



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN
INGENIERIA**

**LAS EXTERNALIDADES AMBIENTALES EN EL
SECTOR ELÉCTRICO MEXICANO.
EVALUACIÓN CUANTITATIVA Y ANÁLISIS
INSTITUCIONAL PARA UN SISTEMA ELÉCTRICO
SUSTENTABLE**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE

DOCTOR EN INGENIERÍA

ENERGIA – ECONOMÍA DE LA ENERGÍA

P R E S E N T A

PALOMA MACÍAS GUZMÁN

TUTOR:

DR. JORGE MARCIAL ISLAS SAMPERIO

2012



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:


Presidente: Dr. Angel de la Vega Navarro
Secretario: Dr. Jorge Marcial Islas Samperio
Vocal: Dr. Víctor Rodríguez Padilla
1er Suplente: Dr. Fabio Manzini Poli
2do Suplente: Dra. Claudia Sheinbaum Pardo

Lugar donde se realizó la tesis:

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN ENERGÍA

TUTOR DE TESIS:

DR. JORGE MARCIAL ISLAS SAMPERIO

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'J. Samperio', written over a horizontal line.

A mis padres:
*Eugenio Macías Aguilar
Luz Margarita Guzmán Arellano*

A mis hermanos:
Juan, Demetrio, Eugenia y Gabriela

A mis sobrinos:
Sabina, Mauro y Gala

A mis sinodales y a mis compañeros:
*Dr. Jorge Islas Samperio, Dr. Fabio Manzini Poli, Dr. Víctor Rodríguez Padilla,
Dr. Angel de la Vega Navarro, Dra. Claudia Sheinbaum Pardo,
M. I. Genice Kirat Grande Acosta, L.I. Ma. De Jesús Pérez Orozco, Dr. Ricardo Vázquez Perales*

A todos los que apoyaron de muchas formas este proyecto, especialmente:
*Ana María Sánchez, Soledad Echegoyen, Gabriel Haddad, Bertram Nagel,
Jaime Taylor, Carmen Gutiérrez, Rebeca Jasso, Xasni Pliego, Norma Frida Roffe,
Roberto Barajas, Leticia Peñaloza, Jorge Miller*

A Ariel y a Melchor

*Esta investigación fue realizada con el apoyo del CONACYT, a través de la beca doctoral 195031
y del proyecto CONACYT-SENER-Sustentabilidad Energética No. 117808.*

Contenido.

Introducción.	1
Capítulo I. Las externalidades ambientales: teoría, métodos y experiencias de evaluación en el sector eléctrico.	8
1.1 Teoría de las externalidades.	8
1.1.1 Externalidades y el óptimo de Pareto.	9
1.1.2 Formulación general de las externalidades.	11
1.1.3 Externalidades y derechos de propiedad.	13
1.1.4 Externalidades y no convexidad.	14
1.1.5 Valoración de externalidades.	17
1.2 Métodos de estimación de externalidades.	19
1.2.1 Asignación subjetiva de valor.	20
1.2.2 Esquemas de rango/ponderación.	21
1.2.3 Costos marginales de mitigación del impacto.	22
1.2.4 Demanda implícita de bienes ambientales.	23
1.2.5 Cálculo directo de costos del daño.	23
1.3 Experiencias de valoración de externalidades en el sector eléctrico.	27
1.3.1 Marco de desarrollo de los principales estudios de externalidades en Estados Unidos y Europa.	27
1.3.2 Análisis de los principales estudios de externalidades a nivel mundial.	33
1.3.3 Valoración de externalidades en México.	35
1.4 Conclusiones al capítulo I.	37
Capítulo II. La contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). el caso de los contaminantes secundarios.	39
2.1 Los contaminantes secundarios, origen, formación y efectos en la salud humana.	39
2.1.1 Contaminantes secundarios.	40
2.1.2 Efectos de las PM _{2.5} en la salud humana.	52
2.2 Características geográficas y socioeconómicas de la ZMCM.	61

2.2.1	Características geográficas.	63
2.2.2	Características socioeconómicas.	67
2.3	Los contaminantes secundarios en la ZMCM y las afectaciones a la salud de sus habitantes.	69
2.3.1	Inventario de PM _{2.5} .	70
2.3.2	Efectos de la contaminación en la salud de los habitantes de la ZMCM.	71
2.4	Conclusiones al capítulo II.	72

Capítulo III. Las externalidades generadas por el sector eléctrico en la ZMCM. Cuantificación para un manejo sustentable. **75**

3.1	El modelo simple uniforme.	76
3.1.1	Principios generales del modelo.	76
3.1.2	Estimación del impacto en un área específica basada en el modelo simple uniforme.	81
3.2	Análisis de las centrales eléctricas consideradas.	87
3.2.1	Ubicación geográfica de las centrales eléctricas.	88
3.2.2	Cálculo del impacto acumulado para cada central eléctrica.	98
3.3	Cálculo de las externalidades por efectos de los contaminantes secundarios en la salud.	105
3.3.1	Etapas y supuestos.	105
3.3.2	Impactos a la salud en la ZMCM.	113
3.3.3	Costos del daño en la ZMCM.	114
3.4	Conclusiones al capítulo III.	117

Capítulo IV. La incorporación de las externalidades al sistema eléctrico mexicano. **120**

4.1	Incorporación de las externalidades en la operación de las centrales eléctricas.	120
4.1.1	Teoría de los precios sombra y de los suplementos ambientales.	121
4.1.2	Aplicación de los suplementos ambientales en la planeación y el despacho eléctrico.	125
4.1.3	Cálculo de los suplementos ambientales en el caso de México.	126
4.2	Incorporación de las externalidades en la operación de las centrales eléctricas.	130

4.2.1	El despacho eléctrico en México.	130
4.2.2	El modelo Orced.	132
4.2.3	Adaptación del modelo Orced al sistema eléctrico nacional.	134
4.3	¿Hacia nuevos paradigmas de generación eléctrica?	151
4.4	Conclusiones al capítulo IV.	154
 Conclusiones.		 156
 Referencias.		 160
 Anexo I. Estudios de externalidades realizados a nivel mundial.		 172
 Anexo II. Artículo publicado.		 177

Introducción.

La evaluación de externalidades ambientales en el sector eléctrico es un tema de gran importancia en la actualidad. El alcance mundial de los cuestionamientos sobre los efectos sociales y económicos de la operación de este sector y el análisis de la información disponible sobre el tema han generado un gran interés por evaluar los impactos de la quema de combustibles fósiles para generación de electricidad en la salud de la población; el patrimonio cultural, y en los suelos y cuerpos de agua (EIA, 1995; EC, 2012). Este aspecto adquiere aun más relevancia si se consideran los efectos globales que pueden tener las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la producción de electricidad.

Aun cuando el cálculo de las externalidades ambientales en el sector eléctrico es un ejercicio relativamente reciente, los fundamentos para su análisis, visto como un problema referente a bienes públicos, se remontan a los inicios de la teoría económica moderna, pero es hacia mediados de la década de los 70 cuando se realizan las primeras formalizaciones y a partir de entonces se aplican diversos enfoques metodológicos y numerosos ejercicios de cuantificación (Schleisner, 2000; Sundqvist y Söderholm, 2002). No obstante, el tema aun es fuente de amplios debates en lo concerniente a la validez de los resultados obtenidos y a su pertinencia para el diseño y aplicación de políticas ambientales (Söderholm y Sundqvist, 2003; Azqueta y Delacámara, 2006; Bithas, 2011; Van den Bergh, 2012).

En el caso de México se cuenta con estudios relacionados con el tema, que abordan aspectos como los costos de tecnologías de control y abatimiento de emisiones del sector eléctrico mexicano (Islas *et al*, 2004) y el análisis de las principales metodologías de evaluación de externalidades (Islas *et al*, 2001). Por su parte, las dos investigaciones más recientes sobre externalidades ambientales del sector eléctrico mexicano, realizadas por Semarnat (2004) y por el Instituto Nacional de Ecología (Zuk *et al*, 2006) constituyen un gran avance en términos analíticos y metodológicos. La primera de ellas se centró en la cuantificación de los impactos a la salud de centrales termoeléctricas del Sistema Eléctrico Nacional, en tanto que la segunda aborda el caso de la central termoeléctrica de Tuxpan, Veracruz.

Sin embargo, la investigación de Semarnat (2004) se enfrentó a grandes carencias de información que le confieren una alta imprecisión a los resultados, ya que la mayoría de

los datos disponibles fueron obtenidos de estudios realizados en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) y fue necesario extrapolarlos a diferentes lugares del país. Por otra parte, ambos proyectos conceden una importancia mayor (Semarnat, 2004) o total (Zuk *et al*, 2006) a los efectos de escala local derivados de las emisiones de contaminantes primarios¹. En este aspecto, la única evaluación detallada de los impactos generados a partir de contaminantes secundarios², con efectos de escala regional corresponde al proyecto MILAGRO (Megacity Initiative: Local and Global Research Observations), el cual abordó en forma detallada la problemática concerniente a la caracterización de las fuentes de contaminantes en la zona, incluidas las plantas eléctricas locales; las concentraciones; el transporte y los procesos de transformación de los gases y partículas finas emitidas a la atmósfera, así como la evaluación de los impactos regionales y globales de estos contaminantes (Molina *et al*, 2010). La relevancia de los impactos de las plantas termoeléctricas en México radica en que una parte significativa del parque de generación eléctrica a base de combustóleo, carbón y gas natural puede provocar un alto nivel de externalidades por contaminantes secundarios en zonas distantes y con una gran densidad de población, como son las principales zonas metropolitanas del país. Además, este tipo de plantas continuará teniendo una participación importante en la generación eléctrica en México durante las siguientes décadas (Sener, 2010).

El alcance de esta investigación se delimitó, por una parte, a la cuantificación de las externalidades ambientales generadas en la ZMCM a través de los impactos a la salud provocados por contaminantes secundarios originados por las emisiones de siete plantas eléctricas a combustóleo, carbón y gas natural, ubicadas fuera de la zona de estudio. Esta delimitación se definió, por un lado, en función de la disponibilidad de información ambiental, meteorológica y epidemiológica, concentrada en buena medida en la ZMCM en relación con otras regiones de la República Mexicana. Por otra parte, el análisis de la problemática de la ZMCM por partículas y contaminantes secundarios se ha abordado de forma local en diversos estudios (Molina y Molina, 2002) , y recientemente, con el mencionado proyecto MILAGRO. Sin embargo, es importante tomar en cuenta la contribución de diversas plantas generadoras de energía eléctrica ubicadas en diversos puntos del país, fuera de la ZMCM y cuya magnitud es significativa de acuerdo con las evidencias disponibles.

Por otra parte, se analizaron los aspectos de incorporación de externalidades a la operación y planeación eléctrica, con el fin de aplicar un método para su integración en la operación del sistema eléctrico. La información disponible muestra los esfuerzos institucionales por comenzar a integrar las externalidades ambientales en los esquemas de política energética de los países industrializados (Virdis, 2001). Para el caso de

¹ Dentro de los contaminantes atmosféricos, un contaminante primario es aquel que se emite a la atmósfera directamente de la fuente y retiene la misma forma química (EPA, 2010).

² Un contaminante secundario es aquel que se forma por las reacciones atmosféricas del precursor o de las emisiones primarias . Los contaminantes secundarios son producto de un experimentan un cambio químico de los contaminantes primarios, una vez que éstos alcanzan la atmósfera (EPA, 2010).

México, el hecho de que bajo el sistema de costos vigente, es decir, sin la incorporación de las externalidades correspondientes, las fuentes convencionales de generación eléctrica resulten más económicas que otras opciones, representa un serio problema para posibilitar en el corto plazo una mayor participación de las fuentes limpias en el mercado eléctrico y para orientar los procesos de planeación del sistema eléctrico mexicano hacia una mayor sustentabilidad.

No obstante, un primer paso para incorporar las externalidades dentro de los lineamientos de política energética en México quedó manifiesto en el Decreto que reforma la Ley para el Aprovechamiento de Energías Renovables y el Financiamiento de la Transición Energética, así como la Ley del Servicio público de Energía Eléctrica (PR, 2012; Sener, 2010) al designar a la Secretaría de Energía como la responsable de elaborar una metodología de cálculo de externalidades relacionadas con la generación eléctrica a partir de fuentes renovables y no renovables, con el objeto de establecer acciones de política planteadas en esta misma ley. Si bien el decreto mencionado sugiere la elaboración de una metodología del cálculo de externalidades, es de esperarse que se recurra a referentes validados a partir de las experiencias internacionales, principalmente de Europa, con el modelo ExternE y en Estados Unidos, ya que se cuenta con métodos probados y con una gran base de información epidemiológica, económica, tecnológica, etc. que posibilita realizar las primeras aproximaciones cuantitativas al problema.

Las externalidades calculadas pueden formar parte de indicadores para calcular aspectos como:

- Contraprestaciones que pagarán los suministradores de electricidad a los generadores que utilicen fuentes renovables de energía.
- El cálculo de los costos de corto y largo plazo para los prestadores de servicio público de energía eléctrica, considerando que las externalidades deberán incorporarse al costo mínimo de despacho.

La presente investigación parte de la hipótesis de que las características de los contaminantes secundarios formados a partir de las emisiones de siete plantas de generación eléctrica ubicadas fuera de la ZMCM, aunados a las características geográficas y sociodemográficas de esta zona (Molina y Molina, 2002), hacen que las externalidades generadas por la operación de dichas plantas sean altamente significativas en esta área, lo que vuelve necesario conciliar criterios locales y nacionales en las políticas energética y ambiental. El análisis y reconocimiento de esta situación, y de las diversas barreras institucionales que existen para la aplicación de políticas ambientales, fuera del esquema de comando y control, indica que en el corto plazo la aplicación en la operación eléctrica de instrumentos económicos tales como los suplementos ambientales, cuyo efecto es equivalente al de un impuesto ambiental, pero sin existir una recaudación,

(Burtraw y Krupnick, 1996) y las mejoras tecnológicas son el punto de partida para proponer el rediseño de políticas energéticas y ambientales (Islas y Grande, 2008).

La cuantificación realizada en esta investigación parte de reconocer la gran complejidad que implica la valoración económica de los efectos de los contaminantes secundarios, específicamente sulfatos (SO_3) y nitratos (NO_3)³ en la salud humana, debido a los diversos orígenes de las partículas finas ($\text{PM}_{2.5}$) y considerando la incertidumbre que prevalece aun en la relación entre la exposición a los contaminantes y los impactos a la salud (Pope y Dockery, 2006). El método presentado en este trabajo muestra esta limitación y las incertidumbres que genera, y se enfoca en evaluar ocho impactos a la salud en los habitantes de la ZMCM, ocasionados por los compuestos mencionados que se forman a partir de las emisiones de las siete plantas eléctricas consideradas.

Con esto se buscó cubrir el objetivo de proporcionar los referentes básicos en términos cuantitativos e institucionales para la integración de las externalidades del sector eléctrico en las decisiones de política energética y ambiental, conciliando criterios locales y nacionales en México, a partir del análisis de las externalidades producidas por contaminantes secundarios generadas por plantas eléctricas ubicadas fuera de la ZMCM y cuyo rango de impacto abarca esta zona.

La intención de este trabajo es elaborar una aproximación hacia los elementos que pueden apoyar una política energética y ambiental adecuada en términos económicos y ambientales para el sector eléctrico y en una perspectiva más amplia, hacia la planeación ambiental, energética y de salud en México que posibilite mitigar una situación inherentemente inequitativa, al no ser capaces todos los sectores de la población de enfrentar los costos económicos de los padecimientos generados por las emisiones de contaminantes. Si bien esta investigación no pretende cubrir todos y cada uno de los elementos que se identificarán, es un primer intento de hacer un análisis cuantitativo de las externalidades ambientales del sector eléctrico mexicano sobre una zona tan importante como la ciudad de México y su área conurbada, en un aspecto que ha sido poco abordado, a excepción de los aportes del proyecto MILAGRO (Molina et al, 2010), sobre el transporte y la transformación de los contaminantes generados en la ZMCM y sus efectos fuera del área.

En términos generales, las externalidades se consideran como aquellas economías o deseconomías producidas por un agente económico sobre un individuo u organización ubicado fuera del mercado en el que se realizó la transacción original (Baumol y Oates, 1998). A pesar de la aceptación de este planteamiento, el concepto de externalidades es objeto de múltiples debates, como lo señalan Cornes y Sandler (1999), quienes parten de

³ El análisis se centra específicamente en estos contaminantes debido a que sus precursores, el bióxido de azufre (SO_2) y los óxidos de nitrógeno (NO_x) son los principales productos de la quema de combustibles fósiles utilizados para generar electricidad, como son el combustóleo, el carbón y el gas natural. Asimismo, existe un amplio registro disponible de las emisiones de estos contaminantes en México. (Vijay, Molina y Molina, 2004b ; Sener, 2007).

considerar un equilibrio competitivo, con un conjunto completo de mercados, en donde cada cantidad concerniente a cada individuo tiene un precio designado y se determina por los agentes involucrados. Sin embargo, en una situación más cercana a la realidad, la no convexidad de los mercados y la falta de definición de los derechos de propiedad hace considerar estos factores y generar soluciones que cumplan en la medida de lo posible con el principio de la asignación eficiente de recursos. A este respecto, tanto Baumol y Oates (1998) como Murty (2010) coinciden en la necesidad de plantear soluciones como resultado de una acción colectiva, y no únicamente a través de mecanismos del mercado.

Por su parte, la valorización de las externalidades, tiene su origen en los planteamientos de la teoría del bienestar, y se enfoca por lo general en la voluntad de un individuo a pagar por disfrutar un ambiente limpio. Sin embargo, si el objetivo es valorar los beneficios a la salud por la reducción de un contaminante, Freeman (2003) establece que puede utilizarse el costo monetario de medicinas, honorarios médicos y salarios no devengados como un indicador de la voluntad a pagar para evitar la enfermedad, lo que, sin embargo, no considera la voluntad a pagar para prevenir situaciones como el dolor o el sufrimiento. En cualquier caso, uno de los aspectos implícitos en el análisis de las externalidades es el de la equidad, ya que en un país como México, caracterizado por una fuerte concentración del ingreso y por una cobertura deficiente de los servicios de salud, es de esperarse que una parte significativa de la población no tenga acceso a tratamientos de las enfermedades ocasionadas por la presencia de contaminantes secundarios.

Bajo esta perspectiva, el análisis de externalidades realizado en este trabajo se enfoca a la valoración económica de tres impactos de largo plazo (mortalidad crónica; bronquitis crónica, y tos crónica), y de cinco impactos de corto plazo (días de actividad restringida; visitas a salas de urgencia; ataques de asma, y admisiones hospitalarias, cerebro-cardio-vasculares y respiratorias). El método utilizado corresponde al de vías de impacto (EC, 1995a; EC, 2005) y consiste en cuatro pasos: 1) Emisión, en donde se identifican las tecnologías y los contaminantes relevantes emitidos por una planta eléctrica en un sitio específico. 2) Dispersión, que consiste en el cálculo del incremento en la concentración de contaminantes en regiones afectadas, utilizando un modelo de dispersión atmosférica. 3) Estimación de los impactos a la salud a través de funciones concentración-respuesta, y 4) Valoración de estos impactos a la salud en términos monetarios. Este proceso se lleva a acabo con la ayuda del modelo simple uniforme (Spadaro y Rabl, 1999), el cual forma parte del software RiskPoll⁴ (Rabl y Spadaro, 2012) y fue desarrollado como una alternativa de cálculo de externalidades ambientales en situaciones en las que no se dispone de información y recursos abundantes.

En este sentido, el grado de simplificación del modelo hace necesario recurrir a una serie de supuestos, entre los que se encuentran: la distribución uniforme de los receptores de

⁴ Este modelo se conoció inicialmente como Simpacts y fue desarrollado para la Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA, 2009).

los contaminantes; una función de concentración-respuesta lineal y sin umbral, cuya pendiente es constante e independiente de la concentración de contaminantes en el aire; una concentración de contaminante proporcional a su tasa de remoción atmosférica y la existencia de una tasa de decaimiento del contaminante constante en todo el rango geográfico. Adicionalmente, el modelo es sometido a una adaptación que permite calcular las externalidades en una zona específica, como lo es la ZMCM.

Si bien el modelo recurre a diversas simplificaciones, el cálculo se realiza con datos reales correspondientes a 2005 de: emisiones; localización de las plantas generadoras; velocidad del viento; altura de la capa de mezcla, y funciones concentración-respuesta. Los resultados de esta valoración se utilizan para calcular suplementos ambientales, que consisten en la externalidad calculada multiplicada por un factor de ajuste que refleja las distorsiones de un mercado eléctrico en el que persisten esquemas centralizados de generación (Burtraw y Krupnick, 1996). Estos suplementos se incorporan a los costos variables de las plantas analizadas para simular el despacho eléctrico bajo dos situaciones: con y sin suplemento ambiental. El cálculo y análisis del despacho se realiza con la ayuda de un modelo simplificado (Hadley y Hirst, 1998).

El presente trabajo está estructurado en cuatro capítulos. En el primero de ellos se abordan los principales fundamentos teóricos de las externalidades; los enfoques metodológicos más relevantes para su cuantificación; las experiencias de cálculo a nivel nacional e internacional, y el análisis de vías de impacto contenido en el software RiskPoll con el fin de proporcionar un marco referencial básico que posibilite la comprensión de los capítulos siguientes y delimite los alcances y límites del método de valoración utilizado en esta investigación.

En el segundo capítulo se analizan diversos aspectos relacionados con la problemática ambiental y de salud por contaminantes secundarios en la ZMCM, definiendo el contexto de esta investigación e identificando las diversas variables que se utilizaron en la cuantificación de las externalidades. Asimismo, se consideró importante identificar los procesos químicos involucrados en la formación de contaminantes secundarios, así como sus principales características fisicoquímicas y los mecanismos de transporte que determinan su relevancia en el problema de la contaminación atmosférica de la ZMCM desde el punto de vista de los impactos a la salud.

El tercer capítulo se centra en el cálculo de las externalidades de siete plantas eléctricas ubicadas fuera de la ZMCM a partir de la información y los criterios definidos en los capítulos anteriores, así como de información sobre los impactos a la salud y sus respectivos costos, correspondientes a la ZMCM. Para esto se requirió, por un lado, identificar a las fuentes generadoras de contaminantes secundarios dentro del sector eléctrico con efectos en la ZMCM, abarcando aspectos técnicos, geográficos y de planeación eléctrica que permitieran definir el grado de aproximación de las estimaciones

cuantitativas de sus externalidades. Por otra parte, se generaron datos cuantitativos que proporcionan ordenes de magnitud razonablemente aproximados de las externalidades generadas por las plantas seleccionadas. Para este fin en este capítulo se aplica el análisis de vías de impacto contenido en el modelo RiskPoll y se establecen las adaptaciones necesarias para poder estimar los impactos y costos del daño en una zona específica, en este caso, la ZMCM.

El cuarto capítulo aborda el tema de la aplicación de las externalidades calculadas en el capítulo 3 al sistema eléctrico mexicano. Se explica que si bien existe un gran número de propuestas y lineamientos de política al respecto (Viridis, 2001; Rose, Centollela, y Hobbs, 1994; Linares, 2007), la aplicación concreta de las cifras calculadas en la gestión ambiental del sector eléctrico aun no ha sido desarrollada del todo. De esta forma, se realiza un ejercicio cuantitativo utilizando un modelo simplificado de despacho eléctrico (Hadley y Hirst, 1998), en el cual se establecen dos escenarios: uno sin incorporación de externalidades y el otro con su incorporación, a través de suplementos ambientales calculados previamente, con el fin de reflejar las imperfecciones de mercado que introduce la existencia de una empresa pública como CFE.

Finalmente, se presentan las conclusiones finales de esta investigación y se adjunta un artículo publicado en la revista Science of Total Environment, con los resultados de la estimación de externalidades realizada.

Capítulo I.

Las externalidades ambientales: teoría, métodos y experiencias de evaluación en el sector eléctrico.

El cálculo de las externalidades ambientales en el sector eléctrico es un ejercicio relativamente reciente, ya que sus primeros resultados se remontan a la década de los 80. Sin embargo, los fundamentos para el análisis de este tema, visto como un problema referente a bienes públicos, se remontan a los inicios de la teoría económica moderna, con el trabajo de David Hume, *Tratado de la Naturaleza Humana*, publicado en 1739 (Cornes y Sandler, 1989). En el siglo XX los primeros trabajos que abordan el tema de manera más formalizada se remontan a la década de los 50, pero es hacia mediados de la década de los 70 cuando el tema de las externalidades ambientales es formalizado con los planteamientos de Baumol y Oates, entre otros autores. Si bien desde esos años hasta la fecha se han desarrollado diversos enfoques metodológicos y numerosos ejercicios de cuantificación de externalidades ambientales, centradas principalmente en la generación de electricidad, el tema aun es fuente de numerosos debates en lo concerniente a la validez de los resultados obtenidos y a su pertinencia para el diseño y aplicación de políticas ambientales. En este capítulo se abordarán los principales fundamentos teóricos de las externalidades; los enfoques metodológicos más relevantes para su cuantificación y las principales experiencias de cálculo a nivel nacional e internacional.

1.1 Teoría de las externalidades

El concepto de “externalidad” aun continua sujeto a debate. De acuerdo con Baumol y Oates (1998), para algunos autores es completamente preciso, mientras que para otros es completamente ambiguo. En cualquier caso, el concepto involucra a un agente económico cuya actividad genera un daño o un beneficio a otro agente ubicado fuera del mercado en el que se realizó la transacción original. A partir de ahí, el análisis de las externalidades ha abordado aspectos tan relevantes como la equidad, o el diseño de políticas públicas.

Randall (1983) señala que la definición usual de una externalidad plantea una situación *“...en la que la utilidad de una parte afectada es influida por un vector de actividades bajo su control, pero también por una o más actividades bajo el control de otro (u otros).”* Meade (1973, citado por Cornes y Sandler, 1999), identifica a una externalidad de la siguiente forma: *“Una economía (deseconomía) externa es un evento que confiere un beneficio apreciable (infringe un daño apreciable) en alguna o varias personas, sin contar del todo con su consentimiento al tomar la decisión que llevó directa o indirectamente al*

evento en cuestión.” Por su parte, Arrow (1970, citado por Baumol y Oates, 1998), asocia las externalidades con la ausencia de algunos mercados en el comercio de bienes que afectan el bienestar de agentes económicos. Por su parte, Buchanan y Stubblebine (citados por Baumol y Oates, 1998) definen una “externalidad Pareto-relevante” como aquella que se presenta cuando, en un equilibrio competitivo se violan las condiciones marginales para la asignación de recursos. Aun cuando la teoría de las externalidades ha tenido un gran desarrollo a partir del concepto de la Pareto-relevancia, Randall (1983) señala que muchas categorías de interacciones que cumplen con la definición de externalidad pueden ser manejadas eficientemente en los mercados, y no hay posibilidades de que exista una Pareto-relevancia para estas categorías cuando los mercados funcionan adecuadamente.

Baumol y Oates (1998) expresan una definición de externalidades a partir de dos condiciones:

- Condición 1. Una externalidad se presenta cuando las relaciones de utilidad o producción de un individuo (A) incluyen variables reales (es decir, no monetarias), cuyos valores son elegidos por otros agentes, que pueden ser individuos, corporaciones o gobiernos, sin guardar una atención particular a los efectos sobre el bienestar de A.
- Condición 2. El tomador de decisiones, cuya actividad afecta los niveles de utilidad de otros o interviene en su función de producción, no recibe (o no paga) en compensación por esta actividad un monto igual en valor a los costos o beneficios resultantes para otros.

1.1.1 Externalidades y el óptimo de Pareto.

Considerando el caso de las emisiones de humo de una fábrica, en donde todos los residentes del área sufren los efectos de la contaminación y además, el consumo individual de aire contaminado no reduce el consumo que realiza alguien más. El problema de asignación involucra, por una parte, la adopción de un nivel eficiente de emisiones de humo por parte de la fábrica, y la elección de un nivel eficiente, o de actividades “defensivas” por parte de las víctimas de la polución. En el primer caso, es claro que la compañía deberá seleccionar el nivel apropiado de medidas de abatimiento para reducir las emisiones a sus niveles de eficiencia; sin embargo la respuesta de las víctimas puede ser más ambigua, ya que pueden tener ante ellas una gama de actividades, mediante las cuales pueden protegerse a sí mismas de los efectos nocivos de la externalidad, como puede ser la inversión en equipos limpiadores de aire, o también pueden elegir mudarse a una nueva localidad a mayor distancia de la fábrica. Estas respuestas se denominan “actividades de defensa”, y pueden ser de naturaleza eminentemente privada, al no tener efectos en el consumo de humo de otras víctimas.

De esta forma, el problema se centra en encontrar una serie de condiciones que caractericen un comportamiento consistente con un óptimo social por parte de los propietarios de la fábrica y de las víctimas y determinar una serie de incentivos que induzcan a las firmas (maximizadoras de beneficios) y a los individuos (maximizadores de utilidades) a satisfacer estas condiciones.

El análisis del modelo básico de Pareto realizado por Baumol y Oates (1998) parte de considerar una economía perfectamente competitiva, es decir, aquella en la que se encuentra un gran número de productores y un gran número de consumidores de la externalidad, de forma que cada uno de ellos considera como dadas y fuera del ámbito de su influencia las magnitudes de los precios e impuestos pertinentes, es decir, todos son "tomadores de precios".

En este planteamiento, las actividades productivas de las firmas generan una externalidad, como es el caso del humo, que incrementa el costo de otros procesos de producción y constituye una desventaja para los consumidores. Se considera que la elección de los niveles de actividad, incluyendo los niveles de producción y utilización de insumos influye en la producción de humo de la firma directa o indirectamente, a través del uso de procesos tecnológicos menos contaminantes. De manera similar, con la elección conjunta de los niveles de actividad y su ubicación, los individuos y las firmas determinan su vulnerabilidad al daño ocasionado por el humo.

Definiendo las siguientes variables como:

x_{ij} = monto del bien (o recurso) i consumido por el individuo j ($i = 1, \dots, n$) ($j = 1, \dots, m$)²

y_{ik} = monto del bien (o recurso) i producido (utilizado) por la firma k ($i = 1, \dots, n$) ($k = 1, \dots, h$).

r_i = cantidad total del recurso i disponible para la comunidad.

s_k = emisión de la externalidad (humo) por la firma k .

$z = \sum s_k$ = emisiones totales en la comunidad.

$u^j(x_{1j}, \dots, x_{nj}, z)$ = función de utilidad individual del j -ésimo individuo.

$f^k(y_{1k}, \dots, y_{nk}, s_k, z)$ = producción de la firma k -ésima.

La variable z en cada función de producción y de utilidad representa la posibilidad de que la utilidad o producción del individuo o firma correspondiente sea afectada por la generación de la externalidad en la comunidad.

Se asume que el conjunto factible de complejos para cada consumidor es convexo, lo que representa una curva de indiferencia entre distintos bienes; cerrado, debido a que existen opciones restringidas entre los bienes a elegir, desde abajo en las x , y contiene el vector nulo, que la función de utilidad que representa la preferencia de cada persona es dos veces diferenciable, casi cóncava y se incrementa en las x , y que el conjunto de producción viable para cada firma es definido por un conjunto de restricciones técnicas que son dos veces diferenciables y definen un conjunto convexo de posibilidades de producción.

El óptimo de Pareto se determina de la siguiente forma:

Maximizar

$$u^j(x_{1j}, \dots, x_{nj}, z) \quad (1)$$

sujeto a:

$$u^j(x_{1j}, \dots, x_{nj}, z) \geq u^{*j} \quad (j = 2, \dots, m)$$

$$f^k(y_{1k}, \dots, y_{nk}, s_k, z) \leq 0 \quad (k = 1, \dots, h)$$

$$\sum_{j=1}^m x_{ij} - \sum_{k=1}^h y_{ik} \leq r_i \quad (i = 1, \dots, n)$$

$$\text{Donde } x_{ij} \geq 0, s_k \geq 0, z \geq 0$$

La razón por la que no es necesario que todas las variables $y_{ik} \geq 0$ radica en que algunas firmas pueden requerir los productos de otras como insumos (bienes intermedios), lo que se describe manejando y_{ik} como un producto negativo cuando se emplea como un insumo.

1.1.2 Formulación general de las externalidades

Una vez definidas las condiciones para el óptimo de Pareto, Cornes y Sandler (1999) establecen una formulación general de las externalidades desarrollada por Arrow. Se considera un equilibrio competitivo, con un conjunto completo de mercados, en donde cada cantidad concerniente a cada individuo, y que es determinada por acciones de agentes, tiene un precio competitivo designado. Así, en una condición de equilibrio, la utilidad individual i puede ser descrita por la función de utilidad indirecta

$$V^i = V^i(\mathbf{P}, \Omega^i) \quad (2)$$

Donde:

V^i = utilidad individual

\mathbf{P} = vector de precios

Ω^i = asignación exógena de bienes.

De igual modo, la rentabilidad de cada firma se describe por:

$$\Pi^j = \Pi^j(\mathbf{P}, T^j) \quad (3)$$

Donde:

Π^j = utilidad de la firma

T^j = tecnología exógena disponible

No obstante, si el conjunto de mercados no está completo, las funciones de utilidad y rentabilidad tomarán la siguiente forma:

$$V^i = V^i(\mathbf{P}, \Omega^i, \mathbf{A}^i) \quad (4)$$

$$\Pi^j = \Pi^j(\mathbf{P}, T^j, \mathbf{A}^j) \quad (5)$$

Donde

$\mathbf{A}^i, \mathbf{A}^j$ = son vectores de acciones realizadas por otros, y que son endógenas al sistema económico, por ejemplo, el comportamiento de otros consumidores, o las opciones de producción de otras firmas. Estas acciones no son controladas por la contraparte en cuya función objetivo aparecen.

La razón por la que estos mercados están ausentes se atribuye a cuatro factores (Cornes y Sandler, 1999):

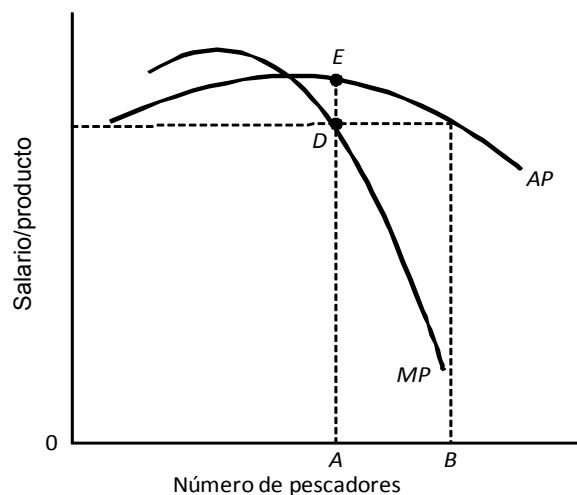
- a) La ausencia de derechos de propiedad definidos y reforzados sobre un bien.
- b) Los altos costos de operación del mercado de ese bien. Si el costo por unidad comerciada excede la diferencia entre el precio de oferta y demanda, no tendrá lugar una transacción voluntaria.

- c) El reducido número de oferentes y demandantes, que hace inexistente un mercado competitivo.
- d) La distribución de la información en una economía, lo que incide en la existencia o no existencia de mercados.

1.1.3 Externalidades y derechos de propiedad.

En un modelo de mercado convencional, se parte de una serie de supuestos entre los que está una definición clara para cada individuo, respecto a sus derechos de uso y disposición de sus bienes asignados, y se asume que estos derechos generalmente son respetados o reforzados a un bajo costo (Cornes y Sandler, 1999). Sin embargo, en un escenario alternativo, definido por Bush y Mayer (1974, citados por Cornes y Sandler, 1999), se mostró la existencia de un “equilibrio anárquico”, en el que al inicio de cada periodo, cada agente es dotado con una cantidad determinada de bienes, cuyos derechos no están reconocidos en esa sociedad, por lo que los individuos eligen entre resguardar sus bienes del robo, o salir y robar los bienes de otros, y mientras más tiempo se pase robando la propiedad de otros, más será robado de los bienes propios.

Las fallas para establecer derechos de propiedad bien definidos se convierten así en un factor de gran importancia en muchas situaciones de externalidades. Baumol y Oates (1988) ilustran una situación de ausencia de derechos de propiedad recurriendo al ejemplo de una pesquería. Considerando en la Figura I-1 que S representa el salario y el producto marginal en empleos alternativos, el número de pescadores en equilibrio es OB , mientras que el producto promedio en términos monetarios de un pescador equivale al salario que éste puede obtener en alguna otra parte.



FUENTE: Baumol y Oates (1988)

Figura I-1.
Externalidades y derechos de propiedad, el ejemplo de una pesquería.

Sin embargo, esta cantidad de pescadores es demasiado grande, por lo que la actividad pesquera individual de uno impone costos en los otros, generando por lo tanto, un rendimiento social marginal (curva MP) inferior al producto marginal de otras actividades (curva AP). Si se establece un cargo que internalice los costos externos que un pescador impone a sus compañeros, igual a DE , esto reducirá el retorno neto del pescador hasta igualarlo con el producto social marginal, y lográndose una reducción en el número de pescadores hacia el nivel de eficiencia OA .

De esta forma, Randall (1983) concluye que la asignación de derechos de propiedad tiene dos funciones. En primer lugar, determinar el flujo direccional de los pagos resultantes de la actividad comercial, o, de forma más coloquial, definen qué parte enfrenta una situación de “pagas o sufres”. Por otra parte, dada la magnitud de los costos de transacción y los efectos en el ingreso, la asignación de derechos de propiedad determina cuánto de la molestia persiste al completarse la transacción.

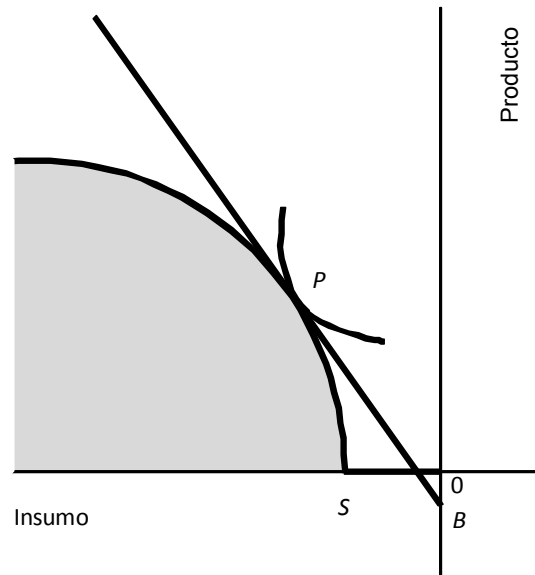
Por esta razón, el establecimiento de un marco institucional con derechos de propiedad bien definidos se considera como un elemento benéfico, ya que estos derechos son una precondition para el intercambio voluntario; es decir, para la evolución de los mercados. Para Baumol y Oates (1988), esto representa un medio alternativo, y a veces el preferible para tratar una externalidad. Sin embargo, esto no siempre es fácil de lograr, e incluso pueden existir motivos para preferir conservar el libre acceso a ciertos recursos sociales, en este punto, Cornes y Sandler (1999) coinciden al indicar que en ciertos casos el costo de implantar una solución puede exceder a los beneficios sociales esperados. Este aspecto genera una interrogante: ¿Bajo qué circunstancias se puede esperar observar un equilibrio en donde ciertos mercados no existen debido a la falta de incentivos privados para crearlos, y a partir de esto sería viable introducir cambios que sean socialmente favorables?

1.1.4 Externalidades y no convexidad.

La cuestión de la disparidad entre los costos y los beneficios sociales planteada al final de la sección anterior, surge de la presencia de no convexidades en los conjuntos de preferencias posibles de los participantes de un mercado (Cornes y Sandler, 1999). Suponiendo una economía con un solo insumo y un solo producto en la cual se requiere una cantidad sustancial de insumo para preparar el proceso antes de poder producir cualquier cantidad de producto, esta situación se puede representar con la Figura I-2.

El área sombreada en la gráfica corresponde al conjunto de posibilidades de producción de esta economía, en tanto que el punto P representa al óptimo de Pareto. Sin embargo,

este no puede considerarse como un equilibrio competitivo descentralizado sostenible, ya que con el vector implícito del precio de equilibrio, la actividad productiva genera una pérdida de OB , cuantificada en términos de producción, por lo que bajo estas condiciones, las compañías optarían por cerrar.



FUENTE: Cornes y Sandler (1999)

Figura I-2.
No convexidad y falta de equilibrio competitivo descentralizado.

La no convexidad es un componente importante en los modelos de externalidades, ya que en una situación como esta pueden no ocurrir transacciones que bajo ciertos criterios sociales, deberían ocurrir. Tomando el ejemplo de la lavandería que es afectada por las emisiones de humo de una termoeléctrica (Baumol y Brandford, 1972, citado por Cornes y Sandler, 1999) demuestran que si la externalidad negativa es suficientemente fuerte, la frontera de transformación mostrará no convexidad. Considerando las siguientes funciones:

$$l_0 = y_0^2 / 2 + \alpha y_1 y_0 \quad (6)$$

$$l_1 = y_1^2 / 2 \quad (7)$$

Donde:

l_0, y_0 = niveles de insumos y productos de la lavandería

l_0, y_0 = niveles de insumos y productos de la central eléctrica

α = intensidad de la polución generada por la central y que afecta a la lavandería.

Se asume una relación monótona creciente entre la generación de electricidad y la producción de humo, y por simplicidad se establece que 1 unidad de electricidad produce 1 unidad de humo. Un valor positivo de α implica que un nivel dado de servicios de lavandería requerirá de más insumos a medida que el nivel de generación de la central sea mayor, y consecuentemente, produzca más emisiones de humo.

Realizando una sustitución entre los bienes intercambiados:

$$y_0^2 / 2 + \alpha y_1 y_0 + y_1^2 / 2 = l_0 + l_1 = L \quad (8)$$

Donde:

L = oferta total exógena de mano de obra

Así, la relación entre la tasa marginal de transformación y el patrón de producción es, por diferenciación:

$$\frac{dy_0}{dy_1} = - \frac{y_1 + \alpha y_0}{y_0 + \alpha y_1} \quad (9)$$

De acuerdo con Baumol y Oates (1988), el conjunto de producción será convexo si y sólo si:

$$2\alpha^2 y_0 + \alpha y_1 < 1$$

Si α , y_0 o y_1 tienen una magnitud suficientemente grande, este requerimiento no será satisfecho. Por otra parte, si $\alpha = 1$, la tasa marginal de transformación es constante. Sin embargo, si $\alpha > 1$, existe una fuerte interdependencia, que produce una no convexidad en el conjunto de posibilidades de producción.

La relevancia del cumplimiento de los supuestos sobre concavidad y convexidad se expresa en tres puntos, que aplican al modelo de equilibrio competitivo:

- a) Existe un conjunto de precios que determinan una línea de presupuesto óptima. En el caso diferenciable con un máximo interior, esta línea será tangente a la correspondiente a las posibilidades de producción y a la curva de indiferencia de la comunidad en el punto óptimo.

- b) En ese punto óptimo y a ese nivel de precios, todos los consumidores y productores se hallarán en equilibrio.
- c) El valor de la producción total a los precios óptimos será maximizado en el punto óptimo. Esta característica –maximización del valor de la producción en coincidencia con la maximización del bienestar social- lo que permite inferir el óptimo de Pareto en una situación de equilibrio.

Cuando las externalidades introducen el problema de la no convexidad, la cuestión se centra en formular reglas capaces de conducir a la economía hacia una solución óptima, ya que los supuestos aplicables al equilibrio competitivo no pueden aplicarse. De esta forma, el problema de las externalidades se asocia con un problema de información, ya que los precios no indican si se está en nivel de bienestar máximo o mínimo; si el máximo es local o global, o en qué dirección debería moverse la economía para asegurar un aumento en el bienestar. A este respecto, Randall (1983) afirma que las instituciones colectivas pueden ser capaces de proveer bienes con no exclusividad o no rivalidad (atributos inherentes a muchos bienes ambientales) en cantidades que se acerquen al monto eficiente, mientras que los mercados individuales no tienen esa posibilidad. Baumol y Oates (1988) comparten este punto de vista al concluir que en un mercado con externalidades, la elección del punto de equilibrio en el cual se desea establecer el funcionamiento de la economía debe realizarse de manera colectiva, y no solamente basado en procesos automáticos del mercado. Murty (2010) refuerza esta afirmación, sugiriendo, sin embargo, una delimitación de la acción colectiva, a través de un equilibrio de consumo colectivo, que involucra, tanto la voluntad a pagar, como un elemento redistributivo, contenidos en un mecanismo político específico, como puede ser una estructura de impuestos progresivos, o elementos que favorezcan el bienestar.

1.1.5 Valoración de externalidades.

La base teórica de la valoración económica de las externalidades tiene su origen en la economía del bienestar. De esta forma, el valor económico de un recurso o servicio es en última instancia una función de las preferencias individuales, por lo que el análisis de este tema se realiza a través de la teoría de la utilidad. Freeman (1993, citado por Sundqvist y Söderholm, 2002) establece la función de utilidad a partir de las combinaciones de las posibilidades de consumo privado y la dotación ambiental y de recursos de un individuo:

$$u_i = u_i(\mathbf{x}, \mathbf{q}) \quad (10)$$

Donde:

u_i = utilidad del individuo i

\mathbf{x} = vector de posibilidades de consumo privado

\mathbf{q} = vector de flujos ambientales y de recursos dados al individuo (por ejemplo, la calidad ambiental)

Asumiendo que algunos de los elementos en q tienen precios positivos, el individuo maximiza su utilidad sujeto a la restricción presupuestal:

$$M_i = \mathbf{p}\mathbf{x} + \mathbf{r}\mathbf{q} \quad (11)$$

Donde:

M_i = ingreso individual de i

\mathbf{p} = vector de precios para \mathbf{x}

\mathbf{r} = vector de precios para \mathbf{q}

La condición de primer orden para este problema de maximización implica que la función de demanda condicional del i -ésimo individuo, x_i , para bienes comerciados puede escribirse como:

$$x_i = x_i(\mathbf{p}, M_i - \mathbf{r}\mathbf{q}, \mathbf{q}) \quad (12)$$

insertando la ecuación (12) en la (10) se obtiene la función condicional indirecta de utilidad v para el i -ésimo individuo:

$$v_i = v_i(\mathbf{p}, M_i - \mathbf{r}\mathbf{q}, \mathbf{q}) \quad (13)$$

De acuerdo con Varian (1992, citado por Sundqvist y Söderholm, 2002), el uso de funciones de utilidad indirectas posibilita expresar las medidas de bienestar en términos monetarios. Suponiendo que el vector \mathbf{q} consiste en sólo un elemento q ; que \mathbf{x} es el numerador y que q es el bien ambiental, puede considerarse un proyecto que posibilite una mejora en la calidad ambiental de q^0 a q^1 (donde, $q^1 > q^0$), el proyecto ocasionará un cambio positivo en la utilidad indirecta o bienestar del i -ésimo individuo tal que:

$$\Delta v_i = v_i(\mathbf{p}, M_i - r q^1, q^1) - v_i(\mathbf{p}, M_i - r^0, q^0) > 0 \quad (14)$$

Sin embargo, puesto que la utilidad no es directamente observable y los bienes ambientales no forman parte de los intercambios del mercado, se requieren formas alternativas de aproximarse al valor de este cambio en el bienestar. En teoría, dos medidas monetarias estándar de cambios en el bienestar basados en la calidad son: el excedente de compensación (*EC*) y el equivalente (*EE*). El primero de ellos se da por la solución a:

$$v_i(\mathbf{p}, Mi - r^0, q^0) = v_i(\mathbf{p}, Mi - rq^l - EC, q^l) \quad (15)$$

en donde *EC* es en este caso iguala la máxima voluntad a pagar (VAP⁵).

Por su parte, *EE* está dado por la solución a:

$$v_i(\mathbf{p}, Mi - r^0 + EE, q^0) = v_i(\mathbf{p}, Mi - rq^l, q^l) \quad (16)$$

En este caso, *EE* es igual a la mínima voluntad a aceptar compensaciones por las mejoras ambientales que no ocurran.

La interpretación de *EC* y *EE* se invierte en el caso de un deterioro en la calidad ambiental: *EC* equivale a la mínima voluntad a aceptar y *EE* es la máxima voluntad a pagar.

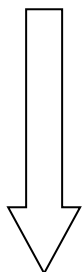
Si bien este es el método utilizado usualmente para valuar una gran cantidad de impactos ambientales, Freeman (2009) señala que cuando se busca valuar los beneficios a la salud por la reducción de un contaminante, el costo monetario que la enfermedad generaría en la parte afectada puede utilizarse algunas veces como un proxy de la voluntad a pagar para evitar la enfermedad. Estos costos pueden incluir: medicinas, honorarios médicos y salarios no devengados. Sin embargo el uso de esta variable excluye la voluntad a pagar para prevenir el dolor, el sufrimiento, etc.

1.2 Métodos de estimación de externalidades.

La valoración monetaria de las externalidades ambientales requiere la aplicación de métodos y técnicas sumamente complejos, que por lo general se apoyan en elementos subjetivos, por lo que su utilidad y pertinencia son motivo de debate. De acuerdo con Swisher, de Martino y Redingler (1997), la estimación de las externalidades ambientales puede realizarse de forma cualitativa o cuantitativa, tal y como se muestra en la Figura I-3.

⁵ Freeman (2003) define la voluntad a pagar como "...la suma máxima de dinero que el individuo desearía pagar en lugar de prescindir de un incremento de algún bien, como puede ser un bien ambiental. Esta suma es el monto de dinero que haría al individuo indiferente entre las opciones de pagar por la mejora y disponer de ella o renunciar a la mejora y conservar el dinero para otras cosas.

Predominantemente
cualitativos:



- M
É
T
O
D
O
S
- Asignación subjetiva de valor
 - Esquemas de rango/ponderación
 - Costos marginales de mitigación del impacto
 - Demanda implícita de bienes ambientales
 - Cálculo directo de costos del daño

Predominantemente
Cuantitativos

FUENTE: adaptado de Islas (2002)

Figura I-3.

Métodos de estimación de externalidades ambientales

La descripción de cada método, sus ventajas y limitaciones se realiza a continuación.

1.2.1 Asignación subjetiva de valor.

Este método asigna valores a los costos o beneficios ambientales de ciertas tecnologías a través diversas técnicas entre las cuales se menciona la estimación de precios hedónicos. Por ejemplo, Chay y Greenstone (1998) definen al enfoque tradicional de los precios hedónicos como aquel que predice sin ambigüedades que la función de precio implícita que vincula los precios de las viviendas con el de un bien fuera del mercado, como la calidad del aire, tiene una pendiente positiva, permaneciendo todo lo demás igual. De esta forma, las localidades con altos niveles de contaminación tendrán un precio inferior con el fin de atraer compradores, por lo que la función de precios hedónicos representa la relación de equilibrio entre los valores de las propiedades y la calidad del aire.

Bajo los supuestos convencionales de una competencia perfecta; información y movilidad y la maximización de las preferencias, el modelo clásico de precios hedónicos especifica el precio de mercado de una casa, P , como una función de sus atributos. Una versión simplificada de ese modelo la plantean Callan y Thomas (1996) en la siguiente ecuación:

$$P = f(X_1, X_2, \dots, X_n, E) \quad (17)$$

donde cada variable X representa algún atributo de la casa, y la variable E significa el nivel de calidad ambiental asociada con la propiedad. El precio de P aumenta si una de estas características se incrementa en magnitud. Este precio marginal es el valor implícito de ese atributo. Por lo tanto, si la calidad ambiental mejora, el incremento resultante en los valores de propiedad puede ser utilizado para estimar los beneficios incrementales asociados.

No obstante, los valores asignados a las externalidades ambientales a través de los precios hedónicos se consideran por lo general como valores mínimos y conservadores, de manera que si son inferiores al valor real, al menos son una opción más conveniente que asignar un valor de cero.

1.2.2 Esquemas de rango/ponderación.

Este método pretende clarificar los criterios de elección tecnológica y de asignar valores relativos a estos criterios, incluyendo aquellos de difícil evaluación como son el impacto ambiental y la equidad social. Este esquema aborda directamente la reacción pública hacia las decisiones de planeación energética a través de mecanismos como el método de referéndum político. (Callan y Thomas, 1996) parten de que el paso hacia un referéndum implica que los votantes evalúen los beneficios incrementales sobre los costos incrementales necesarios para implementar la ley, y un rechazo sugiere lo contrario. Si bien esto permite contar sólo con una evaluación cualitativa sobre los beneficios o costos ambientales, lo que puede ser de cierta utilidad, no proporciona elementos suficientes para obtener una medición de los beneficios incrementales. Por esta razón es deseable dar seguimiento a las reacciones de los votantes a varias series de propuestas que converjan en cómo serán valuados los cambios en la calidad ambiental y recolectar los datos de una muestra diseñada según el tipo de bien o afectación ambiental de que se trate.

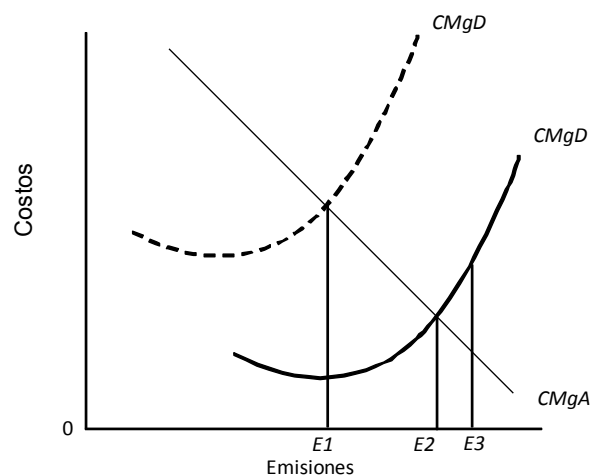
Callan y Thomas (1996) indican que una de las principales desventajas de este método de valoración es su aplicabilidad fuertemente limitada debido a que los datos obtenidos del seguimiento a los votantes no siempre están disponibles. A pesar de esto, este método posibilita la modelización de un mercado de bienes públicos, y además, es un instrumento que posibilita confirmar los hallazgos de otros enfoques de estimación o comprobar el poder predictivo de la utilización de mercados hipotéticos.

1.2.3 Costos marginales de mitigación del impacto.

Si existen regulaciones que indican la elección de la sociedad por un nivel óptimo de emisiones de contaminantes, entonces, el costo marginal de la polución etará determinado por el costo de las medidas de control bajo las regulaciones vigentes. Sundqvist y Söderholm (2002) señalan que el principio que guía a este enfoque es el supuesto de que los legisladores, al establecer un estándar ambiental, consideran la voluntad del público a pagar por mitigar el daño, con lo que se cuenta con una preferencia revelada tan confiable como otros métodos de valoración más directos.

No obstante, este enfoque tiene como desventaja su dependencia del supuesto de que los tomadores de decisiones llegan a decisiones óptimas, al conocer, por ejemplo los costos reales del daño y de abatimiento. La Figura I-4 muestra las curvas de costos marginales de abatimiento y de costo marginal del daño que resultan de determinadas emisiones.

De esta forma, un incremento en el abatimiento es equivalente a menores emisiones. Pero si los tomadores de decisiones establecen un estándar máximo de emisiones en $E3$, el costo de abatimiento subestimara el costo real del daño, mientras que si el estándar se fija en $E1$, el costo de abatimiento será sobreestimado. Así, el punto en donde los costos marginales de abatimiento se igualan con los costos marginales de los daños es $E2$.



Fuente: Sundqvist y Söderholm, 2002

Figura I-4.

Costos marginales de daño y abatimiento

Donde:

$CMgA$ = Curva de costo marginal de abatimiento

$CMgD$ = Curva de costo marginal del daño

$E1, E2, E3$ = Niveles de emisiones

Otra limitación de este enfoque metodológico radica en que las preferencias de la sociedad cambian con el tiempo, a medida que la información, el análisis, valores y políticas se modifican. Por esta razón las preferencias reveladas pasadas pueden guardar poca relación con los impactos actuales y con su valor actual para la sociedad.

Puesto que las emisiones generalmente están controladas para cumplir con las regulaciones existentes, y al rebasar estas regulaciones pueden requerir de tecnología diferente y de mayor costo, los costos actuales de mitigación no necesariamente reflejan los costos de mitigaciones posteriores. Sin embargo, las medidas más costosas utilizadas ahora en ciertas áreas podrían indicar los costos incrementales en otras áreas que aun no han aplicado esas medidas.

1.2.4 Demanda implícita de bienes ambientales.

Este enfoque recurre a técnicas indirectas de valoración como puede ser el gasto preventivo, el cual evalúa los cambios en el gasto de un individuo en bienes y servicios que son sustitutos de la calidad ambiental personal para asignar valor a los cambios en el ambiente general; el costo de viaje, el cual valora un cambio en la calidad de un recurso ambiental evaluando el efecto de ese cambio en la demanda por un bien complementario (Callan y Thomas, 1996), o los precios hedónicos

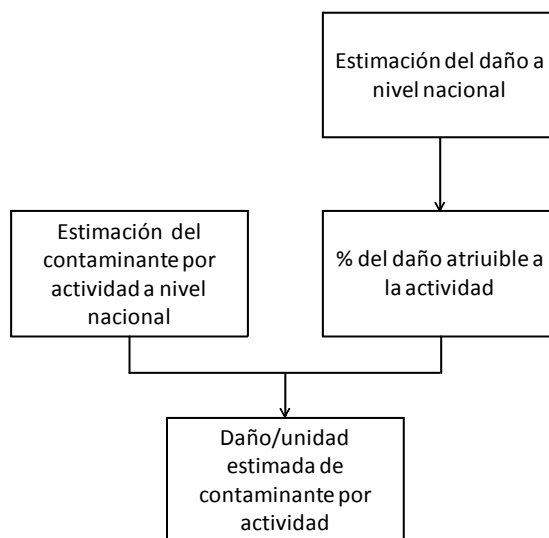
1.2.5 Cálculo directo de costos del daño.

Se consideran técnicas basadas en el enfoque del vínculo físico, pero incluyendo además la estimación de los costos directos a la salud y otros impactos de la contaminación en términos monetarios. Esto se debe a que un aspecto importante excluido frecuentemente de los estudios ambientales y de riesgo es que el valor del daño debe incluir no sólo el costo de lo perdido, sino la cantidad que el público pagaría por evitar el daño. Este valor, que debería ser considerablemente mayor que el costo del daño solamente, es más fidedigno, comparado con el valor de mercado de los bienes económicos producidos a expensas de la calidad ambiental.

Este enfoque busca medir el daño económico originado por externalidades negativas, enfocándose en preferencias expresadas explícitas. Puede subdividirse en dos categorías: top-down y bottom-up. (Sundqvist y Söderholm, 2002).

- Top-down

Esta categoría utiliza datos altamente agregados para estimar los costos externos de contaminantes específicos. Y la realización de estimaciones bajo este enfoque usualmente se da a nivel nacional o regional, utilizando estimaciones de cantidades totales de contaminantes y de los daños totales ocasionados. La Figura I-5 muestra que la estimación del daño a nivel nacional se divide por deposiciones totales del contaminante para obtener una medida del daño físico por unidad de contaminante. Estos daños físicos, en el contexto energético, pueden ser atribuidos a plantas eléctricas y convertidos en costos del daño utilizando las estimaciones monetarias disponibles de los daños originados por los contaminantes estudiados.



FUENTE: EC, (2005)

Figura I-5.
El enfoque top-down.

La principal crítica al enfoque top-down es que en general no puede considerar la especificidad local de muchos tipos de impactos, ni las diferentes etapas del ciclo de combustible. Adicionalmente, se considera que este es un enfoque derivativo, puesto que depende principalmente de estimaciones y aproximaciones previas.

- Bottom-up

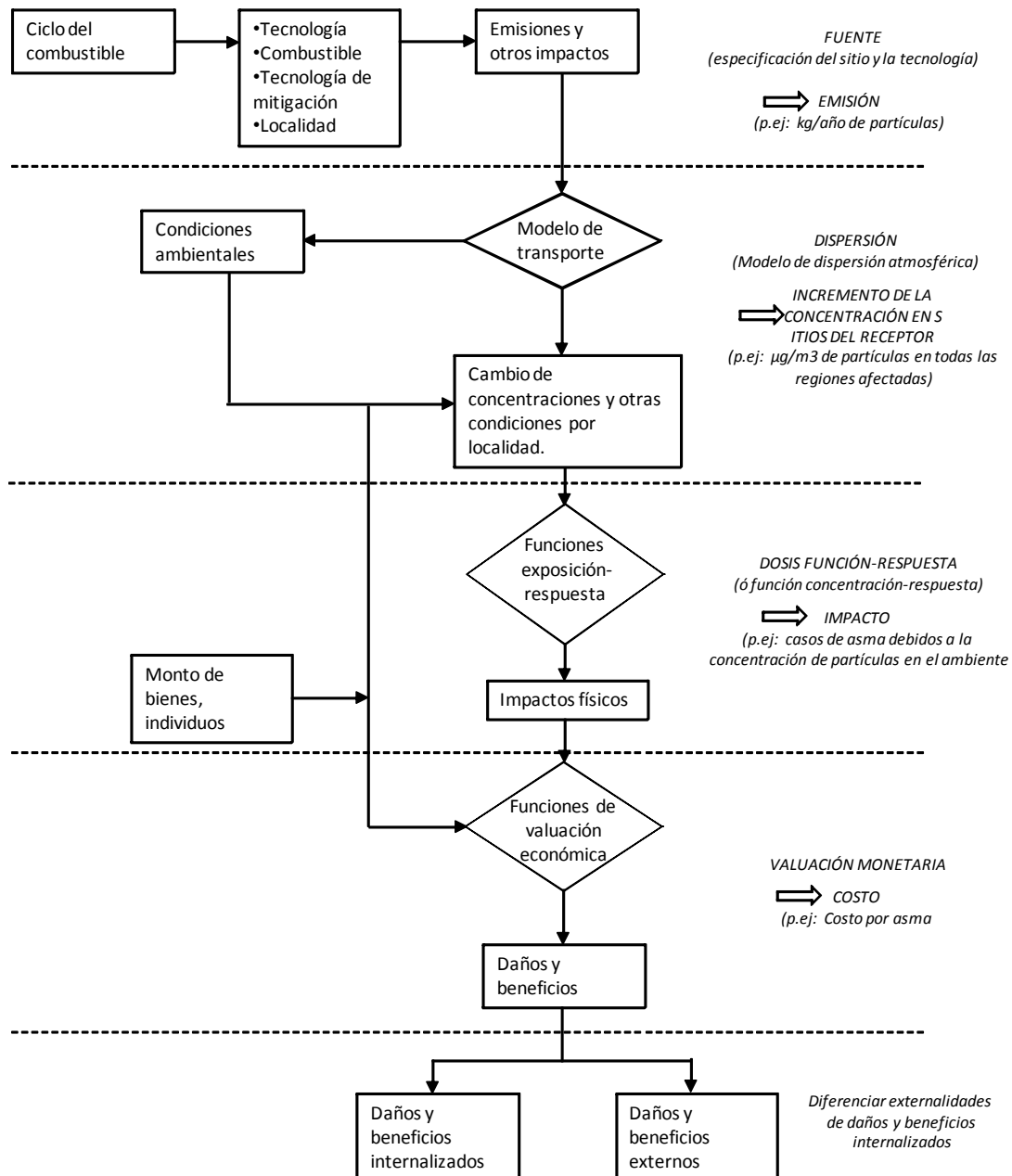
En este enfoque los daños de una sola fuente son seguidos, cuantificados y monetizados mediante funciones del daño o rutas de impacto. De esta forma, se requiere identificar los vínculos entre un contaminante ambiental y algún tipo de daño observado (Callan y Thomas, 1996). Como lo muestra la Figura I-6, las diferentes etapas de este método requieren del uso de datos específicos y de diferentes técnicas de procesamiento, que incluyen (Sundqvist y Söderholm, 2002 y Meier y Munasinghe, 1994):

- a) Modelos de dispersión, mediante los cuales se predicen las concentraciones de contaminantes en el ambiente.
- b) Información de receptores, en lo concerniente a poblaciones de riesgo, rangos de edades, y en algunos casos, la densidad poblacional, a nivel local o regional, dependiendo del nivel de detalle del modelo de dispersión utilizado.
- c) Funciones dosis-respuesta para calcular los impactos de externalidades específicas. La cuantificación realizada en este caso requiere de ciertas consideraciones, como la determinación de umbrales (niveles de concentración que no tienen ningún impacto); la forma funcional de la relación, o si el impacto es o no acumulativo. Finalmente, la valoración económica se realiza transformando los resultados del modelo físico en unidades económicas, utilizando valores de mercado.

Las críticas más notables a este enfoque se basan en que sus aplicaciones han tendido a incluir sólo a un conjunto de los impactos en las estimaciones realizadas, enfocándose en áreas en donde la información está disponible, con lo que las rutas de impacto pueden ser establecidas fácilmente. Como resultado de esto, los análisis bottom-up tienden a excluir impactos potencialmente importantes, en donde los datos no están disponibles (Sundqvist y Söderholm, 2002). Por su parte, Meier y Munasinghe (1994) indica que la magnitud de los impactos ambientales de una tecnología puede variar notablemente de un lugar a otro, lo que puede inducir a sesgos significativos al utilizar valores promedio.

Otra limitación importante de este enfoque tiene que ver con la certidumbre científica. Por una parte, este enfoque se basa en modelos que no reflejan adecuadamente las complejidades del mundo real (Sundqvist y Söderholm, 2002), especialmente en el caso

de los efectos sinérgicos entre contaminantes y las presiones ambientales, y que puede haber problemas para establecer el tiempo de los efectos (por ejemplo, entre la exposición y los impactos); por otra parte, los estudios epidemiológicos que son requeridos para estimar las relaciones dosis-respuesta son altamente detallados y difíciles de conducir de forma que los resultados sean confiables (Meier y Munasinghe, 1994).



FUENTE: Sundqvist y Söderholm (2002) y EC (2005)

Figura I-6.
El enfoque bottom-up

Así, el argumento es que este enfoque puede no ser suficientemente transparente, y aunado a esto, Callan y Thomas (1995) señalan que este enfoque metodológico constituye únicamente una primera aproximación en unidades físicas, por lo que para traducir los impactos a unidades monetarias es necesario utilizar alguna técnica, a menos que los beneficios sean bienes de mercado.

Adicionalmente, Meier y Munasinghe (1994) indican que la aplicación de este método a la problemática de países en desarrollo implica problemas relacionados con la información. Por una parte, es posible que los datos necesarios para los modelos y sistemas requeridos no exista, o no esté disponible; por otra parte, si bien es una práctica común extrapolar funciones de dosis-respuesta de países desarrollados, la validez de este procedimiento aun no ha sido verificada, debido a las diferencias en los niveles de vida y en las condiciones de salud de los habitantes de cada país. Sin embargo, a pesar de estas limitaciones, Sundqvist y Söderholm (2002) sostienen que la orientación de este enfoque hacia estimaciones explícitas del bienestar económico parece ser la más consistente con la teoría económica.

1.3. Experiencias de valoración de externalidades en el sector eléctrico.

Las primeras experiencias en la valoración de externalidades en el sector eléctrico se remontan a la década de los 80 (Sundqvist y Söderholm, 2002), y fue a lo largo de la década de los 90 cuando el surgimiento de este tipo de estudios se extendió, en Europa con el proyecto ExternE (EC, 1995a; EC, 2005) y en Estados Unidos (EIA, 1995).

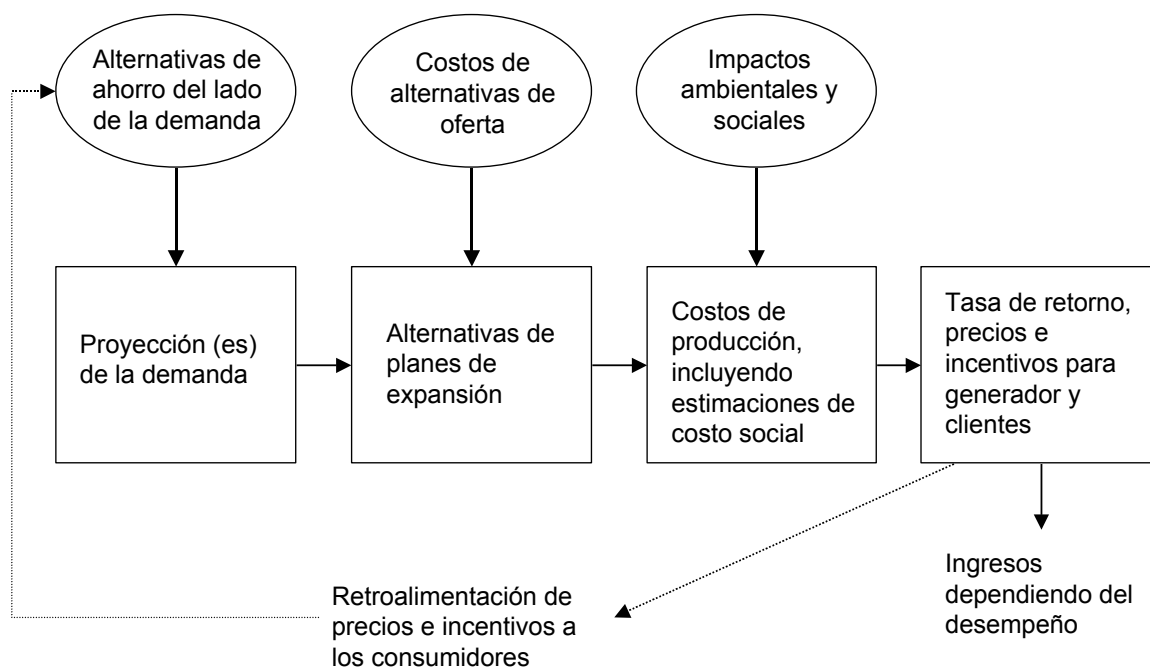
1.3.1 Marco de desarrollo de los principales estudios de externalidades en Estados Unidos y Europa.

- Estados Unidos: Planeación Integrada de Recursos (PIR)

Este esquema de planeación surgió a raíz de la crisis de precios de 1973, cuando el encarecimiento de los combustibles para generación; los impactos de la generación a carbón en el ambiente, y la conciencia de la vulnerabilidad del país respecto al suministro de fuentes energéticas externas, favorecieron su surgimiento (Islas, 2002).

Con este nuevo esquema se buscaba ayudar a las empresas eléctricas de servicio público así como a los organismos reguladores a evaluar consistentemente diversos recursos de oferta y demanda para cubrir las necesidades energéticas de los consumidores de manera costo efectiva. Lo anterior requería la inclusión de la eficiencia energética y de la administración de la demanda como alternativas para algunas plantas eléctricas; los factores ambientales y los costos económicos directos; la participación pública, y el análisis de incertidumbre y riesgos.

Al contrario de la planeación eléctrica tradicional, que se orientaba a expandir la oferta para cubrir el crecimiento anticipado de la demanda al menor costo económico y casi sin considerar la necesidad de un uso eficiente de la energía, la PIR buscaba integrar un rango más amplio de opciones tecnológicas, incluyendo tecnologías para eficiencia de combustibles y para la administración de la demanda, así como fuentes de generación descentralizadas y no necesariamente de servicio público. También implicó la integración de una mayor gama de componentes de costo, incluyendo los costos ambientales y sociales dentro de la evaluación y la selección de recursos técnicos potenciales (Figura I-7).



FUENTE: Swisher, de Martino y Redingler (1997)

Figura I-7.

Esquema de la Planeación Integrada de Recursos

Otros aspectos novedosos en este esquema de planeación son los referentes al origen y propiedad de los recursos, las organizaciones involucradas en la planeación y los criterios para la selección de recursos. De esta forma, se buscaba generar un ambiente económico más favorable para el desarrollo y la aplicación de tecnologías de uso final, incluyendo las fuentes renovables, considerando que los costos ambientales se mostrarían relativamente atractivos comparados con las opciones de oferta tradicionales

La aplicación de este instrumento en países desarrollados se enfoca más a conciliar los requerimientos de capital y recursos externos del sector eléctrico con los mismos requerimientos a nivel de toda la economía, así como con las regulaciones ambientales aplicables a la producción de electricidad. En los países en desarrollo con necesidades crecientes de energía eléctrica y, consecuentemente, con altos costos de generación eléctrica, la PIR se visualizaba también como un valioso instrumento de planeación eléctrica.

Dentro del esquema de la PIR, se consideró que las opciones potenciales de oferta y demanda podían compararse sobre la base de costos ambientales y económicos. Incluso si no se llegaba a una valoración confiable de las emisiones, podía suponerse que las cifras monetarias serían proporcionales a las emisiones (factores de emisión), de manera que pudieran jerarquizarse diferentes medidas de acuerdo con los valores monetarios calculados. Sin embargo, esta incorporación de las externalidades requería que los costos y beneficios ambientales fueran incluidos explícitamente en el análisis económico de cualquier opción de recursos de generación eléctrica, y posibilitar de esta manera una valoración económica directa entre tecnologías convencionales y aquellas que, siendo más limpias, son más costosas. Dado que las opciones de administración de la demanda y las fuentes renovables tienden a producir emisiones muy bajas, la inclusión de los costos ambientales en un análisis de PIR tiende a hacer que estas opciones aparezcan como más favorables al incrementar comparativamente los costos de las fuentes convencionales de energía.

La complejidad teórica y empírica del análisis de externalidades no permite que estas sean asignadas directamente por la PIR dentro de un procedimiento estandarizado, por lo que se aplicaron varios enfoques y criterios. EIA (1995) realizó tres estudios de caso, concentrados en los estados de Massachusetts, Wisconsin y California. Para el primer caso, las externalidades fueron calculadas utilizando métodos de valoración implícita basados en el enfoque de costos de abatimiento, al argumentar la entidad reguladora del estado (Massachusetts Department of Public Utilities, MDPU) que el enfoque de costos del daño carecía de solidez metodológica y de suficiente validez científica. Una actitud similar se observó en el caso de Wisconsin, en donde la entidad reguladora indicó a los generadores eléctricos la aplicación de valores monetarios de las emisiones de gases de efecto invernadero (sobre los que se centró la estimación de externalidades en este estado). Finalmente, el estado de California realizó estimaciones basadas tanto en los costos de abatimiento como en los costos del daño, obteniendo valores significativamente superiores de las externalidades con el primer método.

Aun cuando el cálculo de externalidades buscaba su aplicación bajo el esquema de la PIR, en términos reales esta tuvo efectos muy poco significativos en toma de decisiones sobre el uso de recursos. Por una parte, este proceso se dio en el contexto de una baja significativa de los precios internacionales del petróleo desde inicios de la década de los 80; por otro lado, los avances tecnológicos favorecieron la operación de plantas de ciclo combinado a gas natural como la opción más costo eficiente. Junto con eso, los estudios

realizados no consideraron opciones de energías renovables, y los recursos cuyo uso fue fomentado por las políticas de administración de la demanda no fueron afectados por la incorporación de externalidades.

- Europa: el proyecto ExternE.

Este proyecto fue iniciado en 1992 por la Comisión Europea, en colaboración con el Departamento de Energía (DOE) de Estados Unidos, y su desarrollo obedeció a la preocupación sobre la falta de una integración adecuada de los impactos que tiene el uso de la energía en los procesos de toma de decisiones (EC, 1995a). El enfoque manejado en este proyecto se basa en la teoría de las externalidades, y establece que, de acuerdo con los avances científicos recientes, el uso de la energía provoca daños en una amplia gama de receptores, incluyendo la salud humana, los ecosistemas naturales y las construcciones. Como se explicó en la sección anterior, la denominación de estos daños como costos externos o externalidades obedece en este caso, a que no se reflejan en los precios de mercado de los energéticos, y en otras situaciones, estos daños pueden considerarse como irreversibles o su permanencia durará muchos años y además sus efectos serán expansivos. En este sentido, el término “externalidades se define de manera amplia, e incluye todas las cargas impuestas por una actividad en el ambiente y que afectan el bienestar.

La valoración de las externalidades del sector energético en el contexto de este proyecto es guiada por diversos factores, entre los que se menciona (EC, 1995a).

- La necesidad de integrar los asuntos ambientales al elegir entre diferentes combustibles y tecnologías energéticas.
- La necesidad de evaluar los costos y beneficios de estándares ambientales más estrictos.
- La atención creciente al uso de instrumentos económicos para políticas ambientales.
- Diferentes iniciativas de políticas para fortalecer la competencia y los mecanismos de mercado en el sector energético (como privatizaciones, limitación de subsidios y liberalización de los mercados energéticos).

De este modo, el objetivo principal del proyecto ExternE se estableció en:

- i. Desarrollar una metodología unificada para cuantificar los impactos ambientales y los costos sociales relacionados con la producción y el consumo de energía.
- ii. Utilizar esta metodología para evaluar los costos externos del uso incremental de diferentes ciclos del combustible en diferentes lugares de la Unión Europea.
- iii. Identificar temas metodológicos críticos y los requerimientos de investigación.

Los fundamentos y líneas del proyecto ExternE han sido sometidos a revisiones críticas desde las primeras etapas de su desarrollo. La metodología desarrollada por ExternE busca transformar a una unidad monetaria común a los diferentes impactos considerados. Lo anterior se realiza mediante un proceso caracterizado por las siguientes etapas (EC, 2005a)

- i. Definición de la actividad a ser evaluada y del contexto en el que la actividad se inserta. Las categorías de impacto relevantes y las externalidades también son identificadas.
- ii. Estimación de los impactos o efectos de la actividad (en unidades físicas). Por lo general, los impactos asignados a la actividad son la diferencia entre los impactos del escenario con dicha actividad y del escenario sin ella.
- iii. Monetización de los impactos, lo que determina los costos externos.
- iv. Evaluación de incertidumbres. Análisis de sensibilidad.
- v. Análisis de resultados y planteamiento de conclusiones.

Uno de los aspectos centrales de la metodología desarrollada por ExternE es el análisis de vías de impacto (impact pathway approach), explicado en el apartado anterior, a través de la cual se abordan los impactos de diferentes tipos de combustibles: fósiles, nuclear y renovables (EC, 2008), dentro de esta metodología se incluyen tres elementos básicos: los efectos externos, o externalidades; los indicadores, por ejemplo, de la variación en un determinado impacto a la salud por cada 100,000 habitantes, y las funciones de valoración monetaria, que transfieren los valores del indicador hacia un valor monetario.

Por otra parte las categorías de impacto son las siguientes (EC, 2005a):

- Impactos ambientales, resultantes de liberar sustancias o energía al ambiente.
- Impactos de calentamiento global, que abarcan dos enfoques; el primero, top-down, en donde el daño total de un escenario es calculado y distribuido entre las emisiones de gases de efecto invernadero. Adicionalmente se aplica un enfoque de costos evitados.
- Accidentes, los cuales se consideran como eventos inusuales e indeseados en contraste con la operación normal, distinguiendo entre impactos al público y riesgos ocupacionales.
- Seguridad energética, se centra, por ejemplo, en analizar los impactos sobre la economía de cambios no previstos en la disponibilidad y precios de la energía.

Como lo muestra la Figura 1-H La aplicación de ExternE se realiza mediante el software EcoSense, el cual provee de modelos armonizados de evaluación de la calidad del aire y de impactos, junto con una base de datos que contiene los datos relevantes utilizados como insumos para toda Europa (EC, 2008).

Los objetivos del modelo EcoSense, (Islas, 2002) se centran en contar con una herramienta para el cálculo estandarizado de externalidades; Integrar modelos relevantes en un solo sistema; establecer una base amplia de datos de entrada relevantes para toda

Europa; favorecer la transparencia en la presentación de resultados intermedios y finales, y facilitar la modificación de supuestos para la realización de análisis de sensibilidad.

El modelo fue creado con un enfoque en la evaluación de los impactos prioritarios (a la salud, en cultivos, en materiales y en bosques y ecosistemas) por exposición a partículas aéreas. El calentamiento global, no se considera, debido a los diferentes mecanismos de impacto y a su naturaleza global. Lo mismo ocurre con los accidentes ocupacionales y públicos, ya que su cuantificación se basa en la evaluación de estadísticas, más que en su modelización. (Lechón, Linares y Sáez 1998)

La versión actual del modelo cubre la emisión de contaminantes “clásicos”, que incluyen SO₂, NO_x, partículas, componentes orgánicos volátiles, NH₃, así como algunos de los metales pesados más importantes. También incluye la estimación del daño por la emisión de gases de efecto invernadero (GEI). Los impactos de los contaminantes “clásicos” se calculan en diferentes escalas espaciales: local (50 km alrededor de la fuente de emisión); regional (el continente europeo) y hemisférica (norte). IER (2008) La información contenida en este modelo es: una base de datos tecnológica de referencia, una base de datos ambiental de referencia, funciones de exposición-respuesta, y valores monetarios. Se incluyen también dos modelos de transportación aérea. El diagrama del modelo está representado en la figura I-8. (EC, 1998).

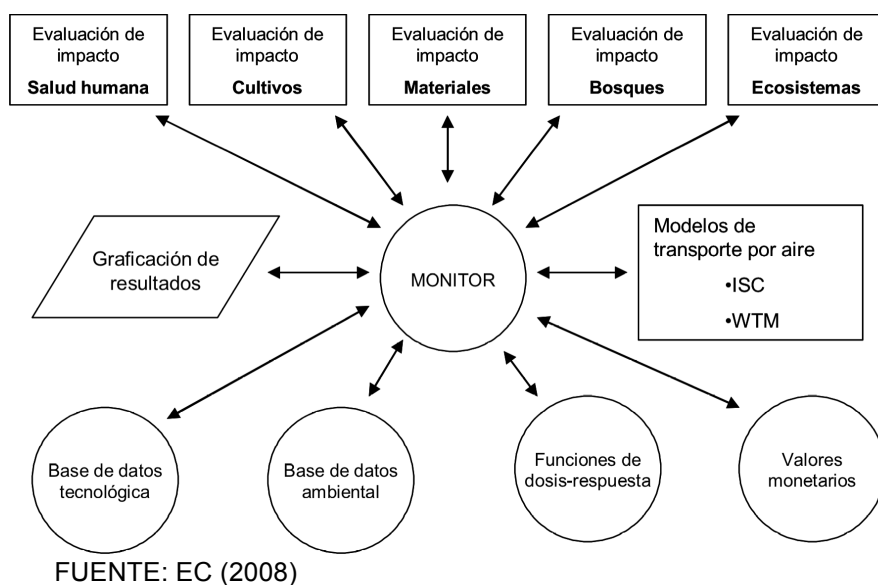


Figura I-8.
Estructura del modelo EcoSense

Los módulos de evaluación de impactos calculan los impactos físicos y, en la medida de lo posible, los costos del daño resultantes, considerando la información sobre la distribución del receptor y los niveles de concentración de contaminantes, obtenidos de la

base ambiental de referencia. EcoSense genera un reporte formado, con una documentación detallada de los resultados finales que pueden ser exportados a un programa de hojas de cálculo. (Lechón, Linares y Sáez, 1998)

Los modelos referentes a la calidad del aire son: (EC, 1998)

- Industrial Source Complex Model (ISC). Se utiliza para modelizar el transporte por aire de contaminantes primarios (SO_2 , NO_x , partículas) a una escala local.
- Windrose Trajectory Model (WTM). Se utiliza para estimar la concentración y deposición de especies ácidas a nivel continental.

Los resultados de la aplicación de ExternE a lo largo de 15 años han sido sujetos a críticas debido a las incertidumbres que involucra. Entre las principales fuentes de incertidumbre se mencionan (EC, 2008):

- i. Incertidumbre en los datos, en lo referente (por ejemplo, pendiente de una función dosis-respuesta; algún costo unitario de un impacto a la salud; o la velocidad de decaimiento de un contaminante.
- ii. Incertidumbre del modelo, referida principalmente a supuestos sobre vínculos causales entre un contaminante y un impacto a la salud; o sobre la forma de una función dosis-respuesta, por la elección de modelos de dispersión atmosférica o sobre la química ambiental.
- iii. Incertidumbre sobre las opciones éticas y de política, como son la tasa de descuento intergeneracional o el valor estadístico de la vida.
- iv. Incertidumbre sobre el futuro, como puede ser el potencial para reducir las pérdidas de cultivos mediante el desarrollo de especies más resistentes.
- v. Incertidumbre derivada de la idiosincrasia del analista, que puede llevarlo a interpretar información ambigua o incompleta.

1.3.2 Análisis de los principales estudios de externalidades a nivel mundial.

Sundqvist y Söderholm (2002) analizaron 40 estudios de externalidades en el sector eléctrico (ver Anexo I), efectuados entre 1982 y 1999, considerados relevantes al ser su objetivo el cálculo de los costos externos totales por kWh de diferentes tecnologías de

generación (no se consideraron estudios de una sola tecnología o de un solo contaminante). Los resultados permitieron llegar a cinco conclusiones relevantes:

- i. La mayoría de las fuentes energéticas disponibles para generación eléctrica fueron consideradas en estos ejercicios de valoración de externalidades. Estas fuentes son: carbón, petróleo, gas natural, nuclear, hidro, viento, energía solar, biomasa, y en algunos casos, lignita, incineración de desechos, geotermia, turba y orimulsión. Sin embargo, la mayoría de los estudios se centran en los combustibles convencionales como carbón y nuclear y no abordan tecnologías consideradas como relevantes en el futuro.
- ii. La mayoría de esos estudios fueron realizados en países industrializados, principalmente en Europa Occidental y en Estados Unidos, y en casos raros se han enfocado en países en desarrollo. Este aspecto es relevante debido a que las diferencias en el nivel de ingreso y en los efectos ambientales de la generación eléctrica vuelven cuestionable la utilización de datos obtenidos en países desarrollados para realizar un estudio en un país en desarrollo.
- iii. La revisión de los métodos utilizados en los estudios analizados revela que el enfoque bottom-up es el paradigma dominante, mientras que los enfoques de costo de abatimiento y top-down fueron utilizados predominantemente en los años 80 y a principios de los 90. La razón del predominio del enfoque bottom-up radica en la realización de un gran número de estudios nacionales dentro del proyecto ExternE en los últimos años de la década de los 90. Asimismo, indica que el enfoque bottom-up es aceptado como el método más apropiado para evaluar las externalidades por la generación de electricidad.
- iv. La disparidad de los costos externos calculados es considerable si se comparan los diferentes estudios. El análisis realizado por Sundqvist (2002) a 63 estudios de externalidades indica que las mayores disparidades se observan en los estudios sobre energía nuclear e hidroeléctrica, y a pesar de los problemas que plantean resultados tan diversos, se establece como conclusiones tentativas que la generación eléctrica basada en combustibles fósiles, especialmente carbón y petróleo es la que genera mayores costos externos, mientras que algunas de las fuentes renovables de energía, como la solar, la eólica y la hidroeléctrica tienden a generar los menores costos. Cabe resaltar que una conclusión adicional apunta a que la generación eléctrica basada en la biomasa aparentemente incurre en costos externos significativamente mayores que los de otras fuentes renovables, aun considerando aspectos como la elección de método, el nivel de ingreso y la inclusión del ciclo completo del combustible; de esta forma, el autor cuestiona las iniciativas de política tendientes a fomentar el uso de energía renovable sin distinguir entre las diferentes fuentes, a través de certificados verdes o de permisos de emisión. En cuanto a la energía nuclear, el análisis señala que en el

caso del estudio de Hohmeyer (1988 – citado por Sundqvist, 2002), los mayores costos se atribuyen a esta fuente y a los combustibles fósiles, lo que contrasta con las fuentes renovables (principalmente solar y eólica), cuyos beneficios exceden a sus costos. Por otra parte, existe una disparidad en qué es lo que se considera como una externalidad para la energía nuclear y los combustibles fósiles, por ejemplo, al incluirse no el agotamiento de las reservas como una externalidad (Hohmeyer, 1998 y Van Horen, 1996, citados por Sundqvist, 2002).

- v. Los criterios para tipificar impactos, y su inclusión o no en el análisis, difieren entre los estudios realizados (Sundqvist, 2002). Por ejemplo, algunos de los reportes sobre hidroelectricidad no incluyen los impactos típicos recreacionales; en otros casos no se incluye el ciclo completo del combustible o energético evaluado. Estos aspectos llevan a cuestionar cuál es el enfoque relevante y la clasificación apropiada de externalidades para aplicarse en este tipo de estudios.

Los resultados y los métodos de muchos de estos estudios se han utilizado como insumos en modelizaciones y para el desarrollo de metodologías en el campo ambiental y energético. Sin embargo, Sundqvist y Söderholm (2002) afirman que los resultados de los estudios previos no han afectado significativamente las decisiones reales de política, lo que se atribuye a que estos estudios han generado más preguntas de las que han respondido, y que su utilidad para generar recomendaciones de política enfrenta series limitaciones. Los autores citados, por su parte, sostienen que en los casos en los que los resultados de la valoración se utilizan con objetivos políticos puede existir un conflicto entre los fundamentos teóricos de la valoración del impacto ambiental; la opción asociada de eficiencia económica como un objetivo de política, y las metas políticas alcanzadas en la práctica.

La revisión de los reportes más recientes sobre cálculo de externalidades en el sector eléctrico a nivel mundial muestra una tendencia a realizar estos estudios en países en proceso de industrialización, principalmente en América Latina, Asia y Europa del Este. (Ver Anexo I). Asimismo, el método generalizado para estos estudios es el costo del daño con enfoque bottom-up. En algunos casos, como en China y Europa del este, los proyectos están integrados al ámbito de ExternE. Sin embargo, prevalece la tendencia a evaluar los efectos de los combustibles convencionales (principalmente petróleo, gas y carbón) y no se toman en cuenta las energías renovables.

1.3.3 Valoración de externalidades en México.

El análisis y la valoración de externalidades por contaminantes atmosféricos en México se remonta al inicio de la década de los 90, ante la evidencia de los altos niveles de contaminación en la Ciudad de México, considerada por Molina *et al* (2002), como una de

las más contaminadas a nivel mundial. Los primeros cálculos realizados correspondieron a Margulis (1992) y Margulis y Sheti (1992). Si bien en estos ejercicios se intenta aplicar un enfoque bottom-up, la poca información disponible en esos años hizo necesario recurrir a valores calculados en Estados Unidos, principalmente en lo que respecta a las funciones exposición-respuesta, por lo que los resultados obtenidos enfrentan un alto grado de incertidumbre. Años más tarde, Cesar *et al* (2002) y Mc Kinley *et al* (2005) calcularon los beneficios económicos de reducir la contaminación atmosférica en la Zona metropolitana de la Ciudad de México, contando con más información disponible en lo referente a funciones exposición-respuesta y costos unitarios de los impactos.

El análisis de las emisiones de las plantas eléctricas que operan con combustibles fósiles y la valoración de sus efectos en la salud de la población es una actividad reciente en México. Los estudios más detallados, tomando en cuenta las limitaciones de la información meteorológica y atmosférica, fueron realizados para las plantas “Adolfo López Mateos”, ubicada en Tuxpan, Veracruz (INE, 2003; López *et al*, 2004 y Zuk *et al*, 2006) y Manzanillo (Semarnat, 2004), Ambos estudios tienen un enfoque predominantemente local. Paralelamente, Semarnat (2004) realizó una primera estimación de las externalidades ambientales generadas por 11 plantas termoeléctricas a carbón y combustóleo recurriendo a una metodología simplificada (Tabla I-1).

Tabla I-1. Experiencias en el cálculo de externalidades por generación de electricidad en México

Estudio	Descripción	Método 1/
Fernández <i>et al</i> (2003) Zuk <i>et al</i> (2003)	<ul style="list-style-type: none"> • Delimitada a la planta termoeléctrica “Adolfo López Mateos” de Tuxpan, Veracruz • Combustible evaluado. Combustóleo • Contaminantes evaluados: SO₂, PM₁₀, SO₄, NO₃, HNO₃ • Evalúa mortalidad, bronquitis crónica, días de actividad restringida y días de actividad restringida menor. • Dominio local 	CD (B-U)
SEMARNAT (2004)	<ul style="list-style-type: none"> • Delimitada a la planta termoeléctrica de Manzanillo, Colima • Utiliza el modelo de dispersión ISC LT • Combustible evaluado: combustóleo • Contaminantes evaluados: PM₁₀, SO₂, sulfatos y nitratos • Evalúa mortalidad crónica, bronquitis crónica, admisiones hospitalarias respiratorias, admisiones hospitalarias cardio cerebro vasculares, visitas a salas de urgencia, días de actividad restringida, crisis agudas de asma y tos crónica. • Dominio local y regional 	CD (B-U)
SEMARNAT (2004)	<ul style="list-style-type: none"> • Incluye 11 plantas generadoras a combustóleo y a carbón • Utiliza el modelo SIMPACTS • Contaminantes evaluados: NO_x, SO₂, sulfatos y nitratos • Evalúa mortalidad crónica, bronquitis crónica, admisiones hospitalarias respiratorias, admisiones hospitalarias cardio cerebro vasculares, visitas a salas de urgencia, días de actividad restringida, crisis agudas de asma y tos crónica. • Dominio local y regional 	CD (B-U)

1/ CD (B-U) = Costo del daño (bottom-up)

FUENTE: Elaboración propia

Por su parte, Vijay *et al*, (2004a) presentaron una estimación de las emisiones de las principales plantas termoeléctricas en México en términos de toneladas/año, y recientemente, Islas y Grande (2007, 2008) evaluaron los costos de abatimiento de diversas opciones de control de emisiones de SO₂ para diez plantas eléctricas seleccionadas, y desarrollaron un modelo de optimización de costo mínimo. Si bien el desarrollo del análisis de externalidades por generación eléctrica puede considerarse aun incipiente en México, y sujeto a fuertes incertidumbres, los estudios realizados hasta ahora apuntan hacia un fortalecimiento, tanto de los métodos y técnicas utilizados como de la información disponible.

1.4 Conclusiones al capítulo I.

Debido a su naturaleza muchas veces intangible, el concepto de externalidades continua siendo objeto de debates y de abordajes teóricos diversos, sin embargo, la mayoría de los autores concuerdan en afirmar que las externalidades son las economías o deseconomías que experimenta un individuo u organización como resultado de las actividades de un agente del mercado, en una esfera ajena al primero y sin contar por lo general con su consentimiento. Dado que la existencia de externalidades en un sistema económico implica una falla en el mercado que impide la asignación eficiente de recursos, la solución teórica al problema implica cumplir con las condiciones que determinan una optimización, a través de la asignación eficiente de recursos. No obstante, esta situación es difícil de cumplir en la práctica debido a la condición de no convexidad de los mercados en donde se intercambian los bienes en cuestión, así como a la falta de definición de los derechos de propiedad. Por esta razón, los planteamientos de política ambiental requieren considerar estos factores para alcanzar las soluciones que cumplan en la medida de lo posible con la asignación eficiente de recursos. En cuanto a la valorización de las externalidades, el concepto manejado teóricamente se basa los postulados de la teoría del bienestar, centrándose en la voluntad de un individuo a pagar por disfrutar un ambiente limpio.

En un plano más pragmático, la estimación de las externalidades ambientales incluye enfoques diversos que van desde lo cualitativo hasta lo cuantitativo. De esta forma, se han aplicado numerosos enfoques, los cuales van desde perspectivas puramente políticas y de gran subjetividad como un referéndum, hasta la estimación mediante costos de abatimiento, costos del daño, y dentro de estos, manejando los enfoques top-down y bottom-up, este último recurriendo a la aplicación de modelos atmosféricos de gran complejidad, así como a estudios epidemiológicos y a criterios de valoración basados en estudios altamente detallados, por lo que se requiere de una gran capacidad de procesamiento y almacenamiento de información.

La revisión de experiencias de valoración de externalidades en el sector eléctrico muestra que los primeros estudios surgieron por lo general, enclavados en el contexto de dos grandes proyectos: la Planeación Integrada de Recursos, en Estados Unidos, y el proyecto ExternE en Europa. Los resultados obtenidos, si bien han sido vastos, no pueden ser comparables debido a la gran diversidad de enfoques metodológicos aplicados, así como a los distintos criterios asumidos para recolectar y procesar la información. Asimismo, los primeros estudios se concentraban en los países industrializados, y en la estimación de los impactos del uso de combustibles convencionales en detrimento de las energías con un potencial de desarrollo futuro como las renovables.

No obstante, en los últimos años los estudios han tendido a abordar la problemática de países en desarrollo, en América latina, Asia y Europa del Este, aplicando de manera generalizada el método del costo del daño a través del enfoque bottom-up, y si bien, el problema que representa el calentamiento global ha impulsado la estimación de externalidades por emisiones de GEI en países industrializados, los estudios correspondientes a los países en desarrollo siguen centrados en valorar los daños provenientes de las fuentes energéticas convencionales.

La experiencia de valoración de externalidades en México, provenientes de la generación eléctrica se remonta a dos estudios realizados para 11 plantas termoeléctricas y para las termoeléctrica de Tuxpan y Manzanillo, además de una serie de estudios previos en lo referente a emisiones; costos de abatimiento de contaminantes; estudios epidemiológicos, etc. Sin embargo, la información disponible y los métodos utilizados son todavía objeto de controversia.

Capítulo II.

La contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). El caso de los contaminantes secundarios.

La ZMCM, conformada por las delegaciones del DF y municipios conurbados del Estado de México⁶ ha sido caracterizada desde hace varias décadas como una de las más contaminadas del mundo. Esta situación obedece a una serie de factores de tipo geográfico, físico, económico y social. El análisis de los efectos de la contaminación atmosférica en la zona se ha realizado principalmente desde el punto de vista de los impactos a la salud humana, y recientemente se comenzó a abordar el aspecto geográfico y físico, con el objeto de determinar de manera más clara los mecanismos de formación, transporte y deposición de contaminantes. Asimismo, existen, aunque en menor medida, algunos estudios enfocados a detectar la percepción de la población de la ZMCM sobre el problema de los contaminantes atmosféricos.

Si bien la identificación de los mecanismos de formación y transporte de contaminantes, específicamente los secundarios, así como sus efectos sobre la salud aun enfrenta altos niveles de incertidumbre, las evidencias científicas disponibles apuntan a señalar una asociación entre niveles de contaminación atmosférica e impactos a la salud, tal y como se verá en el primer apartado de este capítulo. Posteriormente, se abordarán los principales aspectos geográficos y socioeconómicos de la ZMCM, que inciden en el análisis y valoración de los efectos a la salud ocasionados por los contaminantes secundarios. Finalmente, se analizarán los principales resultados de los estudios epidemiológicos aplicados a la ZMCM, los cuales han sido utilizados para definir funciones concentración-respuesta.

2.1 Los contaminantes secundarios, origen, formación y efectos en la salud humana.

Las especies secundarias de contaminantes, como son los sulfatos y los nitratos, se crean en la atmósfera debido a reacciones químicas entre los compuestos (primarios) emitidos en la fuente y otros elementos presentes en la atmósfera. En los siguientes apartados se analizarán los mecanismos de generación de estos contaminantes, su transporte y sus efectos en la salud.

⁶ La zona conurbada puede incluir municipios del estado de Hidalgo, dependiendo de los criterios y del año en que se haya delimitado la ZMCM.

2.1.1 Contaminantes secundarios.

La formación de contaminantes secundarios, como los nitratos y sulfatos en aerosol⁷ depende en gran medida de los niveles de amoníaco (NH_3) existentes en el aire. (Spadaro, 2002). Estudios realizados en Estados Unidos señalan que las emisiones de bióxido de azufre (SO_2) y óxidos de nitrógeno (NO_x) se vinculan con la formación de sulfatos y nitratos a través de una serie de reacciones y procesos no lineales (Blanchard y Tannenbaum, 2004). La figura II-1 muestra la tendencia de los sulfatos y nitratos a combinarse con el ion amonio en ambientes con presencia de amoníaco, formando sales más estables capaces de absorber agua para formar aerosoles. Sin presencia de amoníaco, estos compuestos son precursores de lluvia ácida. (INE, 2003).

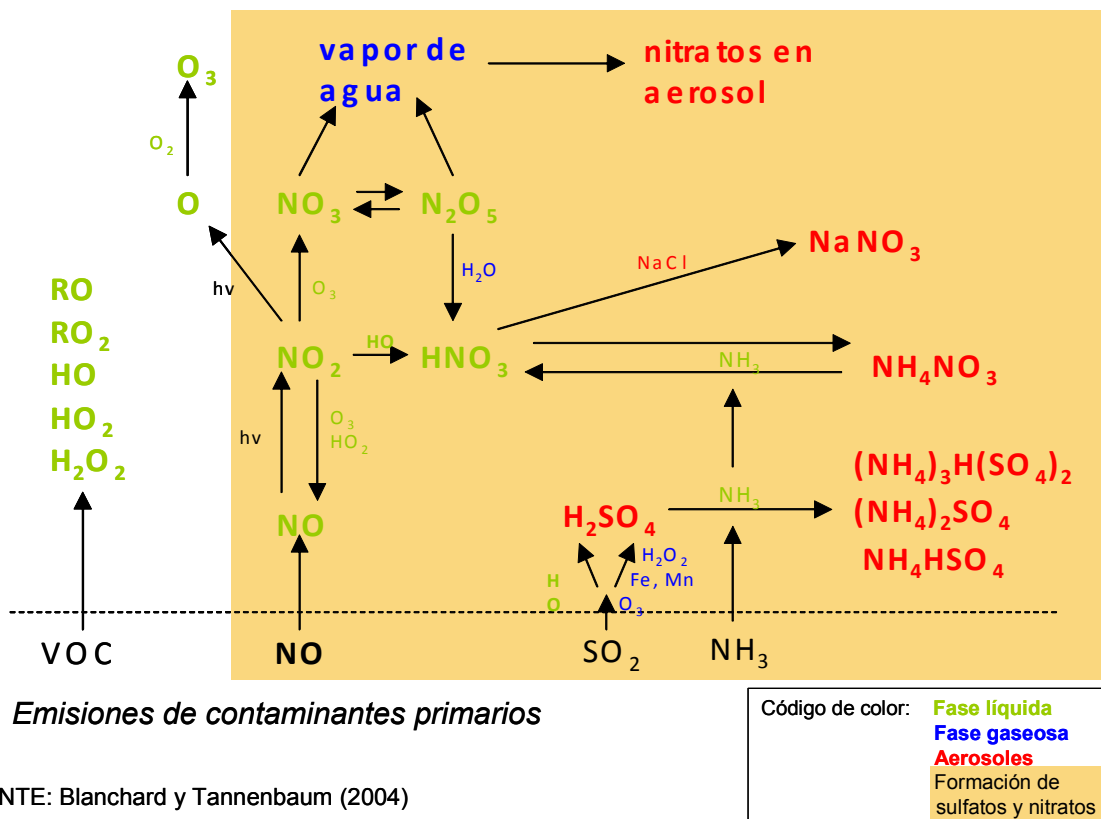
La principal fuente de los aerosoles de sulfatos y nitratos es la oxidación atmosférica del SO_2 y de los NO_x a ácido sulfúrico (H_2SO_4) y ácido nítrico (HNO_3), respectivamente. Además de la quema de combustibles fósiles, otras fuentes naturales significativas de los contaminantes primarios son: los volcanes, la oxidación atmosférica del dimetilsulfato oceánico (DMS) para el SO_2 , y los relámpagos, los suelos y los incendios para los NO_x .

La mayoría de las partículas formadas mediante el proceso gas-partícula son de naturaleza secundaria y su formación depende de las concentraciones de especies gaseosas como SO_2 , NO_2 , $\text{OH}\cdot$ y $\text{HO}_2\cdot$. Además, su formación depende también de las condiciones atmosféricas, lo que incluye a la radiación solar y a la humedad relativa, así como su interacción con precursores y partículas preexistentes en la atmósfera. (Icaza, 2003).

La menor presión de vapor del H_2SO_4 sobre soluciones de $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ asegura una conversión total hacia sulfatos en fase de aerosol. Estos sulfatos en aerosol pueden ser parcialmente neutralizados por el NH_3 emitido mediante el uso de fertilizantes y otras fuentes menos importantes. Si hay un exceso de NH_3 respecto al requerido para la neutralización hacia sulfato de amonio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, puede formarse un aerosol de nitrato de amonio. De otra forma, a excepción de los días nublados, el HNO_3 permanece en la fase gaseosa (Park *et al*, 2003).

⁷ El concepto de aerosol atmosférico fue introducido por primera vez en 1929, aludiendo a un conjunto (assembly) de partículas suspendidas en el aire. Los aerosoles atmosféricos se definen como cualquier sustancia, a excepción del agua pura, que existe como líquido o sólido en la atmósfera bajo condiciones normales y cuyas dimensiones son microscópicas o sub microscópicas, pero mayores que las de una molécula. La complejidad de los aerosoles los hace únicos entre los constituyentes atmosféricos, ya que se originan de emisiones directas de partículas primarias o se condensan dentro de material preexistente o se nuclean como nuevas partículas (contaminantes secundarios). (Icaza, 2003)

Contaminantes secundarios



FUENTE: Blanchard y Tannenbaum (2004)

Figura II-1.
Procesos de formación de contaminantes atmosféricos

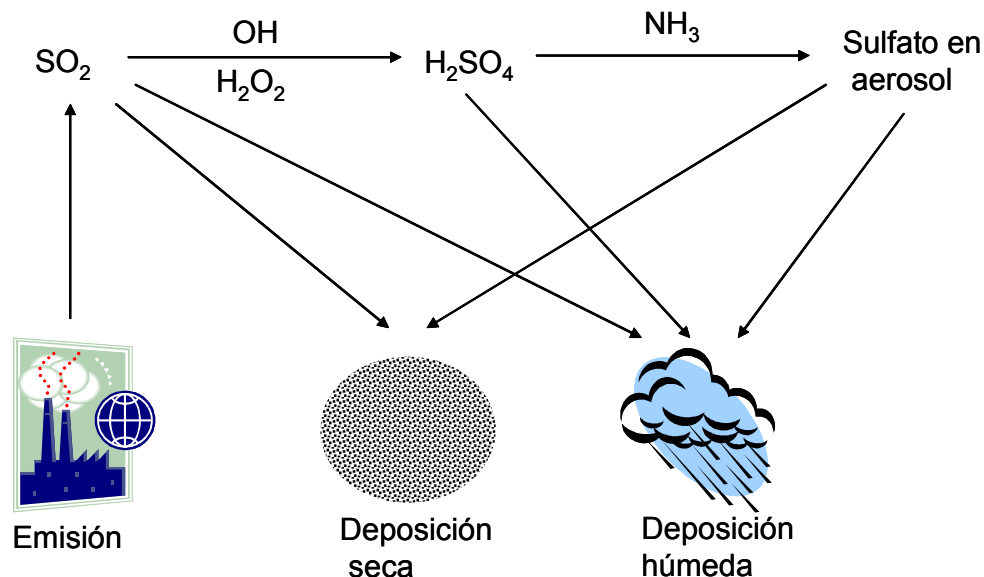
En los siguientes apartados se realiza un análisis más específico de cada uno de los contaminantes secundarios considerados en esta investigación.

- Sulfatos

El sulfato es un anión soluble, divalente (SO_4^{2-}) con un peso molecular de 96.06 g/mol, y es el resultado de la oxidación, ya sea de azufre elemental, minerales de sulfuro o azufre orgánico. Frecuentemente está conectado mediante enlaces iónicos a metales alcalinos, alcalino térreos o de transición. Los seres vivos asimilan al sulfato y lo reducen a ácido sulfúrico (EPA, 2003).

Las fuentes antropogénicas de sulfato incluyen la quema de combustibles fósiles que contienen azufre, los residuos domésticos, incluyendo los detergentes y los efluentes industriales de curtidurías, acereras, papeleras y plantas textiles. La figura II-2 muestra de forma particularizada el ciclo de vida de los sulfatos, desde la emisión del contaminante primario y sus reacciones en la atmósfera (descritos en la figura 1) hasta su deposición húmeda⁸ o seca⁹.

La generación de sulfatos mediante la quema de combustibles fósiles ocurre mediante las emisiones de bióxido de azufre (SO_2) resultantes de la combustión de carbones o aceites minerales que contienen azufre para generar energía en la industria y en el sector doméstico. El SO_2 es un gas incoloro, no flamable y no explosivo que en concentraciones de 0.3 a 1.0 ppm produce una sensación gustativa, mientras que en concentraciones superiores a 3 ppm tiene un olor acre e irritante (Almanza, 2002).



FUENTE: Spadaro (2002)

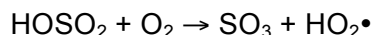
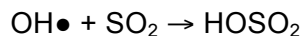
Figura II-2.
Emisiones de SO_2 y su transformación en sulfatos

⁸ La deposición húmeda se define como el proceso natural en el que el material es recuperado por hidrometeoros atmosféricos y es, en consecuencia, enviado hacia la superficie. La remoción por esta vía ocurre en dos regiones: dentro y debajo de las nubes, siendo la primera diez veces más eficiente (Icaza, 2003).

⁹ Se define como deposición seca al transporte de gases y partículas desde la atmósfera a la superficie en la ausencia de precipitación. Este proceso está controlado en su mayor parte por la turbulencia atmosférica, por las propiedades físico químicas de las partículas y por la naturaleza de las superficies. El tamaño, la forma y la densidad del aerosol determinará en parte la velocidad de deposición. (Icaza, 2003).

La reactividad química del SO_2 determina que a pocos kilómetros de la fuente emisora y bajo ciertas condiciones de humedad se transforme en trióxido de azufre (SO_3). Este compuesto, ya sea a través de la radiación solar o por procesos catalíticos en la atmósfera, puede generar aerosoles de ácido sulfúrico (H_2SO_4), lo cuales son precursores del smog (Almanza, 2002).

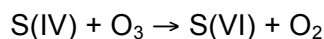
La tasa de conversión se incrementa en áreas contaminadas que tienen altas concentraciones atmosféricas de radicales oxidantes, como hidroxilo ($\text{OH}\bullet$), hidroperoxilo ($\text{HO}_2\bullet$) y algunos grupos de hidrocarburos como el CH_3O_2 , y en donde hay irradiación de luz natural o artificial (EPA, 2003 e Icaza, 2003). Este proceso se ejemplifica con las siguientes reacciones (Icaza, 2003):



La mayoría de los aerosoles ácidos, en la fase de partículas, son sulfatos, aunque el término aerosol ácido se utiliza frecuentemente para referirse a los ácidos en el aire, incluyendo aquellos en fase de vapor, como el ácido nítrico (EPA, 1995).

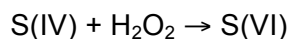
De acuerdo con Icaza (2003), la conversión en fase acuosa del SO_2 en sulfatos se considera como la transformación química más importante en una nube de vapor. De esta forma, la disolución de SO_2 en agua provoca la formación de tres especies de radicales: SO_2 hidratado ($\text{SO}_2\cdot\text{H}_2\text{O}$), el ion bisulfito (HSO_3^-) y el ion sulfito (SO_3^-), todos ellos denominados S(IV) (azufre disuelto en estado de oxidación IV) cuando se haga referencia a ellos como una sola entidad¹⁰. Por su parte, el azufre disuelto en estado de oxidación VI o S(VI) es el término usado para denominar al conjunto de $\text{H}_2\text{SO}_4(\text{aq})$, HSO_4^- y SO_4^{2-} .

Las rutas más significativas de transformación de S(IV) a S(VI) incluyen la oxidación de S(IV) mediante reacciones con O_3 , H_2O_2 , O_2 (catalizado por Mn^{2+} y Fe^{3+}) y NO_2 . Cabe señalar que si bien el O_3 reacciona muy despacio con el SO_2 en la fase gaseosa, la reacción en fase acuosa es rápida. Esta reacción además, es significativa cuando el pH es mayor de 4.



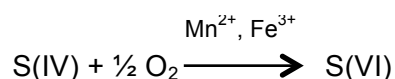
¹⁰ Dentro de un rango de pH de interés ambiental (pH = 2-7), la mayor parte de los S(IV) está en forma de HSO_3^- , mientras que a un pH menor (< 2) todos los S(IV) se encuentran como $\text{SO}_2\cdot\text{H}_2\text{O}$. Con un pH mayor que el del rango especificado, los S(IV) se encuentran como SO_3^{2-} (Icaza, 2003).

Por otra parte, el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) es uno de los oxidantes más efectivos de S(IV) en nubes y nieblas, ya que es muy soluble en agua y bajo condiciones ambientales normales su concentración en fase acuosa es seis veces mayor que la del O_3 .



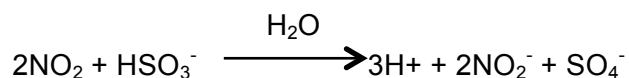
La reacción anterior es muy rápida y estudios de campo sugieren que H_2O_2 (g) y SO_2 raramente coexisten en nubes y nieblas.

En agua atmosférica altamente contaminada, la oxidación de S(IV) por O_2 catalizada por metales puede contribuir significativamente a la formación de sulfatos en fase líquida. En esta situación, la oxidación por O_2 puede ser más importante que la oxidación por H_2O_2 :



Esta reacción depende del pH y ocurre a tasas diferentes, dependiendo del régimen del pH y la fuerza iónica (ionic strength) de la solución

El NO_2 también puede reaccionar con el HSO_3^- para oxidar los S(IV) a S(VI):



Las neblinas presentes en áreas urbanas contaminadas, con altas concentraciones de NO_2 pueden ser favorables para que esta reacción sea la principal vía de oxidación de S(IV) si la atmósfera tiene suficiente capacidad neutralizadora, por ejemplo, a través de concentraciones de NH_3 (g).

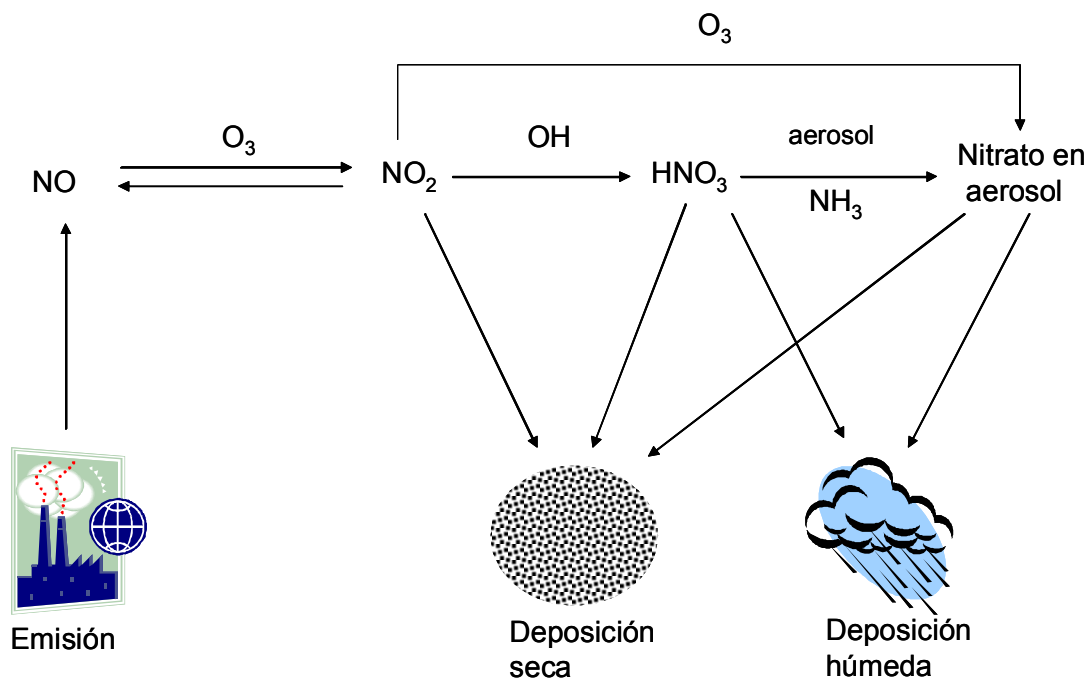
La conversión de SO_2 a sulfatos en aerosol con una humedad relativa del 90% puede contribuir en aproximadamente el 10% del total de la producción de sulfatos, correspondiendo el 90% a oxidación en fase gaseosa del SO_2 con el radical $\text{OH}\cdot$, sin embargo, con humedades relativas más elevadas o con menores temperaturas, la contribución de la fase gaseosa en la generación de sulfatos puede ser mayor (Icaza, 2003).

Como ya se mencionó, los sulfatos resultantes en aerosol (SO_4) se denominan contaminantes secundarios debido a que no son emitidos directamente por la fuente

contaminante, sino que se forman más tarde ¹¹. Estos compuestos pueden ser transportados a grandes distancias antes de que ocurra la deposición. (EPA, 1995).

- Nitratos

Los nitratos se forman a partir de los óxidos de nitrógeno (NO_x). Éste es el nombre genérico de un grupo de gases altamente reactivos que contienen nitrógeno y oxígeno en distintas proporciones y que se producen a partir de la oxidación del nitrógeno por la quema de combustibles a altas temperaturas (EPA, 2006), generando óxidos de nitrógeno. (Figura II-3). Las fuentes antropogénicas de NO_x son los vehículos a motor, las plantas de generación eléctrica y otras fuentes del sector residencial y comercial que queman combustibles. También se producen de forma natural (EPA, 2006).



FUENTE: Spadaro (2002)

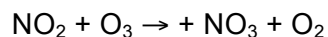
Figura II-3.
Emisiones de NO_x y su transformación en nitratos

Existen varios óxidos de nitrógeno, pero los dos más importantes en relación con la contaminación del aire son: el óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO_2); el

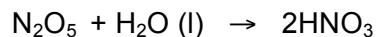
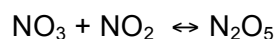
¹¹ Algunos sulfatos en aerosol son generados directamente por las fuentes de combustión, por lo que se denominan aerosoles primarios. Constituyen una parte muy pequeña del total de sulfatos en aerosol que hay en el ambiente.

primero es un gas incoloro y sin olor, mientras que el segundo es un gas café-rojizo con un olor penetrante, además es corrosivo y tóxico. El óxido nitroso (N_2O) es otro tipo de óxido que también está presente en la atmósfera, pero es muy estable químicamente y no afecta a la salud humana. (Molina y Molina, 2002). Los NO_x , combinados con la humedad del aire, reaccionan para formar ácido nítrico (HNO_3), el cual, al ser inhalado ejerce sus propiedades corrosivas sobre la mucosa nasal, la tráquea, los pulmones y el tejido alveolar (Yip y Madl, 2002 e Icaza, 2003).

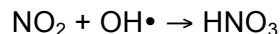
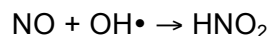
El mecanismo de estas reacciones comienza a través de reacciones del NO_2 con el ozono (O_3) en fase acuosa (Yip y Madl, 2002 e Icaza, 2003):



que subsecuentemente reaccionarán con los NO_x :

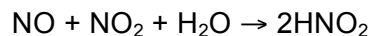


Dentro de la fase gaseosa puede haber una reacción de óxido nítrico con el radical $\text{OH}\cdot$:¹²



la cual es el principal mecanismo para la producción de nitratos en fase gaseosa (Icaza, 2003).

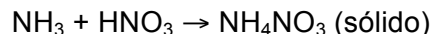
Los productos de las reacciones oxidativas descritas son el ácido nitroso (HNO_2) y el ácido nítrico (HNO_3), los cuales son considerados como fuentes de los radicales $\text{OH}\cdot$ al incorporarse al ciclo descrito, al haber una reacción entre NO y NO_2 :



Estos compuestos bajan a la superficie mediante la deposición seca debida a las turbulencias en el aire cercano a la superficie. El HNO_3 puede también ser removido del

¹² La reacción del radical $\text{OH}\cdot$ con el NO_2 es aproximadamente diez veces más rápida que la reacción del $\text{OH}\cdot$ con SO_2 . Por esta razón, NO_2 es preferiblemente convertido en HNO_3 y la conversión de SO_2 a H_2SO_4 es aplazada hasta que una buena parte del NO_2 haya reaccionado. (Icaza, 2003)

aire seco por las nubes y por las precipitaciones (deposición húmeda), o puede condensarse con la presencia de amoníaco (NH_3) para formar aerosoles de nitrato de amonio (NH_4NO_3):



Este compuesto se forma con bajas temperaturas, en noches frías y se descompone con altas temperaturas, durante el día. Se ha indicado que durante el verano el nitrato en fase gaseosa tiene una mayor concentración que el nitrato particulado, mientras que la situación inversa ocurre durante el invierno. Su deposición puede ser húmeda o seca.

El HNO_3 también puede reaccionar con partículas que contengan cloruro de sodio (NaCl) o carbonato de calcio (CaCO_3), desprendiendo ácido clorhídrico (HCl) o bióxido de carbono (CO_2) y formando nitrato de sodio o nitrato de calcio, permaneciendo ambos en la partícula.

- Contribución del amoníaco en la formación de contaminantes secundarios.

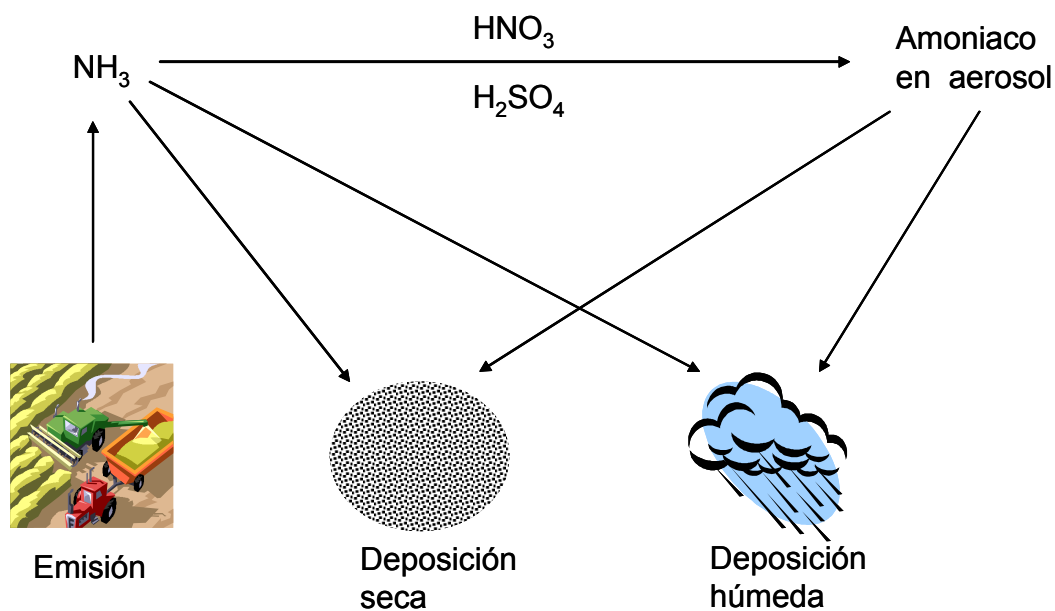
La participación del amoníaco (NH_3) en la formación de contaminantes secundarios hace necesario un análisis de sus emisiones. Este compuesto es un gas incoloro con un fuerte olor, y cuya transición al estado líquido ocurre a -33°C , solidificándose a -78°C . Es muy soluble al agua y se emplea en la elaboración de fertilizantes, medicinas y explosivos, fibras y plásticos sintéticos, pinturas, curtiduría, elaboración de papel y procesos de electrodeposición (Dickson, 1999). En estado gaseoso este es el tercer compuesto de nitrógeno más abundante en la atmósfera y el primero como gas traza alcalino. Al ser el principal agente neutralizante de los ácidos atmosféricos, el amoníaco juega un importante papel en la formación de aerosoles (Marley y Gaffney, 2003).

La principal fuente generadora de NH_3 es la actividad agropecuaria¹³, complementada por algunas industrias, los rellenos sanitarios, los productos domésticos, la quema de biomasa, los vehículos de motor y los animales silvestres también participan en la generación de este compuesto. (Marley y Gaffney, 2003 y Molina y Molina, 2002). Sin embargo, en los últimos años se han registrado incrementos significativos en las

¹³ El amoníaco es un sub producto común de los desechos animales debido a una conversión ineficiente del nitrógeno contenido en los alimentos en producto animal. Los piensos y forrajes normalmente son alimentos elaborados con una gran cantidad de nutrientes con un alto contenido de nitrógeno para asegurar que los requerimientos nutricionales del animal sean cubiertos. El nitrógeno que no es metabolizado como proteína animal (leche, carne o huevo) es excretado a través de la orina o las heces y la acción microbiana incorpora el amoníaco en la atmósfera durante el proceso de descomposición. (Gay y Knowlton, 2005)

emisiones de amoniaco en áreas de actividad agropecuaria intensiva. Asimismo, las emisiones de este compuesto se han identificado como un aspecto crítico de la calidad del aire a nivel local, nacional y global (Gay y Knowlton, 2005).

La figura II-4 muestra esquemáticamente el ciclo de emisiones de NH_3 y su transformación en aerosoles. La primera fuente del NH_3 en la atmósfera es la reacción heterogénea con el H_2SO_4 , generando sales de sulfato de amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) y bisulfato de amonio (NH_4HSO_4). Las reacciones con ácido nítrico (HNO_3) e hidróclorico (HCl) forman sales de nitrato de amonio (NH_4NO_3) y cloruro de amonio (NH_4Cl) (Marley y Gaffney, 2003).



FUENTE: Spadaro (2002)

Figura II-4.
Emisiones de NH_3

Cabe señalar que el NH_3 reaccionará preferiblemente con el H_2SO_4 para formar $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, y sólo si existe suficiente NH_3 en la atmósfera la reacción con el HNO_3 tendrá lugar para formar NH_4NO_3 . En la medida en que las emisiones de SO_2 sean reducidas y se produzca una cantidad menor de H_2SO_4 , existirá una mayor cantidad de NH_3 disponible para reaccionar con HNO_3 , lo que explica la creciente proporción de las especies de nitratos en la contaminación urbana por aerosoles (Icaza, 2003).

Estos aerosoles de amonio (NH_4) afectan el balance de radiación de la Tierra directamente, al dispersar la radiación entrante y al actuar como núcleos de condensación de nubes. También contribuyen al transporte de contaminantes ácidos a grandes distancias, ya que, aunque la vida atmosférica del amoniaco es corta (menor de 24 horas), las sales de NH_4 permanecen durante algunos días. Este transporte puede resultar en una deposición de las sales de NH_4 lejos de las fuentes emisoras. Después de su deposición, estos compuestos pueden contribuir a la acidificación del suelo, al declive forestal y a la eutroficación de cuerpos de agua (Marley y Gaffney, 2003).

Los procesos de formación de los sulfatos y nitratos determinan en ellos las siguientes características:

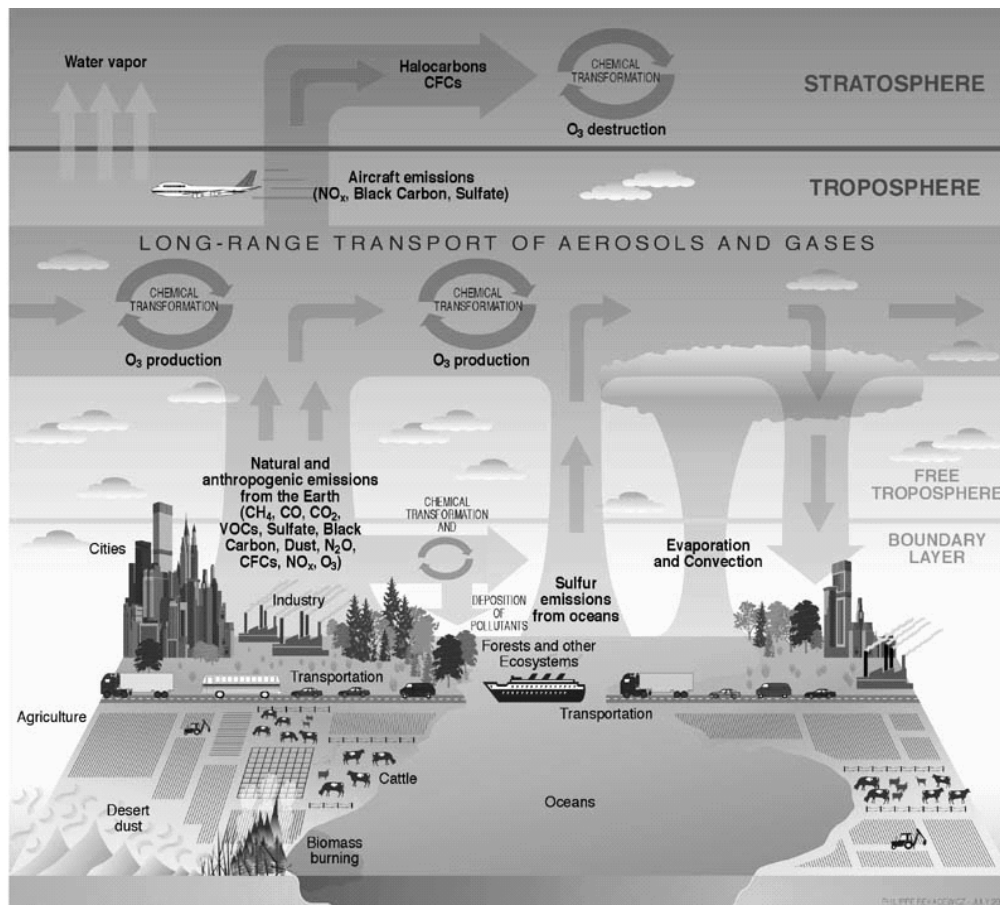
1. La mayoría de los nitratos y sulfatos en aerosol son parte de las $\text{PM}_{2.5}$ ¹⁴. Debido a que la vida media de este tipo de partículas varía entre una semana y 40 días, pueden desplazarse cientos de kilómetros durante ese lapso (Fierro, 2000) antes de ser depositadas por la lluvia o por deposición seca. (Ottinger *et al*, 1990 y Fierro, 2000).
2. A diferencia de los contaminantes primarios, las especies secundarias como los sulfatos y los nitratos son menos sensibles a las condiciones meteorológicas locales y a los parámetros de la fuente de emisión (Spadaro, 2002).
3. La mayoría de los modelos de transportación atmosférica actuales supone que los contaminantes secundarios se mezclan verticalmente en la atmósfera, lo que se considera razonable debido a que las especies secundarias se forman después de que los precursores se han mezclado con el aire ambiental durante un tiempo. La franja atmosférica por encima de la cual el mezclado vertical de los contaminantes

¹⁴ El término *material particulado* (PM, del inglés *particulate matter*) se aplica a una mezcla de partículas sólidas y rocíos líquidos suspendidos en el aire. Su composición física y química depende de la ubicación, la época del año y las condiciones climatológicas. Se identifican dos tipos de partículas en este material. Las partículas gruesas (coarse particles) (PM_{10}) tienen un diámetro aerodinámico de entre $2.5\mu\text{m}$ y $10\mu\text{m}$ y se forman por efectos mecánicos como el aplastamiento, trituración y la abrasión, la evaporación de sprays y la suspensión de polvo. Se componen de aluminosilicatos y otros óxidos elementos incrustables; se originan principalmente por el polvo fugitivo de los caminos, la industria, construcción, demoliciones y cenizas volantes provenientes de la quema de combustibles fósiles. La vida media de las PM_{10} varía de minutos a horas y se desplazan en distancias que varían de menos de 1 km a 10 km.

El otro tipo de partículas son las denominadas finas, cuyo diámetro aerodinámico es menor que $2.5\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$). Su origen y composición química son diferentes a los de las PM_{10} , ya que se forman a partir de gases y de la condensación de vapores a altas temperaturas durante la combustión, y se constituyen a partir de varias combinaciones de componentes de sulfatos, nitratos, carbón, amoniaco, ion de hidrógeno, componentes orgánicos, metales (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn y Fe) y de partículas de agua. Las principales fuentes de $\text{PM}_{2.5}$ son: la quema de combustibles fósiles, la quema de vegetación y la fundición y procesamiento de metales (Fierro, 2000).

se inhibe es conocida como la capa de mezcla (Ferguson, 1998) y se muestra en la figura II-5.

- De igual forma, se asume que la tasa de generación de las especies secundarias es proporcional a la concentración del contaminante primario. Sin embargo algunas evidencias en Estados Unidos indican que esta proporcionalidad puede no ser cumplida (Blanchard y Tannenbaum, 2004) ya que la complejidad de los procesos involucrados en la formación de estos contaminantes puede provocar que las reducciones en las emisiones de los contaminantes primarios (SO_2 y NO_x) por lo general no produzcan decrementos proporcionales en las concentraciones de sulfatos, nitratos y otras partículas finas en la atmósfera.



Fuente: Texas A&M University (2005)

Figura II-5.
Secciones de la atmósfera terrestre y capa de mezcla.

5. Puesto que los contaminantes secundarios se forman en lugares diferentes a la fuente emisora, su rango de impacto es mayor que el estimado para los contaminantes primarios, estimándose entre 1000 y 1500 km. Sin embargo, el rango de impacto de los sulfatos es típicamente menor que el estimado para los nitratos, debido a que el SO_2 es más reactivo en la atmósfera que los NO_x , por lo que los sulfatos se forman más rápido que los nitratos. Por otra parte los nitratos tienen una tasa de remoción menor, que conduce a mayores concentraciones en el ambiente. Estos dos factores hacen que los nitratos en aerosol sean transportados a mayores distancias de la fuente emisora que los sulfatos.

- Efectos de las emisiones de contaminantes primarios a la atmósfera y su conversión a contaminantes secundarios.

Los efectos de las emisiones de contaminantes como SO_2 y NO_x trascienden e ámbito ambiental y se reflejan a nivel económico y social a través de una serie de interacciones de gran complejidad. Estos efectos ocurren a través de las afectaciones a cultivos, áreas forestales, materiales de construcción, a la salud humana e incluso al patrimonio cultural. La presente investigación se centra en el análisis y valoración monetaria de los efectos de los contaminantes secundarios en la salud humana. La figura II-6 muestra los diferentes efectos de las emisiones de SO_2 y NO_x a la atmósfera, así como los diferentes alcances dependiendo de la fase y las reacciones que ocurran.

Las áreas sombreadas muestran las fases que serán analizadas en esta investigación, en ellas se observa que, dentro de los alcances señalados, los efectos sociales y económicos de los contaminantes secundarios inician en el momento en que la población humana entra en contacto con ellos a través de la respiración de las partículas secundarias generadas por la transformación de SO_2 y NO_x . Las alteraciones de la salud humana ocasionadas por la exposición a las partículas generan una serie de padecimientos, cuya gravedad puede ir desde la mortalidad hasta padecimientos crónicos. La magnitud de los costos que estas afectaciones generan en la sociedad, ha sido objeto de diversas investigaciones, orientadas en gran parte a la valoración monetaria de estos costos.

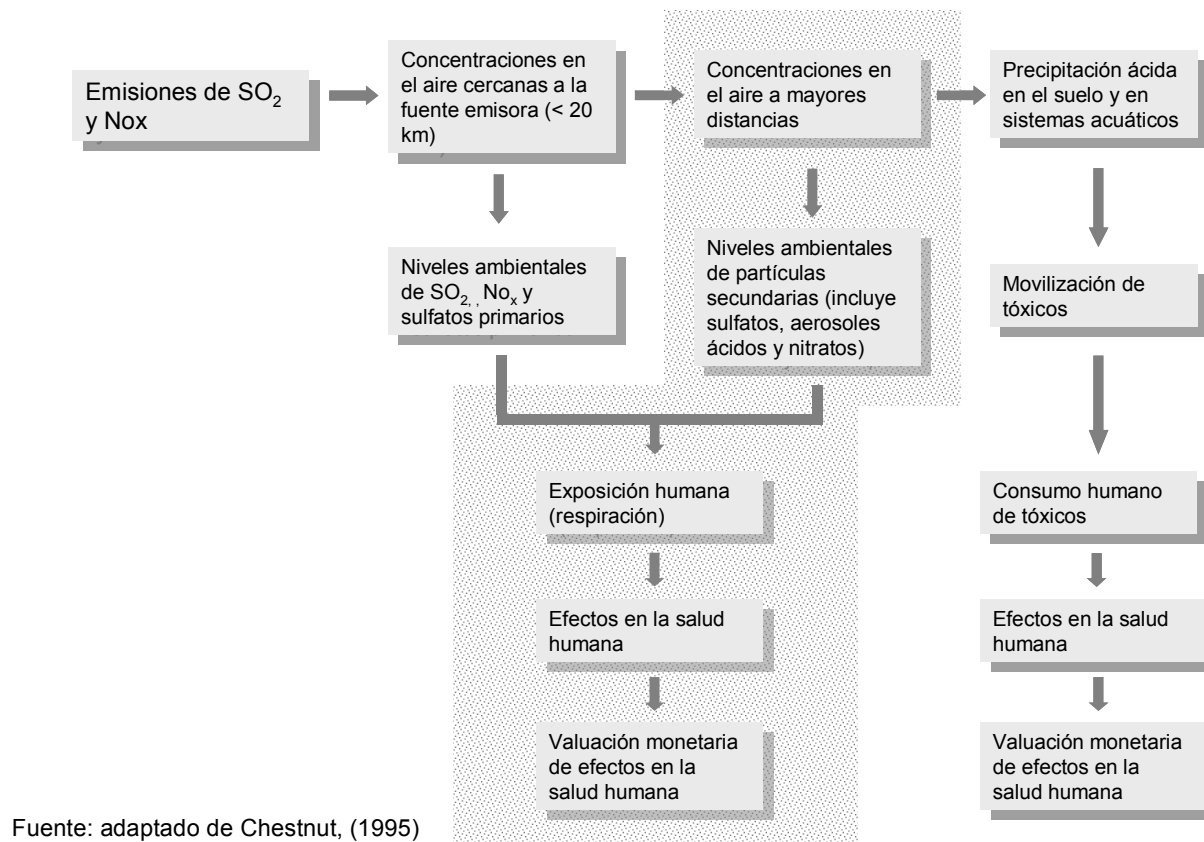


Figura II-6.
Efectos de las emisiones de NOx SO₂ a la atmósfera.

2.1.2 Efectos de las PM_{2.5} en la salud humana.

Los efectos de las partículas en la salud pueden evaluarse a través de dos diferentes tipos de estudios: toxicológicos y epidemiológicos (Ballester, Tenías y Pérez, 1999). Rojas y Garibay (2003) señalan que debido a la falta de representatividad de condiciones reales de exposición de los estudios toxicológicos y a la inconsistencia de los resultados de los estudios epidemiológicos, aun no se ha podido identificar con precisión qué es lo que sucede después de que las partículas se depositan en las vías respiratorias.¹⁵ Sin embargo, como se verá más adelante, el texto de Pope y Dockery (2006) indica que, a

¹⁵ Los estudios realizados consideran escenarios de exposición diversos, como: exposición de individuos a) partículas presentes en el ambiente, b) partículas provenientes de fuentes específicas y c) partículas generadas artificialmente en laboratorios. En los tres casos existen factores de incertidumbre como la falta de evaluación de la composición de las partículas en el primer caso, o problemas derivados de la manipulación de las muestras en el segundo caso, así como la falta de representatividad de las condiciones reales de exposición en el tercer caso (Rojas y Garibay, 2003).

pesar de la indefinición de los mecanismos fisiopatológicos que determinan los padecimientos en las vías respiratorias por efecto de los contaminantes, existe una clara asociación entre la exposición a ellos y diversas enfermedades.

Los estudios toxicológicos se realizan de forma experimental en el hombre o en animales bajo condiciones controladas por el investigador, lo que ofrece como ventaja mediciones más precisas, pero tienen el riesgo de ser poco representativos. Aun cuando existe un gran número de estudios que relacionan significativamente la exposición a partículas con los efectos nocivos a la salud aun no se ha establecido de forma concluyente la o las causas de su toxicidad. Entre los factores más determinantes está el tamaño, número concentración, forma, composición y reactividad. Otro elemento importante a considerar es la mezcla de otros contaminantes presentes en la atmósfera, como O₃, SO₂, NO_x, CO y otros compuestos como el benceno, butadieno o hidrocarburos¹⁶.

Sin embargo, los estudios toxicológicos efectuados sí muestran los mecanismos de las alteraciones de los sistemas cardiovascular y pulmonar, principalmente en poblaciones susceptibles, aun con bajas concentraciones. En general, los mecanismos descritos se asocian a la inducción de una respuesta inflamatoria en las vías respiratorias, respuestas vasculares sistémicas y cambios en el control neural de las funciones cardiacas. Se considera que estas reacciones del organismo pueden generar o reforzar ciertos síntomas o condiciones de salud en individuos susceptibles: asmáticos, personas con padecimientos pulmonares crónicos, con arterioesclerosis o cardiopatías preexistentes y adultos mayores. (Rojas y Garibay, 2003).

Los estudios epidemiológicos sobre el impacto de las partículas en la salud humana se remontan a la década de los años 30 (Pope, Bates y Raizenne, 1995). Estos estudios analizan sucesos que ocurren en poblaciones humanas bajo condiciones reales, lo que les posibilita una mayor representatividad aunque pueden enfrentar problemas relacionados con la calidad de los resultados, ya que al tratarse de estudios sobre contaminación atmosférica deben considerar diversos factores como: ubicuidad de la exposición, variaciones individuales de la exposición; confusión por otros factores (por ejemplo, hábitos personales, exposiciones a gases y polvos en el trabajo, etc.). (Ballester, Tenías y Pérez, 1999). Sin embargo, los progresos en la definición y cuantificación de las exposiciones a contaminantes y sus efectos en la salud y la incorporación de mejores herramientas estadísticas le han conferido un mayor rigor analítico de los estudios más recientes, lo que ha permitido evaluar cuantitativamente los efectos sutiles en la salud

¹⁶ Los estudios toxicológicos realizados con humanos tienen serias limitaciones al ser aplicados a grupos pequeños, con exposiciones cortas y concentraciones de contaminantes relativamente bajas; por esta razón se ha recurrido a animales de laboratorio, en donde pueden manejarse situaciones más extremas. Sin embargo, las diferencias fisiológicas, morfológicas y de reacción de estas muestras respecto a los humanos constituye un problema para la extrapolación de los resultados a poblaciones humanas (Rojas y Garibay, 2003).

asociados con la contaminación por partículas que es usual en las ciudades contemporáneas de países desarrollados. (Pope, Bates y Raizenne, 1995).

- Contaminación atmosférica y salud.

La exposición de la población humana a la contaminación atmosférica tiene una diversidad de efectos sobre la salud, siendo en un inicio los más estudiados aquellos que se producen por exposición a altas concentraciones de contaminantes en el corto plazo (exposición aguda), considerando lapsos inferiores a una semana después de la exposición. Según Ballester, Tenías y Pérez (1999), los efectos identificados tiene como característica su gradualidad, en función tanto de la población de riesgo como de la gravedad de sus consecuencias, ya que a medida que los efectos identificados se hacen más graves, la población en riesgo decrece.

Otra característica es que los efectos identificados deben estar relacionados con el “principio de coherencia” enunciado por D. Bates el cual se basa en el denominado “hallazgo contingente” (Ballester, Tenías y Pérez, 1999); es decir, si se detecta como efecto un aumento de la mortalidad, es previsible que ocurra un aumento en el número de ingresos hospitalarios. Si, en otra situación, se observa un incremento en los ingresos hospitalarios, el efecto contingente debería ser un previsible aumento en el número de visitas a urgencias. No obstante, la comprobación del principio de coherencia es compleja, ya que requiere de la verificación de todos los hallazgos principales y sus efectos contingentes en la misma localidad o región durante el mismo periodo de tiempo.

La exposición aguda a contaminantes atmosféricos como partículas finas, ozono y sulfatos tienen como efecto más significativo la mortalidad atribuida a complicaciones respiratorias y enfermedades cardiovasculares, en donde la población con mayor riesgo es aquella con enfermedades cardíacas y/ o respiratorias (Cesar *et al*, 2002). Sin embargo, en concordancia con el principio de gradualidad, evidencias recientes muestran que a un incremento relativamente pequeño de la exposición aguda a partículas en períodos cortos de tiempo, de 1 o algunos días es improbable que ocurran incrementos significativos en la mortalidad; de esta forma, en un día determinado el número de personas de una población que mueren por exposición aguda a partículas es reducido (Pope y Dockery, 2006).

La morbilidad generada por la exposición aguda a partículas y ozono se manifiesta en bronquitis, neumonía, EPOC¹⁷ y tos con flema, también en ataques de asma, tos sin flema y sibilancias (Cesar, 2002).

¹⁷ Enfermedad pulmonar obstructiva crónica.

A diferencia de la exposición aguda, la cual ocurre ocasionalmente, la exposición crónica a bajas concentraciones de contaminantes en un fenómeno cotidiano. Los impactos a la salud asociados con este tipo de exposición se asocian con pequeños déficits en la función pulmonar en donde la revisión de 35 estudios de tipo transversal arrojó que un incremento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} se relaciona con un decremento inferior al 2% en la función pulmonar (Pope, Bates y Raizenne, 1995). Otros padecimientos respiratorios relacionados con la exposición crónica a partículas incluyen la EPOC y la bronquitis.

En un análisis posterior, Pope y Dockery (2006) señalan que los efectos en la salud de la contaminación del aire por partículas dependen probablemente tanto de la concentración de contaminantes como del período de exposición, y es de esperarse que las exposiciones repetidas de largo plazo tengan efectos acumulativos más significativos y persistentes que exposiciones ocasionales de corto plazo.

Ostro (1994) señala que la evidencia epidemiológica establece relaciones exposición-respuesta entre concentraciones de material particulado y padecimientos que incluyen mortalidad, admisiones hospitalarias respiratorias, visitas a salas de emergencia, días de actividad restringida para adultos, enfermedades de las vías respiratorias bajas en niños, crisis de asma y enfermedades crónicas. A su vez, los resultados de los estudios epidemiológicos más recientes evidencian los vínculos entre la concentración de partículas en el ambiente y la mortalidad total, por causas cardiovasculares, pulmonares y por cáncer de pulmón. En cuanto a la morbilidad, las asociaciones ocurren con admisiones hospitalarias, visitas a salas de emergencia, agravamiento de síntomas en asmáticos y disminución de la función pulmonar (Rojas y Garibay, 2003 y Fierro, 2000). El cuadro II-1 muestra las principales características de las partículas según su clasificación.

En la temporada invernal, la contaminación puede ser agravada por el estancamiento del aire, al acumularse en la atmósfera los contaminantes generados por procesos de combustión. Los compuestos más significativos por sus efectos son el SO_2 y las partículas. Por el contrario, los días calurosos y soleados propios de la época de verano son favorables a las reacciones fotoquímicas de los NO_x y los hidrocarburos, que propician la formación de O_3 y otras sustancias nocivas a la salud. (Ballester, Tenías y Pérez, 1999).

Las partículas finas o $\text{PM}_{2.5}$ al ser inhaladas tienden a depositarse en la vía y el espacio del pulmón distal. Asimismo, el grado de acidez y la inflamación provocada en los sitios de lesión son dos aspectos de gran importancia y diversos estudios muestran que estas partículas son las más dañinas a la salud. (Nigenda, Cifuentes y Duperval, 2003). También este tipo de partículas permanece suspendido por más tiempo, penetra más los ambientes interiores y es transportado a distancias mucho mayores que las partículas de mayor tamaño. (Pope y Dockery, 2006).

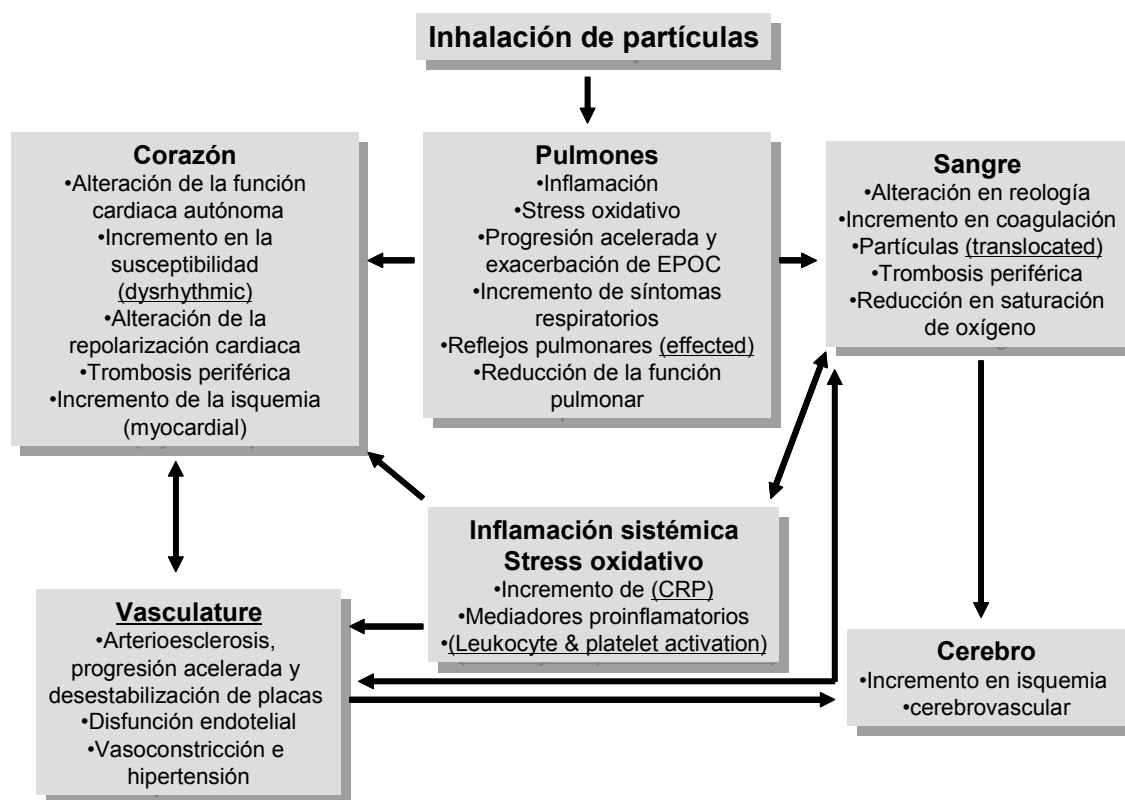
Cuadro II-1. Características de las partículas y sus impactos en la salud.

Características	Partículas finas	Partículas gruesas
Diámetro aerodinámico	Menor de 2.5 μm	De 2.5 a 10 μm
Estado físico	Gases	Sólidos, gotas
Composición	Iones sulfato, nitrato, amonio, hidrógeno, carbón elemental, compuestos orgánicos; metales	Polvos suspendidos, cenizas por la combustión de carbón o aceites, óxidos metálicos (Si, Al, Ti, Fe), carbonato de calcio, sal polen, esporas, fragmentos de plantas o animales y residuos de llantas.
Solubilidad	Principalmente solubles e higroscópicas	Principalmente insolubles y no higroscópicas
Período de permanencia en la atmósfera	Días a semanas	Minutos a horas
Distancia recorrida respecto a la fuente de emisión	Cientos – miles de kilómetros	Menos de 10 kilómetros
Interacción con el organismo humano	Llegan a los bronquiolos respiratorios y región alveolar (se les conoce también como partículas respirables) <ul style="list-style-type: none"> • La fracción más gruesa se deposita por sedimentación • La fracción más fina se deposita por difusión 	Pueden entrar y depositarse a lo largo del tracto respiratorio.
Efectos en la salud	<p>A corto plazo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cambios en la función pulmonar y síntomas respiratorios • Infección respiratoria aguda • Síntomas alérgicos • Mortalidad • Visitas frecuentes a urgencias <p>A largo plazo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) • Asma • Bronquitis crónica • Neumonía • Incremento de la mortalidad en adultos mayores de 60 años <ul style="list-style-type: none"> • Infarto agudo del miocardio • Accidentes vasculares encefálicos • Edema agudo del pulmón 	

FUENTE: Adaptado de Rojas y Garibay (2003) y Nigenda, Cifuentes y Duperval (2003).

Cabe señalar que no hay una evidencia concluyente de que la deposición de material particulado en niños sea significativamente diferente que en adultos. Los estudios disponibles realizados en Estados Unidos indican que la deposición extra torácica en los niños es generalmente mayor que en los adultos, pero la deposición en la región traqueo bronquiolar y alveolar en niños puede ser mayor o menor que en adultos, dependiendo del tamaño de la partícula y la edad del niño (Thurston, 2000).

Pope y Dockery (2006) señalan que, si bien existen muchos factores de incertidumbre, las investigaciones más recientes evidencian que la exposición a las partículas tiene efectos biológicos claros, a través de varias rutas patofisiológicas o mecánicas (figura II-7). Sin embargo, concluyen que ninguna de las rutas exploradas hasta ahora ha demostrado ser la que vincula la exposición de la contaminación ambiental por partículas con la mortalidad y morbilidad cardiopulmonar y es probable que los efectos sean el resultado de la interacción e interdependencia de varias de las trayectorias identificadas.



FUENTE: Pope y Dockery (2006)

Figura II-7. Rutas generales potenciales que vinculan a las partículas con morbilidad y mortalidad cardiopulmonar.

A este respecto, Riojas *et al* (2006) indican que los efectos en la mortalidad por causas cardiovasculares, principalmente en personas con antecedentes de enfermedad cardiopulmonar podrían explicarse por las alteraciones que las partículas y otros contaminantes ejercen sobre la regulación del corazón sobre el sistema nervioso autónomo. El indicador de estas alteraciones es la variación de la frecuencia cardiaca (VFC)¹⁸, cuyas alteraciones se consideran como factor pronóstico de mortalidad cardiovascular.

Sin embargo, los mismos autores concluyen que, aun cuando la evidencia revisada muestra un claro vínculo entre concentraciones de contaminantes y alteraciones en la VFC, es necesario revisar los métodos aplicados, además, deben precisarse aspectos como el tipo de contaminante, el tamaño de las partículas y poblaciones de riesgo.

- Mecanismos de deposición de partículas en el sistema respiratorio

Las propiedades químicas y físicas de las partículas, así como los sitios en que se depositan y los mecanismos mediante los cuales ocurre la lesión en el pulmón son factores determinantes en sus efectos biológicos (Nigenda, Cifuentes y Duperval, 2003).

La deposición de las partículas dentro del tracto respiratorio se da a través de cinco mecanismos que se enlistan a continuación (Fierro, 2000):

- Mecanismos primarios.
 - Asentamiento gravitacional . Ocurre como resultado de la influencia de la gravedad en las partículas suspendidas en el aire. La fracción asentable de partículas es directamente proporcional al tamaño de la partícula. Este proceso es el más importante en la región distal de la vía aérea bronquial y en porciones proximales de la región de intercambio gaseoso.
 - Impactación. Debido a la inercia, las partículas aéreas no siguen cambios en la dirección o velocidad del flujo de aire y pueden impactar en la pared de la vía aérea. Este mecanismo ocurre principalmente en la garganta y la

¹⁸ Se define como variación de la frecuencia cardiaca (VFC) a "...la variación de la distancia entre los intervalos RR que es el pico más alto en un electrocardiograma, resultante de la estimulación de los ventriculos y que permite conocer el número de latidos por minuto) y depende de fluctuaciones en la estimulación SNA (sistema nervioso autónomo) sobre el corazón. La edad, el reflejo barorreceptor, la respiración, la temperatura y los cambios de postura, entre otros factores, influyen en la VFC." Riojas *et al* (2006).

laringe con partículas mayores de $3\mu\text{m}$ y se incrementa con tamaños mayores.

- Difusión Browniana. Implica la colisión entre moléculas de gas y partículas de tamaño micrométrico, que empujan a la partícula de manera irregular. Este mecanismo depende más del diámetro difusivo o termodinámico de la partícula aérea que de su diámetro aerodinámico. Por esta razón, la difusión Browniana es mayor a medida que el tamaño de la partícula decrece, y es el predominante en la región alveolar de intercambio gaseoso del pulmón para partículas menores de $0.5\mu\text{m}$.
- Mecanismos secundarios. Estos mecanismos son la atracción electrostática y la intercepción, y tienen una importancia mínima en la inhalación y deposición de material particulado.

Otros factores que influyen en la deposición de las partículas en el aparato respiratorio son (Fierro, 2000):

- Modo de respirar. La respiración por la boca permite el paso de partículas mayores de $10\mu\text{m}$ hacia el pulmón.
- Actividad física (ejercicio).
- Edad.
- Enfermedades pulmonares (enfermedad obstructiva pulmonar crónica).
- Condiciones ambientales (incremento en la temperatura o presencia de otros contaminantes).

La capacidad del pulmón para protegerse de las partículas inhaladas determinará los efectos adversos del material particulado. Existen dos mecanismos de despeje: (Fierro, 2000)

- El sistema mucociliar. Las partículas depositadas en la región ciliada de la vía traqueobronquial suben por la pendiente mucociliar para ser expelidas mediante la tos o por deglución.
- Los macrófagos alveolares. Las partículas depositadas en los bronquiolos terminales son limpiadas por los macrófagos pulmonares.

Una respuesta celular temprana a una exposición aguda a partículas es el daño a las células epiteliales del tracto respiratorio, que también produce muchos tipos diferentes de mediadores inflamatorios). La inflamación pulmonar local inducida por PM10 puede impactar el sistema cardiovascular mediante la producción local de factores

procoagulantes en el pulmón o como resultado de los efectos de los mediadores expelidos por los pulmones, que actúan sobre el hígado, para incrementar los factores procoagulantes que pueden promover un infarto al miocardio.

- Evaluación de los daños a la salud

La estimación de los efectos en la salud de la exposición a contaminantes se realiza a través de las funciones exposición-respuesta (FER), las cuales se definen como aquellas que asocian un padecimiento derivado de la exposición a un contaminante con el incremento en el riesgo relativo derivado de esa exposición. La información correspondiente a las FER se obtiene de la literatura epidemiológica.

Para determinar las FER, (Ostro, 1994) propuso el cálculo de la derivada parcial o pendiente, para obtener una estimación del cambio en la prevalencia de un efecto determinado en la salud, asociado con un cambio en la calidad del aire en exteriores. En segundo lugar la pendiente se multiplica por la población relevante que se considera expuesta y susceptible al efecto del contaminante considerado; en algunos casos puede ser incluida toda la población expuesta, mientras que en otros puede haber grupos especialmente sensibles, como los niños o los asmáticos. El tercer paso implica los cambios considerados en la calidad del aire, en donde el cambio real depende tanto de la medida de política considerada como de la información disponible.

De esta forma, el impacto estimado a la salud se puede representar como (Ostro, 1994):

$$dH_i = b_i * POP_i * dA$$

donde: dH_i = cambio en el riesgo de la población respecto al efecto i

b_i = pendiente de la FER

POP_i = población en riesgo por respecto al efecto i

dA = cambio en la concentración del contaminante.

Un aspecto importante en la determinación de la FER es si existe o no un umbral, debajo del cual no hay efectos a la salud, o si la pendiente de la FER disminuye significativamente a bajas concentraciones del contaminante. A este respecto Ostro (1994) destaca que la información utilizada por él para estimar los efectos a la salud en Jackarta, Indonesia, se basa en estimaciones de funciones lineales o log-lineales que sugiere un continuo de efectos por debajo de los niveles de concentración más bajos

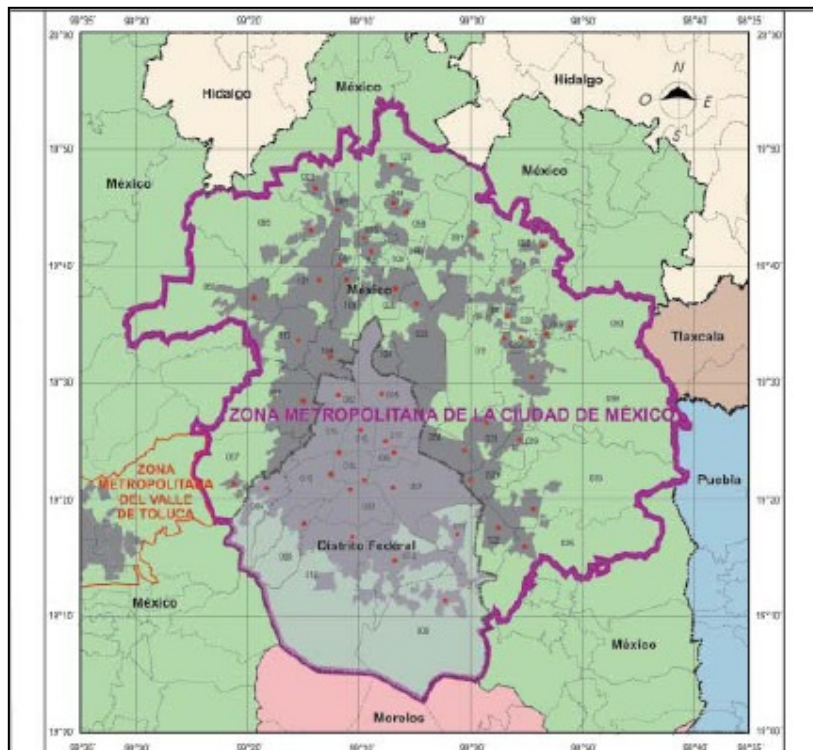
detectados; asimismo, señala que los estudios realizados con el objetivo de determinar un umbral no han arrojado evidencias concluyentes.

Si bien, el análisis de las FER correspondientes a la mortalidad por partículas realizado años después por Stieb, Judeck y Burnett (2002), arrojó incertidumbres sobre el método para determinar su forma y señaló la necesidad de identificar de manera precisa la existencia de umbrales, el meta análisis realizado por Pope y Dockery (2006) sobre estudios epidemiológicos realizados en la última década, concluye que la evidencia empírica sobre la forma de la FER no muestra un umbral bien definido en el que pudieran no generarse efectos en la salud y por lo tanto, puede ser modelada razonablemente de forma lineal.

2.2 Características geográficas y socioeconómicas de la ZMCM.

Los criterios de identificación de la ZMCM han variado a lo largo del tiempo, de acuerdo con Delgado (2005), en 1995 esta zona se delimitó con las 16 delegaciones del Distrito Federal, 37 municipios del Estado de México y un municipio del Estado de Hidalgo; en ese mismo año, el Programa de Ordenación de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México de 1995 incluyó las 16 delegaciones del Distrito Federal, 58 municipios del Estado de México y un municipio del Estado de Hidalgo, y en el año 2000, el INEGI integró la ZMCM con las 16 delegaciones del Distrito Federal y 35 municipios del Estado de México. La delimitación de la ZMCM también adopta criterios diversos en los diferentes estudios ambientales realizados en los últimos años (Molina et al, 2002; Hernández et al, 2004). Los criterios de identificación más recientes de la ZMCM asignan 60 municipios; 59 pertenecientes al Estado de México y uno al Estado de Hidalgo, así como las 16 delegaciones del Distrito Federal (Semarnat, 2011).

Debido a que los datos utilizados en esta investigación corresponden a 2005, la identificación de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) que se aplica se basa en los criterios aplicados por INEGI (INEGI-GDF, 2005), que incluyen aspectos de conurbación, funcionalidad y la existencia de dos áreas geográficas, conformadas por las 16 delegaciones políticas del Distrito Federal y 35 municipios conurbados del Estado de México. Este criterio de identificación también obedece a la disponibilidad de información requerida para aplicar los modelos utilizados en lo referente a población, rangos de edad, morbilidad y mortalidad, datos meteorológicos, etc. La figura II-8 y la tabla II-2 muestran las delegaciones y municipios incluidos en los cálculos realizados en esta investigación, así como su integración regional.



FUENTE: INEGI-GDF (2005)

Figura II-8. División geoestadística y municipal de la ZMCM

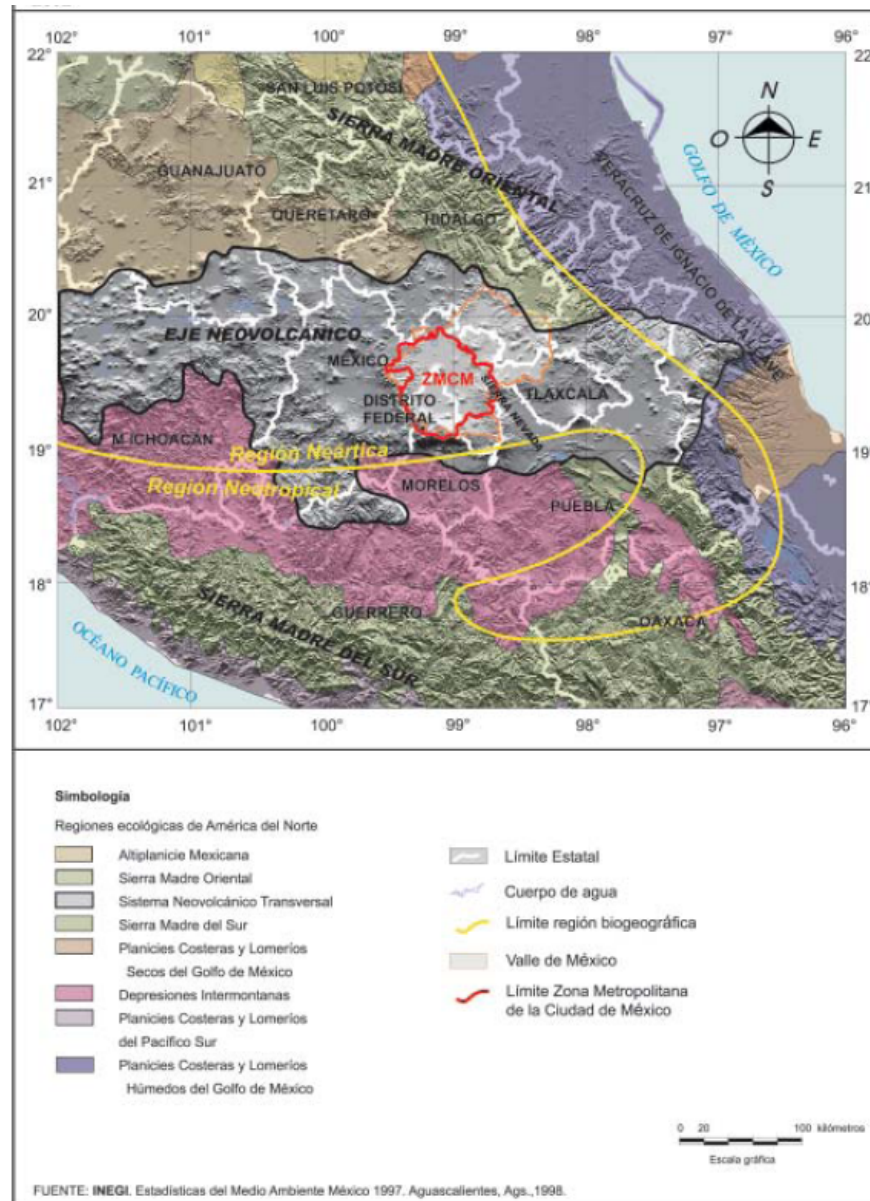
Tabla II-2. Delegaciones y municipios que conforman la ZMCM, 2005.

Distrito Federal	Estado de México	
1. Azcapotzalco	1. Acolman	19. Nextlalpan
2. Coyoacán	2. Atenco	20. Nicolás Romero
3. Cuajimalpa de Morelos	3. Atizapán de Zaragoza	21. Papalotla
4. Gustavo Madero	4. Coacalco de Berriozábal	22. La Paz
5. Iztacalco	5. Coyotepec	23. Tecámac
6. Iztapalapa	6. Cuautitlán	24. Teoloyucan
7. Magdalena Contreras	7. Chalco	25. Teotihuacán
8. Milpa Alta	8. Chiautla	26. Tepetlaoxtoc
9. Alvaro Obregón	9. Chicoloapan	27. Tepetzotlán
10. Tláhuac	10. Chiconcuac	28. Texcoco
11. Tlalpan	11. Chimalhuacán	29. Tezoyuca
12. Xochimilco	12. Ecatepec	30. Tlalnepantla de Baz
13. Benito Juárez	13. Huixquilucan	31. Tultepec
14. Cuauhtémoc	14. Ixtapaluca	32. Tultitlán
15. Miguel Hidalgo	15. Jaltenco	33. Zumpango
16. Venustiano Carranza	16. Melchor Ocampo	34. Cuautitlán Izcalli
	17. Naucalpan de Juárez	35. Valle de Chalco Solidaridad
	18. Nezahualcóyotl	

FUENTE: INEGI-GDF (2005)

2.2.1 Características geográficas.

La ZMCM está ubicada al este del Sistema Neovolcánico Transversal y también está integrada en el ecosistema de Bosque Templado y a la región fisiográfica del Eje Neovolcánico (figura II-9) (INEGI-GDF-2005).



FUENTE: INEGI-GDF (2005)

Figura II-9.
Ubicación geográfica de la ZMCM.

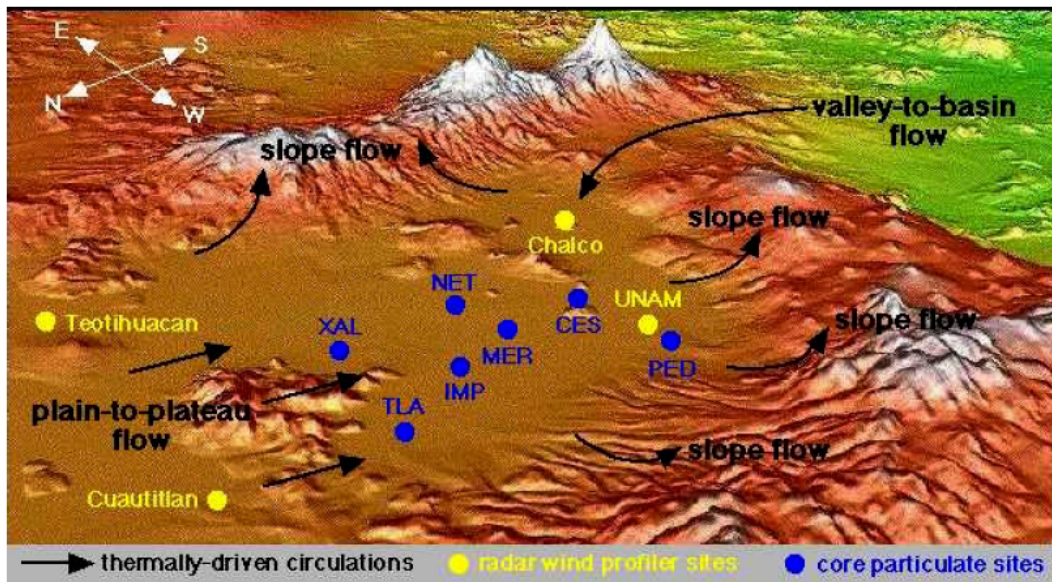
Las coordenadas geográficas extremas de la ZMCM son: al norte 19°54' de latitud norte, en el extremo norte del municipio de Zumpango, Estado de México; al sur 19°03' de latitud norte, en el extremo sur de la delegación Milpa Alta, DF; el este 98°38' de longitud oeste, en el extremo occidente del municipio de Texcoco, Estado de México, y al oeste 99°31' de longitud oeste, en el extremo oriental del municipio de Nicolás Romero, Estado de México (INEGI-GDF, 2005).

Las colindancias de esta zona son: al norte con el Estado de Hidalgo y con municipios del Estado de México; al sur con el Estado de Morelos y con municipios del Estado de México; al este con los Estados de Puebla y Tlaxcala y con municipios del Estado de México y al oeste con municipios del Estado de México.

La superficie de la ZMCM es de 4979 km² (INEGI-GDF, 2005, representando el 0.25% de la superficie total de la República Mexicana. El Distrito Federal en su totalidad constituye el 29.8% y los municipios conurbados del Estado de México aportan el 70.2%. Cabe señalar que el área del Estado de México integrada a la ZMCM representa el 15% de la superficie de esta entidad federativa. (INEGI-GDF, 2005).

La altitud media de la ZMCM es de 2240 msnm (INEGI-GDF, 2005; Molina et al, 2002). El piso, casi plano de la cuenca cubre aproximadamente 5000 km² del Valle de México y está confinada por grandes sierras cuya altura supera los 4000 msnm (INEGI_GDF, 2005), de modo que la profundidad del valle puede considerarse de 800 a 1000 m (Molina et al 2002); sin embargo, presenta una gran abertura al norte y una brecha menor en el lado sur-sureste (Molina et al, 2002). Edgerton et al (1999) muestran un plano con la conformación de la meseta del Valle de México y los principales flujos atmosféricos identificados hasta el momento de publicación de su investigación (figura II-10).

Como puede observarse en la figura II-10, los volcanes Popocatepetl e Iztaccíhuatl se ubican en el lado sureste de la cadena montañosa de la cuenca La sierra de Quetzaltepec se ubica en el lado Este; su punto más alto es en la zona del cerro Telapón con 4060 msnm en el cerro Telapón. En el lado sur se encuentra la sierra Ajusco-Chichináutzin, en donde se ubica el volcán Ajusco, alcanzando la mayor elevación en la "Cruz del Marqués", con 3930 msnm. En el lado oeste se ubica la sierra "Las Cruces", con el cerro El Charco como el punto de mayor altitud con 3530 msnm. Al noroeste se ubica la sierra "La Muerta". Al norte del Distrito Federal se localiza la Sierra de Guadalupe, en cuya parte baja existen asentamientos humanos. (INEGI-GDF, 2005).



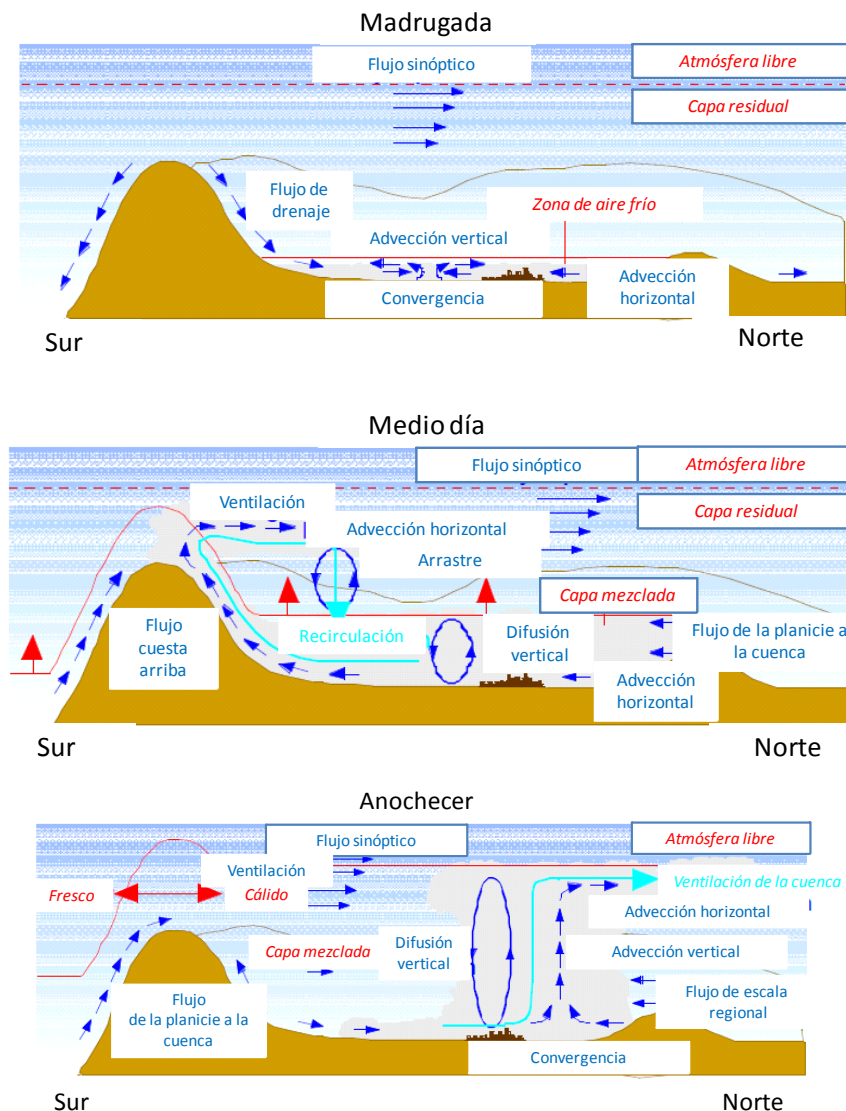
FUENTE: Edgerton et al (1999)

Figura II-10. Configuración topográfica de la ZMCM y flujos atmosféricos

Este sistema montañoso, junto con la ubicación geográfica de la ZMCM no son propicios para que la atmósfera tenga una ventilación adecuada. El Programa para mejorar la Calidad del Aire de la Zona Metropolitana del Valle de México (GEdomex-GDF, 2002) menciona los factores geográficos y meteorológicos que, bajo las condiciones económicas actuales, afectan la calidad del aire:

- a) La barrera natural que conforman las montañas que rodean a la zona, la cual obstaculiza la circulación del viento y afecta la dispersión de los contaminantes.
- b) La alta frecuencia (70% de los días del año) con la que ocurren inversiones térmicas en el Valle de México, ya que este fenómeno ocasiona que las masas de aire se estanquen temporalmente en la atmósfera.
- c) Los sistemas anticiclónicos, comunes en la región central del país, generando cápsulas de aire inmóvil en áreas de extensión mucho mayor que la del Valle de México.
- d) La radiación solar, cuya intensidad y persistencia en la zona favorece la formación de ozono a través de reacciones fotoquímicas de los NO_x y los hidrocarburos emitidos a la atmósfera.
- e) La altitud del Valle de México, que ocasiona que el contenido de oxígeno en el aire sea 23% menor en comparación con el nivel del mar, provocando que los procesos de combustión sean más contaminantes.

Edgerton (1999) ilustra los principales flujos de aire en la zona, identificados durante febrero y marzo de 1997, indicando que estos son de una gran complejidad y varían día con día. La zona es afectada por patrones de circulación del viento inducidos por factores térmicos y topográficos. El primero es un flujo de aire de la planicie regional a la meseta, proveniente de áreas bajas del norte y el este hacia la cuenca norte en la noche; el segundo es un flujo local de aire del valle a la meseta en donde los vientos del sur se desarrollan y propagan a través de la brecha entre las montañas hacia el sureste y sobre la cadena que forma la frontera sur de la cuenca de la Ciudad de México; el tercero consiste en flujos locales cuesta arriba conducidos por el calentamiento de la laderas de las montañas (figuras, II-10 y II-11).



FUENTE: GDF (2008)

Figura II-11. Flujos de viento en el Valle de México

El informe realizado por GDF (2008) corrobora el predominio de corrientes de aire del norte, resultante de los sistemas meteorológicos de macroescala. Asimismo, indica que el aire que circula en la zona conforma una corriente ciclónica, que evidencia la influencia de la brisa de montaña y de valle, que corren desde y hacia las zonas altas circundantes.

2.2.2 Características socioeconómicas.

El crecimiento poblacional en la ZMCM fue un proceso que se inició hacia la década de los treinta, al registrar tasas de crecimiento superiores a las del resto del país. Para los años cincuenta el ritmo de crecimiento de la población alcanzó las tasas más altas de la historia, y para la octava década del siglo XX, la zona metropolitana sobrepasó los límites del Distrito Federal para continuar su crecimiento en el Estado de México. Sin embargo, para la década de los noventa las tendencias observadas hasta entonces cambiaron, ya que el crecimiento de la población de la zona provino en su mayor parte del Estado de México, e incluso parte de la migración hacia esta entidad proviene del Distrito Federal (GEdomex-GDF, 2002). De esta forma, las proyecciones para el 2030 indican que esta tendencia continuará y que incluso, la población del DF registrará un decrecimiento durante ese período (Tabla II-3).

Tabla II-3, población de la ZMCM

Zona/entidad	Población (miles de TMCA 2/ hab)		
	2005 1/	2030	
D.F.	8,605	8,393	-0.1%
35 municipios conurbados	9,900	12,696	1.0%
ZMCM	18,505	20,962	0.5%

Fuente: 1/ INEGI (2005), 2/ INEGI (2009)

Considerando que bajo los criterios de delimitación de la ZMCM expuestos en el apartado anterior, el área que cubre la ZMCM es de 4979 km² (INEGI-GDF, 2005), las tendencias al crecimiento poblacional observadas en los municipios conurbados del estado de México provocarán que la densidad de población de la ZMCM pase de 3717 hab/km² en 2005 a 4210 hab/km² en 2030.

En cuanto a la composición por grupos de edad, en 2005, la población de la ZMCM se constituyó en 45.3% mayores de 30 años; 32.6% menores de 18 años; 67.4% mayores de 18 años, y 27.1% de niños. Esta división es importante, ya que determina los grupos de riesgo de la población de acuerdo a los impactos a la salud que se analizarán en este trabajo.

La dinámica poblacional de la ZMCM tiene su origen en diversos factores gestados desde la década de los setenta, entre los que se menciona un menor crecimiento económico en relación con décadas anteriores; la reducción de la tasa global de fecundidad, la menor inmigración registrada y, a partir de los años 80, la expulsión de población de la ZMCM (CONAPO, 1998). Este último fenómeno es abordado por Suárez y Delgado (2006) quienes muestran que las delegaciones centrales del DF han experimentado una pérdida de población o desdensificación poblacional, al tiempo que han mostrado una densificación de empleos. Lo anterior sugiere una densificación poblacional de los contornos aledaños al centro del DF, tanto por el crecimiento natural de la población, como por la expulsión de población de la zona central.

Cabe señalar que el proceso de crecimiento de la ZMCM se ha dado acompañado de profundas desigualdades sociales. De esta forma, la existencia de áreas marginadas, principalmente en algunos municipios del área conurbada de la ZMCM con escasos accesos a servicios de salud y educación, ha ido una constante; sin embargo, los procesos económicos ocurridos a partir de las últimas décadas han tendido a acentuar la desigualdad social y a marcar su delimitación territorial, generando diferenciaciones territoriales que marcan también una posibilidad cada vez menor de movilidad socioeconómica y residencial, fenómeno que además, se aparta paulatinamente de los procesos macroeconómicos, convirtiéndose en una situación persistente y de largo plazo. Más aun, el proceso de expulsión de población del DF ha tenido como un componente importante el desplazamiento de habitantes de esta entidad hacia zonas marginadas del estado de México, con amplias desventajas en cuanto a infraestructura y oportunidades laborales, y determinando además un proceso de homogeneización de la pobreza (Bayón, 2008).

Esta situación adquiere una gran relevancia si se analiza la estructura del gastos en salud en México. El análisis realizado por Sesma et al (2005), muestra que en 2002, el gasto privado salud constituía el 57% del gasto total en el DF y el 65.2% en el Estado de México. Lo anterior evidencia el acceso altamente ineficiente e inequitativo de la población de la ZMCM, ya que este gasto se compone a nivel nacional en más de 90% por el gasto de bolsillo (es decir, aquel que realiza directamente la familia al momento de utilizar un servicio de salud). Este gasto, de acuerdo con el autor, propicia que quienes más paguen sean los más enfermos, que por lo general son los más pobres; además puede llegar a convertirse en un gasto catastrófico con efectos empobrecedores sobre las familias.

Adicionalmente, el gasto de bolsillo no aprovecha la agregación de riesgos y quebranta un principio básico de justicia financiera, que establece que el aporte al financiamiento de la salud debe estar en función de la capacidad de pago, al tiempo que se deben recibir los servicios en correspondencia con las necesidades de salud (Sesma et al, 2005).

Las implicaciones que tienen estos factores para la población de la ZMCM, considerando su exposición a la contaminación atmosférica, requieren considerar las consecuencias económicas de los impactos a la salud por efecto de los contaminantes.

Un aspecto relevante sobre la contaminación en la ZMCM es la percepción que tiene la población sobre este fenómeno, ya que ello incide de forma directa o indirecta sobre las medidas de prevención y tratamiento de los impactos a la salud. En el estudio descriptivo realizado por Catalán et al (2001) sobre una muestra de 394 personas, entre 18 y 78 años de edad residentes en la Ciudad de México, este tema se abordó desde diferentes aspectos: a) la importancia de este problema en relación con otros; b) la percepción del grado de contaminación, c) la percepción del riesgo; d) los daños a la salud y e) las acciones para mejorar la calidad del aire. Los resultados mostraron que, aunque el problema de la seguridad pública supera al de la contaminación atmosférica en importancia, el 84% de la muestra opinó que el grado de contaminación es muy alto o muy alto. Respecto al riesgo de daños a la salud, alrededor del 93% consideró que es alto o muy alto, siendo mayor esta percepción en las mujeres que en los hombres y estando también en función del grado de escolaridad. De igual modo, la asociación entre contaminación y enfermedades respiratorias como gripe, amigdalitis y bronquitis, fue positiva en el 51.3% de la muestra, mientras que el resto descartó que hubiera tal asociación.

Una conclusión importante de este estudio, a pesar de sus limitaciones, es la asociación entre la percepción del grado de contaminación y sus efectos con el nivel educativo, lo cual resalta la importancia de aplicar programas de educación ambiental como parte del diseño de políticas destinadas a abatir los niveles de contaminación, así como a prevenir los daños a la salud.

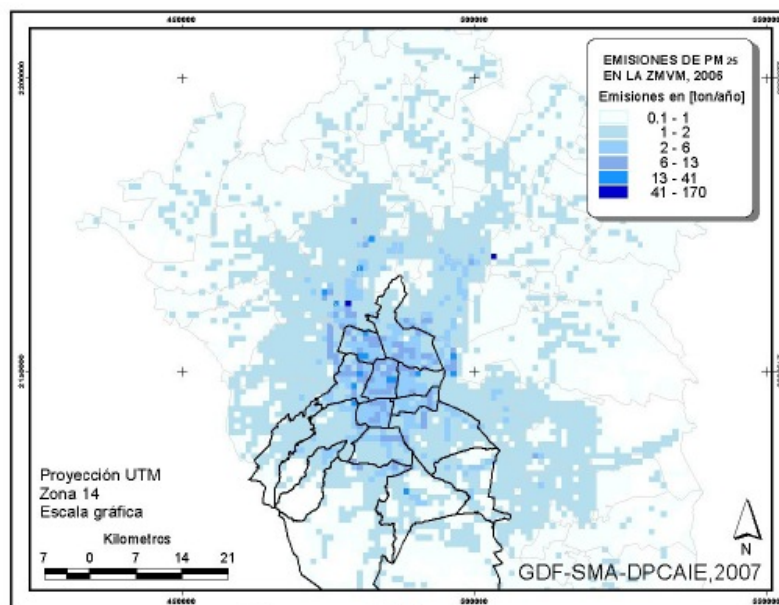
2.3 Los contaminantes secundarios en la ZMCM y las afectaciones a la salud de sus habitantes.

El problema de la contaminación ambiental en la ZMCM ha sido reconocido, analizado y atacado a través de diferentes enfoques durante varios años. Sin embargo, las concentraciones de O₃, NO_x y partículas no han mejorado significativamente respecto a los niveles observados a principios de la década de los 90 (Molina y Molina, 2002).

2.3.1 Inventario de PM_{2.5}

Las concentraciones de PM_{2.5} en la ZMCM han sido ampliamente analizadas en relación con sus componentes y su origen. Forkel et al (2003) aplicaron una simulación numérica para investigar los efectos de diferentes precursores de O₃ y concluyeron que será necesario realizar medidas extremas de reducción de emisiones para mejorar la calidad del aire en la Ciudad de México. Por su parte, el análisis realizado por Salcedo et al (2006) muestra que la presencia de los sulfatos y los nitratos en la ZMCM es equivalente al 20.3% de la composición promedio de masa de PM_{2.5} en la zona, mientras que el análisis realizado por Johnson et al (2005) se enfocó a identificar las características físicas y químicas de las partículas de 0.2-2 µm presentes en la atmósfera de la ZMCM, determinando así su origen.

Sobre este último aspecto, es importante resaltar que las fuentes de PM_{2.5} en la ZMCM son muy diversas. De 6622 toneladas generadas en la atmósfera en 2004¹⁹, 57% provino de fuentes móviles; 30% de fuentes de área (principalmente hogares), mientras que las fuentes puntuales contribuyeron con 10% (GDF, 2006). La figura II-12 muestra la distribución de la emisiones de PM_{2.5} en la ZMCM.



FUENTE: GDF, 2006

Figura II-12.
Distribución espacial de PM_{2.5} en la ZMCM

¹⁹ Si bien, existen inventarios más actualizados de PM_{2.5}, se utilizaron los datos correspondientes a 2004 por ser más cercano al año de 2005, que es el que considera este estudio.

Los altos niveles de emisiones detectados en el centro de la zona se atribuyen a fuentes móviles, en tanto que los municipios aledaños al norte del Distrito Federal muestran niveles significativos de emisiones atribuibles a fuentes puntuales. Cabe señalar que los niveles particularmente altos registrados en Acolman y Tlalnepantla se deben a la generación de energía eléctrica y a actividades relacionadas con la industria del hierro (GDF, 2006).

Cabe señalar que los niveles de concentración de $PM_{2.5}$ en las diversas estaciones de monitoreo de la ZMCM, tomando en cuenta el límite de 24 horas (percentil 98 de los muestreos de 24 horas) abarcaron un rango de 45 a 59 $\mu g/m^3$, ubicándose dentro del límite establecido por la norma, de 65 $\mu g/m^3$. Sin embargo, considerando el promedio anual de los muestreos de 24 horas, la concentración se ubicó entre 20 y 29 $\mu g/m^3$ rebasando significativamente la norma de 15 $\mu g/m^3$ (SEMARNAT, 2011).

Lo anterior es relevante en el contexto de esta investigación, ya que la formación y presencia de $PM_{2.5}$ en la atmósfera de la ZMCM, como resultado de diversas actividades económicas o de fenómenos naturales introduce un factor de incertidumbre al cálculo de los efectos a la salud por los contaminantes secundarios generados fuera del área, y que necesariamente debe considerarse. Asimismo, es necesario recalcar que, si bien el proyecto MILAGRO (Megacity Initiative: Local and Global Research Observations) analizó de manera sistemática los impactos regionales y globales de los contaminantes generados en la ZMCM (Molina et al, 2010), aun existen aspectos que deben abordarse, como la participación de las $PM_{2.5}$ ocasionada por diversas plantas eléctricas a combustibles fósiles ubicadas fuera de la ZMCM, así como los impactos ocasionados sobre la salud de los habitantes, y su valoración económica. Este aspecto será abordado en los siguientes capítulos de este trabajo.

2.3.2 Efectos de la contaminación en la salud de los habitantes de la ZMCM.

El problema de los efectos de la contaminación en la salud de los habitantes de la ZMCM ha sido abordado a través de diferentes estudios de tipo epidemiológico. Si bien, los contaminantes analizados no siempre corresponden con efectos inducidos por la exposición a $PM_{2.5}$, pueden realizarse estimaciones indirectas a partir de los resultados disponibles para ozono y PM_{10} (EC, 1995a, EC, 2005).

En lo concerniente a mortalidad, el estudio, realizado por Borja-Aburto et al (1997), muestra que la mortalidad asociada con un incremento de 100 ppb de la concentración máxima de O_3 registra una tasa de 1.024, mientras que un incremento de 100 $\mu g/m^3$ en la concentración promedio de partículas suspendidas totales implica una tasa de 1.050. Por su parte, el meta análisis realizado por Rosales Castillo et al (2001) para estudios nacionales e internacionales resalta diversos estudios realizados para el caso de México

que se citarán a continuación. Así, se menciona la asociación entre mortalidad infantil y exposición aguda por partículas suspendidas, evidenciada por Loomis et al (1999), en donde se encontró que la mortalidad de menores se incrementó en 3.52% en un año.

En lo correspondiente a morbilidad, los resultados obtenidos por Romieu et al (2006), muestra que en una población de niños asmáticos de 5 a 7 años, los incrementos en los niveles de ozono y PM_{10} tienen efectos significativos en la salud; ya que un incremento de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} se relaciona con un incremento de 8% en enfermedades respiratorias bajas en los niños durante el mismo día, en tanto que un incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la media semanal de $PM_{2.5}$ estaba asociado a 21% de incremento en las enfermedades respiratorias bajas, y un incremento en el O_3 de 50 ppb se asociaba con un 9% de incremento en las enfermedades respiratorias bajas.

El meta análisis de Rosales Castillo et al (2001) resalta también que Romieu et al (1991) encontró una disminución del flujo espiratorio máximo (FEM) de 0.82% en niños asmáticos como resultado de exposición a partículas suspendidas, en tanto que la variación de este parámetro por exposición a ozono, analizada por Castillejos et al (1992) fue de -1.22%. En lo concerniente a los días de actividad restringida, el meta análisis identificó también un estudio de Romieu et al (1992) realizado en un jardín de niños de la Ciudad de México en el que se estimó un incremento del ausentismo de 3.4% por cada ppb de ozono.

Si bien el autor advierte de los riesgos de usar meta análisis, debido a la gran cantidad de supuestos que es necesario realizar para transformar los resultados de los estudios analizados a una base común, su utilidad es grande para países que no cuentan con una base amplia de estudios epidemiológicos, como es el caso de México.

2.4 Conclusiones al capítulo II.

Los contaminantes secundarios se forman en la atmósfera a partir de reacciones químicas de compuestos primarios que son emitidos por la fuente, y por la presencia en la atmósfera de otros compuestos. En el caso de los sulfatos y nitratos, su formación depende en gran medida de los niveles de amoníaco que estén presentes en el aire, cuya principal fuente generadora es la actividad agropecuaria, junto con algunas industrias, los rellenos sanitarios, productos domésticos, quema de biomasa; vehículos de motor, y animales silvestres. En cuanto a los sulfatos, sus fuentes antropogénicas son: la quema de combustibles fósiles; los residuos domésticos y los efluentes industriales. Por su parte, los nitratos se forman a partir de las emisiones de los vehículos a motor; las plantas de generación eléctrica y otras fuentes del sector residencial y comercial que queman combustibles.

Las principales características de los sulfatos y nitratos son: la mayoría de ellos son parte de las $PM_{2.5}$, y dada su larga vida media, pueden desplazarse cientos de kilómetros. También se caracterizan por ser menos sensibles a las condiciones meteorológicas locales y a los parámetros de fuentes de emisión, y se supone que estos contaminantes se mezclan verticalmente en la atmósfera. Finalmente, el rango geográfico de impacto de estos contaminantes es mayor que el estimado para los contaminantes primarios.

A pesar de la incertidumbre, las investigaciones más recientes evidencian que la exposición a las partículas tiene efectos biológicos claros, a través de varias trayectorias patofisiológicas o mecánicas y es probable que los efectos sean el resultado de la interacción e interdependencia de varias de las trayectorias identificadas. La deposición de las $PM_{2.5}$ dentro del tracto respiratorio en los humanos se da a través de diversos mecanismos y de factores como: el modo de respirar; la actividad física; la edad; las enfermedades pulmonares, y las condiciones ambientales. Los resultados de los estudios epidemiológicos más recientes siguen evidenciando los vínculos entre la concentración de partículas en el ambiente y la mortalidad total, por causas cardiovasculares, pulmonares y por cáncer de pulmón. En cuanto a la morbilidad, las asociaciones ocurren con admisiones hospitalarias, visitas a salas de emergencia, agravamiento de síntomas en asmáticos y disminución de la función pulmonar.

Los criterios de identificación de la ZMCM han variado a lo largo del tiempo. Para esta investigación se aplicaron los criterios aplicados de INEGI (INEGI-GDF, 2005), que incluyen aspectos de conurbación, funcionalidad y la existencia de dos áreas geográficas, conformadas por las 16 delegaciones políticas del Distrito Federal y 35 municipios conurbados del Estado de México. Este criterio de identificación también obedece a la disponibilidad de información requerida para aplicar los modelos utilizados en lo referente a población, rangos de edad, morbilidad y mortalidad, datos meteorológicos, etc.

Las coordenadas geográficas extremas de la ZMCM son: al norte $19^{\circ}54'$ de latitud norte,; al sur $19^{\circ}03'$ de latitud norte; el este $98^{\circ}38'$ de longitud oeste, y al oeste $99^{\circ}31'$ de longitud oeste. La superficie de la ZMCM es de 4979 km^2 (INEGI-GDF, 2005), representando el 0.25% de la superficie total de la República Mexicana. La existencia de áreas marginadas, principalmente en los municipios del Estado de México, con escasos accesos a servicios de salud y educación, ha sido una constante en la ZMCM. Se observa un acceso altamente ineficiente e inequitativo de la población, al gasto en salud ya que este gasto se compone a nivel nacional en su mayor parte el gasto de bolsillo.

El sistema montañoso de la zona, junto con la ubicación geográfica de la ZMCM no son propicios para que la atmósfera tenga una ventilación adecuada. La zona también es afectada por patrones de circulación del viento inducidos por factores térmicos y topográficos. La formación y presencia de $PM_{2.5}$ en la atmósfera de la ZMCM, como resultado de diversas actividades económicas o de fenómenos naturales introduce un

factor de incertidumbre al cálculo de los efectos a la salud por los contaminantes secundarios generados fuera del área, y que necesariamente debe considerarse. Asimismo, la participación de las $PM_{2.5}$ ocasionada por las plantas eléctricas a combustibles fósiles ubicadas fuera de la ZMCM aun no se determina, ni los impactos ocasionados sobre la salud de los habitantes, ni su valoración económica.

Los elementos analizados en este capítulo constituyen una base para la determinación de las externalidades resultantes de la producción de electricidad de siete plantas ubicadas fuera de la ZMCM en el capítulo siguiente.

Capítulo III.

Las externalidades generadas por el sector eléctrico en la ZMCM. Cuantificación para un manejo sustentable.

La cuantificación realizada en esta investigación parte de reconocer la gran complejidad que implica la valoración económica de los efectos de las $PM_{2.5}$ en la salud humana, debido a los diversos orígenes de esas partículas y considerando que el mismo impacto frecuentemente es causado por otros contaminantes. El método presentado en este trabajo muestra esta limitación y las incertidumbres que genera, y se enfoca en evaluar ocho impactos a la salud en los habitantes de la ZMCM, ocasionados por sulfatos y nitratos formados a partir de las emisiones de siete plantas eléctricas.

La cuantificación de las externalidades se basa en el método de vías de impacto (EC, 1995a; EC, 2005). Este enfoque consiste en los siguientes pasos:

- I. Emisión: Identificación de tecnologías y de los contaminantes relevantes, emitidos por una planta eléctrica en un sitio específico.
- II. Dispersión: Cálculo del incremento en la concentración de contaminantes en regiones afectadas, utilizando un modelo de dispersión atmosférica.
- II. Estimación de la exposición acumulativa a partir de la concentración incremental, seguida por el cálculo de los impactos resultantes (daño en unidades físicas), a través de funciones concentración-respuesta (FCR).
- IV. Valoración de estos impactos en términos monetarios.

El enfoque de vías de impacto fue desarrollado en el proyecto ExternE mediante el uso de modelos atmosféricos muy complejos, que requieren información muy detallada. Para la realización de esta investigación, la falta de datos, especialmente a nivel regional, hizo necesario aplicar el modelo simple uniforme, cuyos principios y adaptación se explican en el siguiente apartado; posteriormente se hace un análisis detallado de las plantas eléctricas seleccionadas para la cuantificación de las externalidades, y finalmente se calculan las externalidades por impactos a la salud en la ZMCM.

3.1 El modelo simple uniforme.

El enfoque teórico y computacional del modelo simple uniforme como un cálculo alternativo de las externalidades a través del método de las vías de impacto, fue planteado hace más de una década por EC (1995b), y Curtiss y Rabl, (1996a; 1996b), y fue desarrollado en los años subsecuentes por Spadaro y Rabl, (1999; 2008) y Rabl y Spadaro (2000). El principio de este modelo indica que, para evaluar el daño marginal de una fuente de contaminación ubicada en un sitio específico, puede establecerse una simplificación y generar costos e impactos totales o marginales, tanto en unidades físicas (número de casos) como en años ajustados de discapacidad (disability-adjusted life years – DALY), en años de vida perdidos (YOLL), o en costos del daño (monetizados en unidades monetarias por año o por kilogramo de contaminante).

3.1.1 Principios generales del modelo.

Suponiendo un mundo en donde la densidad del receptor y la atmósfera son uniformes, la evaluación de los impactos mediante este modelo se basa en una fórmula simple (ecuación 1), que muestra que el costo del daño es el producto de la densidad del receptor, la función concentración-respuesta (FCR) y el costo unitario.

$$D = \int_{\text{rango geográfico}} dx \int dy \rho(x) f_{dr}(x, c(x)) \quad (1)$$

Donde:

D = costo del daño.

$\rho(x)$ = densidad del receptor en el punto x ($= x, y$).

$c(x)$ = incremento de la concentración en x debido a la emisión Q .

$f_{dr}(x, c(x))$ = función concentración-respuesta (FCR).

f_{dr} = pendiente de la FCR = S_{CR}

Los resultados de este cálculo simplificado deben considerarse siempre como una aproximación. Sin embargo, esta forma de aplicar el enfoque de vías de impacto permite obtener un primer orden de magnitud de la carga total de los impactos ambientales en el rango geográfico en casos en los que no hay información atmosférica ni meteorológica detallada (Sánchez, Turtós y Rivero, 2005), ya que la influencia de la dispersión atmosférica se establece mediante la derivación de la velocidad de decaimiento del contaminante. Las ventajas de utilizar el modelo simple uniforme también son evidentes cuando no se dispone de recursos informáticos que posibiliten un análisis más detallado. De igual forma, ese cálculo provee de un indicador grueso de los costos generados por los impactos calculados.

De forma teórica, el rango geográfico se entiende como un área de cobertura con un radio de 1000 km a partir de la fuente de contaminantes; para distancias mayores las desviaciones generadas por el modelo respecto a otras estimaciones más detalladas aumentan, ya que el modelo simple uniforme calcula la exposición media al contaminante dentro del rango geográfico total y puede tender a sobreestimar a los receptores más lejanos a la fuente de emisión. Por esta razón, este proyecto se enfoca solamente en fuentes ubicadas entre 150 y 600 km de la ZMCM.

La simplificación del modelo requiere de los siguientes supuestos (Spadaro, 2002):

- 1) Los receptores están distribuidos uniformemente en todo el rango geográfico.

$$\rho(r) = \rho_{uni} = \text{constante} \quad (2)$$

Donde:

$\rho(r)$ = densidad del receptor.

r = radio de dominio respecto a la fuente emisora.

el subíndice $_{uni}$ indica una densidad uniforme del receptor para todos los valores de r .

- 2) La pendiente de la función concentración respuesta (S_{CR} , de acuerdo con Spadaro y Rabl, 2008) es independiente de la concentración de contaminantes en el aire y también se asume como lineal y sin umbral en todo el rango de valores relevantes de la concentración en el ambiente.
- 3) S_{CR} es constante para todos los valores de r .

$$S_{CR}(r) = S_{CR,uni} = \text{constante} \quad (3)$$

Donde el subíndice uni indica una sola pendiente de la FCR para todos los valores de r .

- 4) La concentración $C(r,Q)$ es proporcional a la tasa de remoción atmosférica del contaminante.

$$M(r) = V_{dep}C(r,Q) \quad (4)$$

Donde:

$M(r)$ = flujo de remoción del contaminante en la superficie.

V_{dep} = velocidad de decaimiento debida a la deposición seca y húmeda más la transformación química. V_{dep} se define como la relación entre el flujo de remoción del contaminante $M(r)$ y la concentración del contaminante en la superficie $C(r,Q)$:

$$V_{dep} = M(r) / C(r,Q) \quad (5)$$

Para establecer la velocidad de decaimiento de un contaminante secundario, es necesario considerar la velocidad de decaimiento del contaminante primario, la correspondiente al contaminante secundario, así como la tasa de transformación del contaminante primario al secundario (Rabl y Spadaro, 2000). Expresando la ecuación (4) de la siguiente manera (Spadaro y Rabl, 1999):

$$M(r) = F_{dry}(x) + F_{wet}(x) + F_{trans}(x) \quad (6)$$

Donde:

$F_{dry}(x) = V_{dry} C(r,Q)$ = flujo de deposición seca (en $\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$).

V_{dry} = velocidad de decaimiento para para deposición seca.

$F_{wet}(x)$ = flujo de deposición húmeda.

$F_{trans}(x)$ = decaimiento por transformación.

Para establecer la velocidad “efectiva” de decaimiento de un contaminante secundario es necesario considerar la velocidad de decaimiento del contaminante primario y la correspondiente al contaminante secundario, así como la tasa de transformación del contaminante primario a secundario (Rabl y Spadaro, 2000). Suponiendo que la generación del flujo de masa del contaminante secundario mantiene una variación lineal con la concentración del contaminante primario, se establece que (Spadaro y Rabl, 1999):

$$V_{dep\ p-s} = F_{p-s} / C_p(r, Q) \quad (7)$$

Donde:

$V_{dep\ p-s}$ = velocidad promedio de transformación de un contaminante primario a uno secundario.

F_{p-s} = flujo de creación del contaminante secundario por m^2 de superficie horizontal.

$C_p(r, Q)$ = concentración incremental del contaminante primario, debida a Q .

Bajo estas consideraciones, se define una velocidad de decaimiento “efectiva” como la relación entre el producto de las velocidades de decaimiento de contaminantes primarios y secundarios, y la velocidad promedio de transformación de un contaminante primario a uno secundario (Spadaro y Rabl, 1999):

$$V_{dep,s,eff} = \frac{V_{dep,s} \cdot V_{dep,p}}{V_{dep,p \rightarrow s}} \quad (8)$$

Donde:

$V_{dep\ s,eff}$ = velocidad de decaimiento efectiva del contaminante secundario.

$V_{dep,p}$ = velocidad de decaimiento del contaminante primario.

$V_{dep,s}$ = velocidad de decaimiento del contaminante secundario.

5) La deposición resultante de los tres mecanismos mencionados puede expresarse en términos de flujo, definido como la tasa a la que es removido un contaminante por m^2 (en el área de la superficie horizontal) y por segundo. Puesto que la velocidad de decaimiento varía con la distancia a la fuente, puede expresarse en términos de m/s (Curtiss y Rabl, 1996a), pero dentro del modelo simple uniforme, la velocidad de decaimiento es una constante en todo el rango geográfico.

$$V_{dep} = V_{dep, uni} = \text{constante} \quad (9)$$

Donde el subíndice uni indica una velocidad de decaimiento uniforme para todo el rango geográfico. Esto implica que los parámetros de dispersión atmosférica son independientes de la localización geográfica de la fuente.

Las velocidades de decaimiento se estiman usualmente con un modelo matemático simplificado que predice los cambios marginales en la concentración regional como una función de la distancia de la fuente en la dirección del viento, y posibilitan la modelización simplificada de las dispersiones regionales, puesto que representan en un solo valor todos los mecanismos de remoción a través de la deposición seca y húmeda, así como de la transformación en otros contaminantes.

Bajo estos supuestos, la estimación del impacto con el modelo simple uniforme se expresa, para los contaminantes secundarios, de la siguiente manera (Rabl y Spadaro, 2000):

$$I_{UWM} = \frac{\rho_{uni,s} S_{CR,uni,s} Q}{V_{dep,s,eff}} \quad (10)$$

Donde :

I_{UWM} = impacto total (en unidades determinadas por la FCR).

Q = tasa de emisión de los contaminantes primarios (en unidades de masa por tiempo).

s = subíndice para contaminantes secundarios.

A pesar de estos supuestos simplificadores, el modelo simple uniforme es una herramienta útil para establecer una primera aproximación a la evaluación de las externalidades producidas por los contaminantes secundarios generados a partir de las emisiones de plantas eléctricas dentro de un rango geográfico. Sin embargo, la

adaptación requerida para analizar los efectos de las emisiones de las siete plantas eléctricas consideradas en esta investigación en la salud de los habitantes de la ZMCM hace necesario considerar la adecuación de este modelo cuando se analizan los efectos de las emisiones en sitios cercanos a la fuente de emisiones.

Curtiss y Rabl (1996a y 1996b) y Rabl y Spadaro (2000) indican que si los receptores están concentrados cerca de la fuente, las desviaciones respecto al supuesto de uniformidad son mayores, lo que puede conducir a una sobrevaluación de los resultados para el área analizada, con respecto al rango total de dominio. Mientras que esta desviación puede ser menos pronunciada en el caso de contaminantes secundarios, que se producen a cientos de kilómetros de la fuente, Rabl y Spadaro (2000) concluyen, basados en estimaciones reales para plantas localizadas en Francia, que las variaciones en los costos generados por sulfatos y nitratos por tonelada de contaminante primario emitido son de alrededor del 50%, dependiendo de la proximidad o lejanía de los receptores respecto a la fuente. Esta consideración afectó la selección de las plantas analizadas en esta investigación, como se mostrará posteriormente.

3.1.2. Estimación del impacto en un área específica basada en el modelo simple uniforme.

La aplicación del modelo simple uniforme para estimar el impacto en un área específica fue desarrollada teóricamente por Curtiss y Rabl (1996a) y validada con datos reales para el caso de contaminantes primarios. La estimación realizada en esta investigación aplica los mismos supuestos de uniformidad del modelo simple uniforme en términos de densidad del receptor; velocidad de decaimiento, y la pendiente de la FCR dentro del rango geográfico total.

La ecuación (10) muestra la carga total de un impacto a la salud debido a un contaminante secundario, ya sea en casos por año para morbilidad, o en años de vida perdidos (AVP) para mortalidad. Sin embargo, el impacto estimado para un contaminante secundario en un área específica también requiere necesariamente definir la curva de concentración del contaminante. Manteniendo el principio de conservación de masa, la concentración de un contaminante, considerando distancias mayores a 50 km, se define de la forma siguiente (Curtiss y Rabl, 1996a):

$$c(r) = \frac{Q}{2\pi u h_{mix}} \exp\left[\frac{-v_{dep} r}{u h_{mix}}\right] \quad (11)$$

Donde:

u = velocidad del viento.

h_{mix} = altura de la capa de mezcla

Como se muestra en la ecuación (11), la concentración incremental del contaminante decrece en función de $1/r$ debido a la dilución, y como $\exp(-r)$ debido a la deposición (EC, 1995b). Además, el componente exponencial de la ecuación (11) expresa la relación entre la velocidad de decaimiento del contaminante y el producto de la velocidad del viento y la altura de la capa de mezcla. Esta relación se identifica como una constante de decaimiento.

$$\text{constante de decaimiento} = B = \frac{-V_{dep}}{uh_{mix}} \quad (12)$$

La ecuación (12) define la tasa a la que la concentración del contaminante decrece a medida que la aumenta la distancia respecto a la fuente, lo que implica varios supuestos adicionales (Curtiss y Rabl, 1996a):

- a) El viento siempre mantiene una velocidad constante, soplando en la misma dirección con igual probabilidad para cualquier dirección a nivel del suelo, de manera que después de un tiempo, una masa de aire sigue un patrón rectilíneo hasta que la concentración del contaminante es insignificante.
- b) La atmósfera se mezcla verticalmente en una capa con una altura determinada.

Los vínculos entre estas variables también permiten realizar una estimación del rango geográfico del impacto de un contaminante a distancias mayores de 50km. Aunque la dispersión de un contaminante varía directamente con la velocidad del viento, mantiene una relación inversa con la velocidad de decaimiento. Esto se representa de la siguiente forma (Curtiss y Rabl, 1996b):

$$\text{rango geográfico} = \frac{1}{B} = \frac{uh_{mix}}{V_{dep}} \quad (13)$$

Para contaminantes secundarios, la concentración se establece de la siguiente forma (Sánchez et al, 2005):

$$c(r) = \frac{Q}{2\pi r u h_{mix}} \left(\frac{V_{dep \rightarrow s}}{V_{dep \rightarrow s} - V_{dep \rightarrow p}} \right) [\exp B_p \cdot r - \exp B_s] \quad (14)$$

$$= \frac{A_s}{r} [\exp B_p \cdot r - \exp B_s]$$

$$= \frac{A_s}{r} [\exp B_p \cdot r - \exp B_s]$$

donde:

$$A_s = \frac{A_p \cdot V_{dep \rightarrow s}}{V_{dep.s} - V_{dep.p}}$$

De acuerdo con el principio de conservación de masa, la ecuación (14) muestra que la concentración del contaminante secundario tiende a cero a medida que r se incrementa, con lo que resulta una función monótona decreciente. A partir de esta ecuación puede calcularse la distribución normalizada del impacto acumulativo en el rango geográfico. En este caso, considerando la conservación de masa y suponiendo que la concentración se da en términos de la distancia respecto a la fuente, el impacto acumulado de los contaminantes secundarios será cercano a cero en el área inmediata a la fuente, mientras que tenderá a ser de 100% a medida que la distancia respecto a la fuente se incrementa. La ecuación (15) puede interpretarse, bajo los supuestos simplificadores del modelo simple uniforme, como el porcentaje de masa emitida depositada dentro de una distancia definida respecto a la fuente emisora, lo que se considera como un estimado de la fracción del impacto esperado dentro del rango geográfico en estudio (EC, 1995b).

$$\frac{I}{I_\infty} = \left[1 - \left[\frac{1}{B_s} \exp(B_s \cdot r) - \frac{1}{B_p} \exp(B_p \cdot r) \right] \left[\frac{1}{\frac{1}{B_s} - \frac{1}{B_p}} \right] \right] \quad (15)$$

Donde:

I = Impacto acumulado entre $r = 0$ y $r = R$

I_∞ = Impacto total (entre $r = 0$ y $r = \infty$)

$B_p = \frac{-V_{dep.p}}{uh_{mix}}$ = constante de decaimiento de contaminantes primarios

$B_s = \frac{-V_{dep.s}}{uh_{mix}}$ = constante de decaimiento de contaminantes secundarios

r = distancia respecto a la fuente

La aplicación de la ecuación (15) a los casos analizados en esta investigación produjo una serie de curvas de impacto acumulado que se muestran en la sección 3.2 de este

capítulo. En ellas puede verse que la curva de concentración para nitratos cubre un rango geográfico menor comparada con la obtenida para sulfatos. Esto ocurre debido a que los valores de V_{dep} aplicados en este caso son mayores para los nitratos que para los sulfatos (ver tabla III-C en la sección 3.3), lo que implica que los impactos a la salud provenientes de los nitratos son menores en términos relativos que aquellos atribuidos a los sulfatos.

Una vez que se estimó el impacto acumulado, el cálculo del impacto en un área específica requiere de los siguientes pasos:

- a) Localización del área afectada dentro de un anillo concéntrico definido alrededor de la fuente de emisiones. Las dimensiones de este anillo se establecen en función de la extensión del área afectada y de su distancia respecto a la fuente. La figura III-1 ilustra este anillo concéntrico.

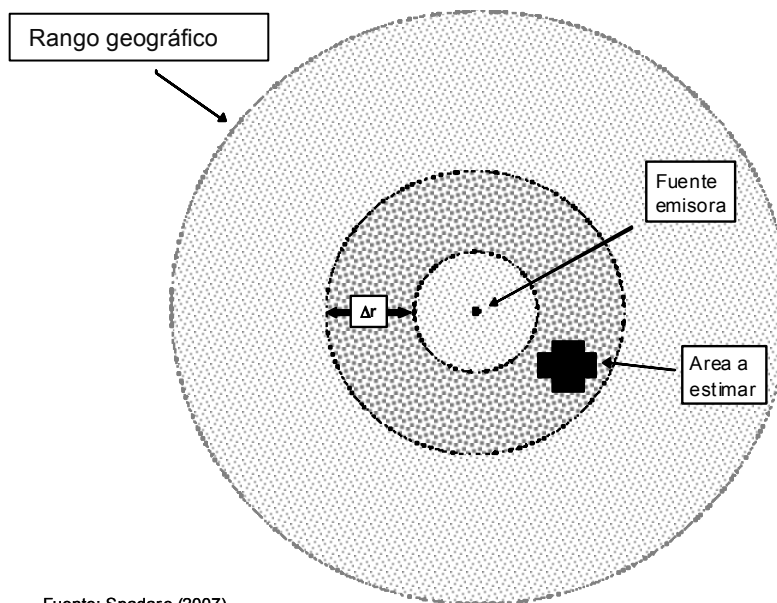


Figura III-1.

Anillo concéntrico establecido para una fuente emisora de contaminantes.

- b) Estimación del impacto proporcional dentro del anillo concéntrico respecto al rango geográfico.

Para los contaminantes secundarios la estimación de la proporción de impactos en el anillo concéntrico respecto al rango geográfico mantiene los supuestos de una densidad de población constante y las mismas variables meteorológicas en todo el rango geográfico. A partir de la ecuación (15), la estimación se realiza de la forma siguiente:

$$I_{SHARE} = \frac{I_{CONR}}{I_{\infty}} = \left[\left[\frac{1}{B_s} \exp(B_s \cdot r_1) - \frac{1}{B_p} \exp(B_p \cdot r_1) \right] \left[\frac{1}{\frac{1}{B_s} - \frac{1}{B_p}} \right] \right] \quad (16)$$

$$- \left[\left[\frac{1}{B_s} \exp(B_s \cdot r_2) - \frac{1}{B_p} \exp(B_p \cdot r_2) \right] \left[\frac{1}{\frac{1}{B_s} - \frac{1}{B_p}} \right] \right]$$

Donde:

$$I_{SHARE} = \frac{I_{CONR}}{I_{\infty}} = \text{Impacto en el anillo concéntrico en relación con el rango geográfico.}$$

I_{CONR} = Impacto en el anillo concéntrico.

B_p = constante de decaimiento para contaminantes primarios.

B_s = constante de decaimiento para contaminantes secundarios.

r_1 = radio del borde interno del anillo concéntrico.

r_2 = radio del borde externo del anillo concéntrico.

El costo del daño se estima aplicando la ecuación 10, correspondiente al modelo simple uniforme, y utilizando los valores de V_{dep} calculados para cada planta eléctrica, así como los valores requeridos de S_{CR} y ρ que en este caso corresponden a la ZMCM, dado que el objetivo es aplicar la adaptación requerida para calcular el costo del daño en esa área.

Por esta razón, el uso de valores de S_{CR} y ρ correspondientes a la ZMCM en la ecuación (10) produce resultados que no pueden generalizarse para todo el rango geográfico, y se realiza sólo para estimar el costo del daño específicamente para la ZMCM.

También es importante mencionar que el cálculo del impacto en el anillo concéntrico responde al hecho de que la distribución del contaminante en el rango geográfico no ocurre de manera uniforme y, como resultado, el impacto no es el mismo en áreas diferentes del rango analizado y aun cuando se considera una densidad constante de población puede existir un impacto fraccionario en donde se registra un valor máximo que varía dependiendo de las dimensiones y la localización del anillo.

c) Estimación del impacto en un área específica.

Una vez realizado el cálculo para todo el rango geográfico, el impacto en el anillo concéntrico se calcula de la manera siguiente, aplicando el resultado de la ecuación (17):

$$I_{CONR} = (I_{SHARE})(I_{\infty}) \quad (17)$$

Y el impacto en el área específica se calcula:

$$I_{SZONE} = (A_{SHARE})(I_{CONR}) \quad A_{SHARE} = \left(\frac{A_{SZONE}}{A_{CONR}} \right) \quad (18)$$

Donde:

I_{SZONE} = Impacto en la zona específica.

$A_{SHARE} = A_{SZ} / A_{CONR}$ = Proporción del área de la zona específica dentro del área del anillo concéntrico.

A_{SZONE} = Área de la zona específica.

A_{CONR} = Área del anillo concéntrico

Finalmente, la valoración económica de los impactos estimados se realiza multiplicando cada impacto por su costo unitario.

3.2 Análisis de las centrales eléctricas consideradas.

Este apartado despliega la información sobre las centrales eléctricas, la cual es requerida para correr el software RiskPoll, y constituye el primer paso del enfoque de vías de impacto para la cuantificación de externalidades. Debido al número de plantas y a la extensión de la información se consideró conveniente crear un apartado propio sobre este tema.

Las centrales eléctricas que se analizan en esta investigación pertenecen a la Comisión Federal de Electricidad (CFE) y son siete: Altamira, Tuxpan, El Sauz, Salamanca, Petacalco y Manzanillo I y II. En conjunto estas plantas representaron el 23.3% de la capacidad instalada de CFE y el 19% de la capacidad del sistema eléctrico mexicano en 2005. En lo que respecta a la generación, las siete plantas seleccionadas aportaron el 29.3% de la electricidad producida por la CFE en 2005, mientras que comparadas con el sistema eléctrico mexicano, aportaron el 23.1%. La información general referente a estas plantas se muestra en la tabla III-1.

Los criterios de selección de estas plantas fueron: la localización, considerando una distancia máxima de 600 km entre la ZMCM y la fuente, y una distancia mínima de 150 km; el combustible utilizado (carbón, combustóleo o gas natural) y la capacidad de generación. Cabe señalar que, además de las plantas seleccionadas, existen tres plantas de generación dentro de un radio de 100 km respecto a la ZMCM: Jorge Luque, Valle de México y Tula. Las dos primeras funcionan a base de gas natural y la segunda se compone de una unidad a vapor que utiliza combustóleo y una unidad de ciclo combinado que utiliza gas natural.

A pesar de que se considera que la contribución de estas plantas a los impactos a la salud en la ZMCM es significativa, especialmente en el caso de Tula, debido a la magnitud de sus emisiones, no fueron incluidas en el análisis debido a su proximidad a la ZMCM, lo que puede conducir a una sobreestimación de sus resultados si se utiliza el modelo simple uniforme.

Tabla III-1. Información general de las plantas eléctricas seleccionadas

Planta	Domicilio	Fecha de rada en eración	Capacida d instalada en 2005 (MW)	Generación en 2005 (TWh)
CT Altamira	Domicilio Conocido. Estación Colonia. CP 89600, Altamira, Tam.	19-05-1976	800	3,776
CT “Adolfo López Mateos”	Km 6 al norte desembocadura del Río Tuxpan, Tuxpan, Veracruz	30-06-1991	2100	12,589
CCC El Sauz	Carretera México- Querétaro km 176.6, Poblado el Sauz, Pedro Escobedo, Qro, CP 76729	29-07-1981	218	3,193
CT Salamanca	Prolongación Faja de Oro s/n CP 36700, Salamanca, Gto.	19-06-1971	866	2,546
CT “Plutarco Elías Calles”	Carretera Lázaro Cárdenas- Zihuatanejo Km 28.5, CP 40811, Petacalco, Gro.	18-11-1993	2100	14,275
CT Gral. Manuel Álvarez Moreno (Manzanillo I) y Manzanillo II	Ejido de Campos sin número, código postal 28809, Manzanillo, Colima	01-09-1982 (M. I) 24-07-1989 (M. II)	1200 (M. I) 700 (M. II)	5,846 (M. I) 4,331 (M. II)
Villa de Reyes	Carretera federal 37, San Luis Potosí-Villa de Reyes, Km 19.5, CP 79500, Villa de Reyes, S.L.P	01-11-1986	700	3,243

FUENTE: CFE (2007), SENER (2007)

3.2.1 Ubicación geográfica de las centrales eléctricas.

Como quedó señalado en el apartado 3.1, el cálculo de las externalidades generadas ZMCM debido a la actividad de las plantas seleccionadas requería ubicar espacialmente tanto a las centrales eléctricas como a la ZMCM, y calcular la distancia entre ellas. La información obtenida se muestra en la tabla III-2.

Tabla III-2. Coordenadas de las centrales eléctricas seleccionadas y distancia respecto a la ZMCM

Nombre/tecnología ^{1/}	Combustible ^{2/}	Coordenadas ^{3/}		Distancia respecto a la ZMCM (km) ^{4/}
		N	W	
El Sauz / CC	GN	20.450	-100.133	152
Salamanca / V	COM-GN	20.567	-101.217	249
Villa de Reyes / V	COM	21.833	-100.920	323
Altamira / V	COM-GN	22.436	-98.009	360
Adolfo López Mateos (Tuxpan) / V	COM	21.017	-97.328	260
Gral. Manuel Álvarez Moreno (Manzanillo I) / V	COM	19.027	-104.325	539
Gral. Manuel Álvarez Moreno (Manzanillo II) / V	COM	19.027	-104.325	539
Plutarco Elías Calles (Petacalco) / D	C-COM	17.918	-102.106	353

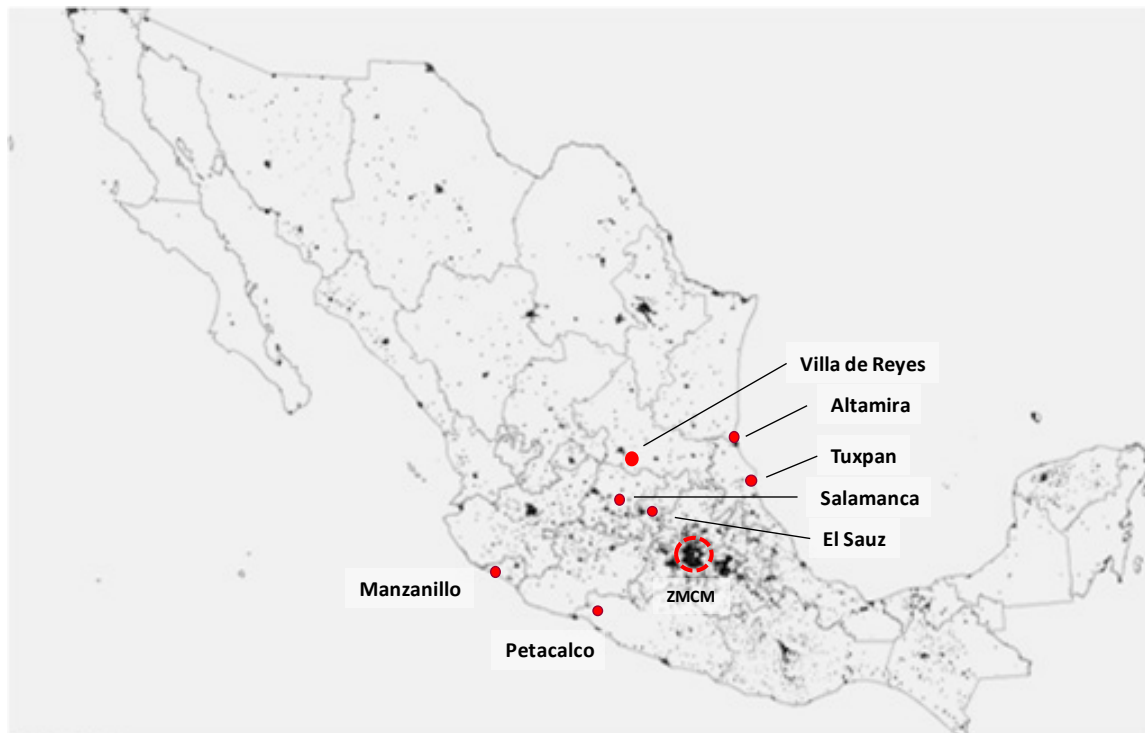
^{1/} V = vapor; CC = ciclo combinado; D = dual

^{2/} GG = gas natural; COM = combustóleo; C = carbón

^{3/} Fuente: Vijay et al (2004b)

^{4/} Distancia en línea recta

Con base en esta información, se localizaron geográficamente las plantas seleccionadas, tal y como lo muestra la figura III-2.



FUENTE: Elaboración propia con datos de la tabla III-B y de INEGI (2009).

Figura III-2.
Localización geográfica de la ZMCM y las centrales de generación eléctrica.

La asignación de radios para la división del dominio en círculos concéntricos, se realizó en función de la ubicación de la ZMCM respecto a la fuente emisora, cuidando que no quedara dividida entre dos zonas. Así, se estableció un radio inicial de 100 km a partir de la fuente emisora, seguido por uno de 200 km, otro de 400 km y el último de 600 km. Cabe señalar que aun cuando el modelo simple uniforme establece como supuesto un rango de dominio de 500 a 1000 km en la dispersión de contaminantes secundarios, se eligió una distancia de 600 km por ser ésta la distancia más grande detectada respecto a la fuente emisora en los casos analizados, correspondiendo esta situación a la CT de Manzanillo (ver figura III-3). En el caso de las centrales de El Sauz, Petacalco, Altamira, Tuxpan, Salamanca y Villa de Reyes, la ubicación de la ZMCM se registra en una distancia de 100 a 200 km para la primera (figura III-4) y de 200 a 400 km para las cinco últimas (figuras III-5, III-6, III-7, III-8 y III-9).

Figura III-3

Manzanillo: Dominio considerado para sulfatos y nitratos

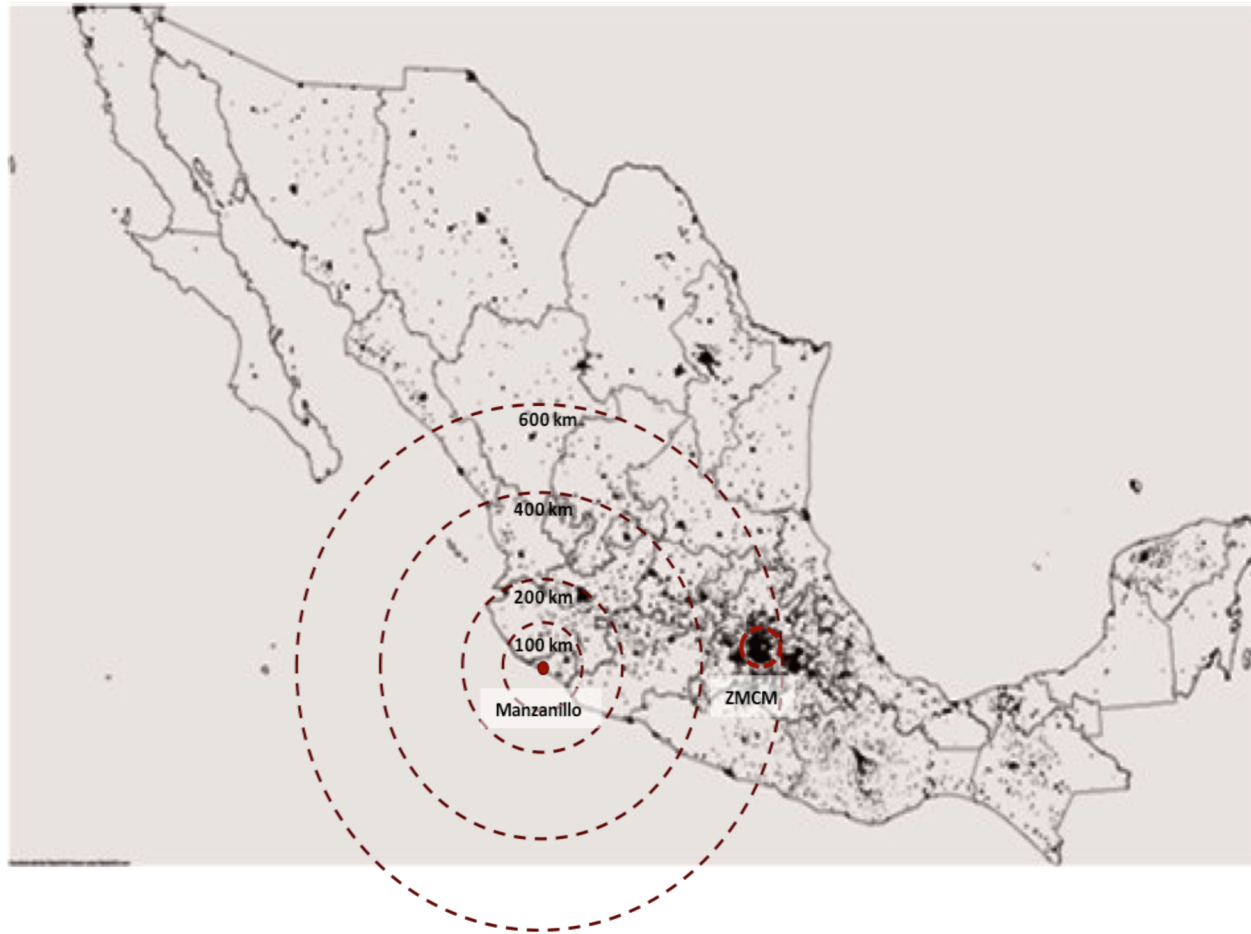


Figura III-4

El Sauz: Dominio considerado para sulfatos y nitratos



Figura III-5

Petacalco: Dominio considerado para sulfatos y nitratos

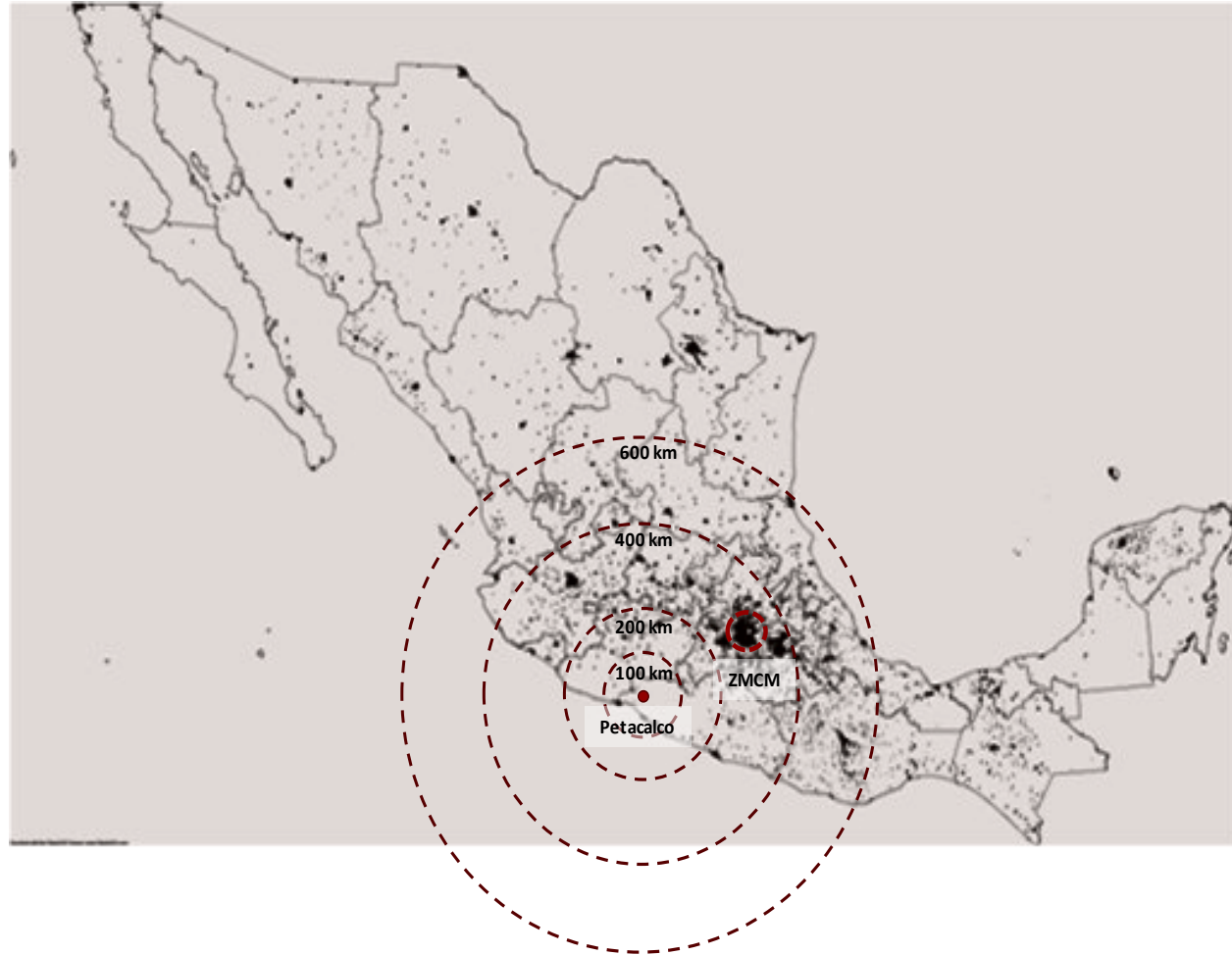


Figura III-6

Altamira: Dominio considerado para sulfatos y nitratos

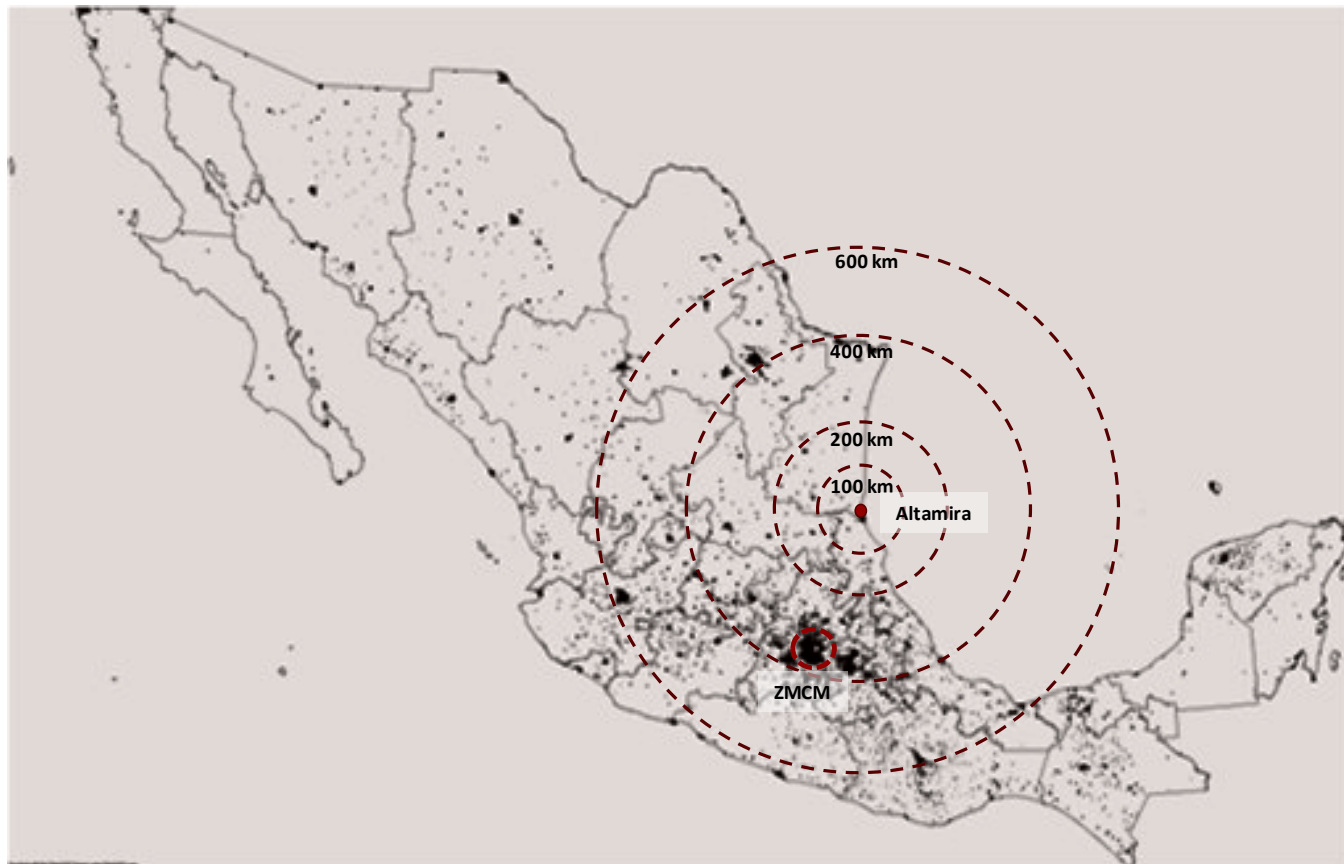


Figura III-7

Tuxpan: Dominio considerado para sulfatos y nitratos



Figura III-8

Salamanca: Dominio considerado para sulfatos y nitratos



Figura III-9

Villa de Reyes: Dominio considerado para sulfatos y nitratos



3.2.2 Cálculo del impacto acumulado para cada central eléctrica

El siguiente paso fue calcular el impacto acumulado mediante la ecuación (16) establecida en la sección 3.1. Los resultados se obtuvieron a partir de la siguiente información:

- Promedios regionales de la velocidad del viento. Se utilizó información correspondiente a las Estaciones de Monitoreo Automático (EMA) del Servicio Meteorológico Nacional existentes en México en 2005. Si bien la mayoría de estas estaciones tenía información completa para todo el año, en algunos casos como el de Cerro Catedral (Estado de México), Chapala (Jalisco) e IMTA (Morelos), fue necesario completar la información de algunos meses con datos correspondientes a 2004.
- Altura de la capa de mezcla para cada planta considerada. El cálculo de esta variable se realizó utilizando un modelo de CSIRO (1999), el cual requiere información sobre temperatura, velocidad del viento, latitud, nubosidad y gradiente de temperatura.
- Si bien el modelo requiere información por día, para este cálculo se utilizaron promedios mensuales, y la fecha de referencia fue el día 15 de cada mes del año.
- La información correspondiente a temperatura, velocidad del viento y nubosidad²⁰ se obtuvo de la EMA correspondiente a cada una de las plantas.
- La información sobre latitud se cubrió proporcionando la latitud de cada una de las plantas.
- El gradiente de temperatura se declaró como normal, al carecerse de información más específica al respecto.
- Para la planta de Manzanillo se utilizaron las normales históricas 1981-2000 del observatorio de Manzanillo proporcionadas en la página web del Servicio Meteorológico Nacional.

Para una visión resumida de esta información, se sugiere consultar la tabla III-3 de la sección 3.3. La información y los resultados correspondientes a cada planta, así como su interpretación se muestran a continuación.

²⁰ La nubosidad se obtuvo de forma indirecta analizando los datos de precipitación de cada EMA.

- *Altamira*

Los resultados obtenidos para un radio de 0 a 1000 km se muestran en la figura III-10. El impacto de los contaminantes secundarios originados por las emisiones de la planta de Altamira se acota en un radio de 1000 a 1200 km. Esto se atribuye a una baja velocidad promedio del viento en el rango geográfico, junto con una altura relativamente baja en promedio de la capa de mezcla. Por otra parte, la acumulación de nitratos, significativamente mayor que la de sulfatos se explica por la mayor velocidad de decaimiento de los NO_x , lo que indica una conversión más acelerada de estos compuestos hacia nitratos.

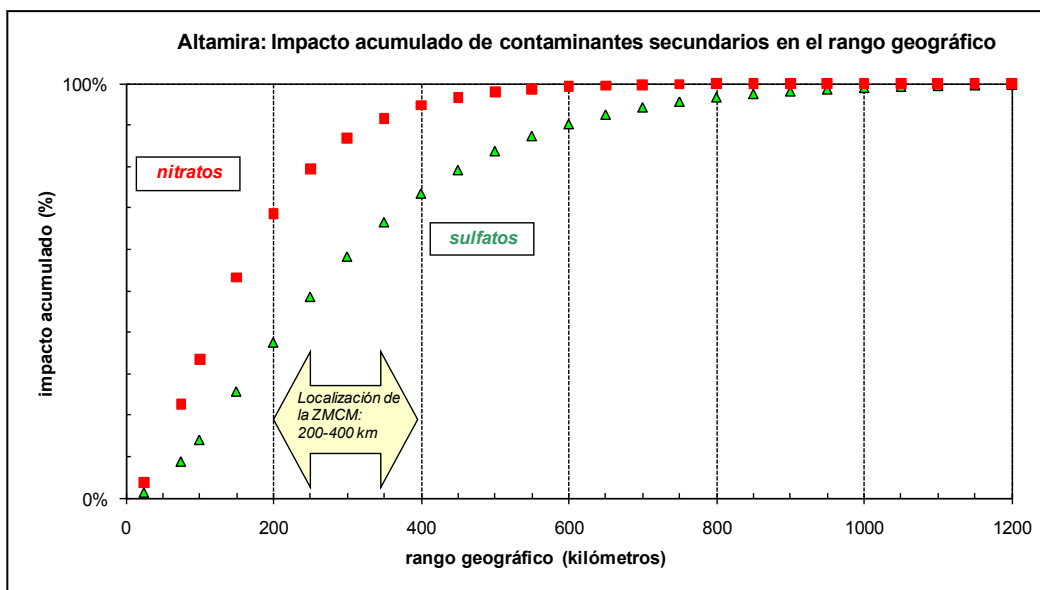


Figura III-10

La ZMCM se encuentra ubicada entre 200 y 400 km a partir de la fuente emisora. Realizando los cálculos correspondientes, se obtiene que esta franja contiene los siguientes porcentajes de la concentración total de contaminantes en el área de dominio:

Contaminante	% concentración total
Sulfatos	35.95%
Nitratos	26.25 %

FUENTE: Calculado con base en la ecuación (16) de la sección 3.1

Lo anterior indica que más de la tercera parte de la concentración total de sulfatos y el más de la cuarta parte de la concentración total de nitratos en el área de dominio corresponden a la franja concéntrica definida por una la distancia a la fuente de 200 a 400 km. La participación del área de la ZMCM en el área de esta franja es de 1.3%.

- *Tuxpan*

Los resultados obtenidos para un radio de 0 a 1200 km se muestran en la figura III-11. El impacto de los contaminantes secundarios originados por las emisiones de esta planta se totaliza hacia los 1000 km y en el caso de los sulfatos el impacto supera este radio, aunque no rebasa los 1200 km. Esto se atribuye a una velocidad reducida del viento, y a una altura relativamente reducida de la capa de mezcla, lo que contribuye a que a concentración acumulada de nitratos aumente rápidamente en los primeros 600 km del área de impacto, y también por la mayor velocidad de decaimiento de los NO_x , indicando una conversión más acelerada de estos compuestos hacia nitratos. Este mismo comportamiento se observa, aunque en menor medida en los sulfatos.

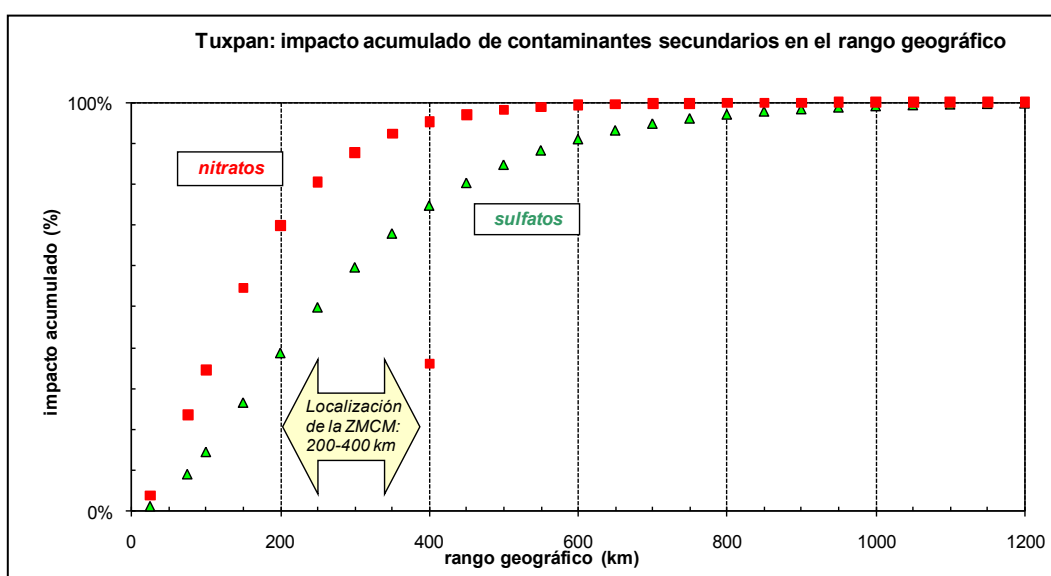


Figura III-11

La ZMCM se encuentra ubicada entre 200 y 400 km a partir de la fuente emisora. Realizando los cálculos correspondientes, se obtienen los siguientes resultados:

Contaminante	% concentración total
Sulfatos	36.03%
Nitratos	25.36 %

FUENTE: Calculado con base en la ecuación (16) de la sección 3.1

Lo anterior indica que casi el 40% de la concentración total de sulfatos y más de la cuarta parte de la concentración total de nitratos en el área de dominio corresponden a la franja concéntrica definida por la distancia a la fuente de 200 a 400 km. La participación del área de la ZMCM en el área de esta franja es de 1.3%.

- *El Sauz*

Los resultados obtenidos para un radio de 0 a 1200 km se muestran en la figura III-12, en donde se observa que el impacto de los contaminantes secundarios originados por las emisiones de la planta del Sauz se totaliza alrededor de los 1200 km en el caso de ambos contaminantes. Lo anterior se atribuye, a pesar de una velocidad del viento relativamente baja, a la altura promedio de la capa de mezcla.

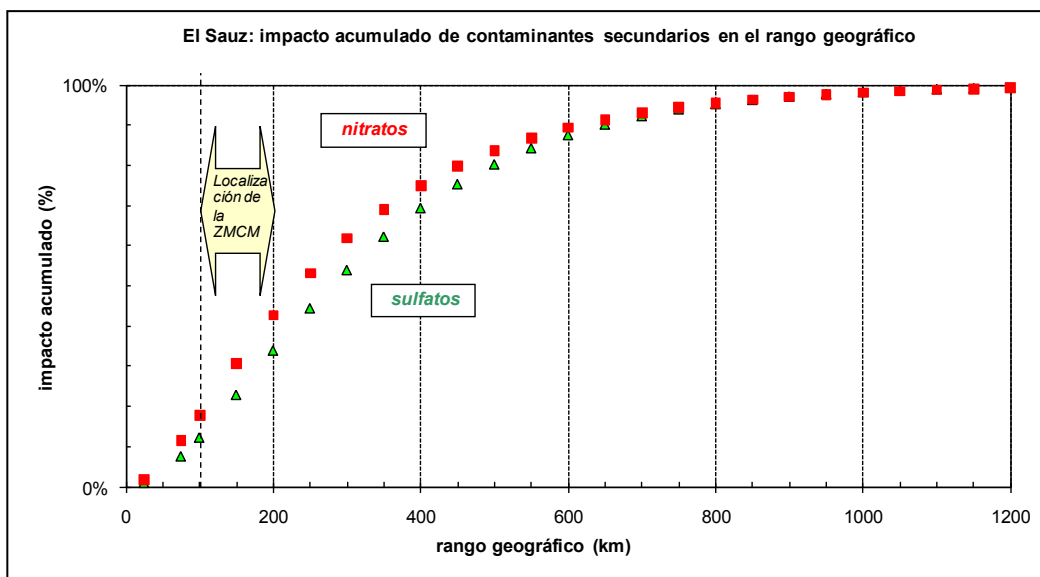


Figura III-12

La ZMCM se encuentra ubicada en un radio de 100 a 200 km a partir de la fuente emisora. Realizando los cálculos correspondientes, se obtienen los siguientes resultados:

Contaminante	% concentración total
Sulfatos	42.01 %
Nitratos	44.26 %

FUENTE: Calculado con base en la ecuación (16) de la sección 3.1

La concentración de contaminantes secundarios calculada para la franja en la que se encuentra ubicada la ZMCM supera las dos quintas partes del total, tanto en los sulfatos como en los nitratos. Sin embargo, las reducidas emisiones de contaminantes de esta planta derivadas de la tecnología utilizada determinan un bajo nivel de impactos y externalidades respecto a otras incluidas en este estudio. La participación del área de la ZMCM en la franja de el área de 100 a 200 km de radio es de 5.23 %.

- *Salamanca*

Los resultados obtenidos para un radio de 0 a 1200 km se muestran en la figura III-13. Se observa que el impacto de los contaminantes secundarios originados por las emisiones de la planta de Salamanca se totaliza alrededor de los 1200 km respecto a la fuente emisora en el caso de ambos contaminantes, debido principalmente a una baja velocidad del viento. De esta forma, la concentración de contaminantes secundarios aumenta rápidamente en los primeros 600 km del área de dominio.

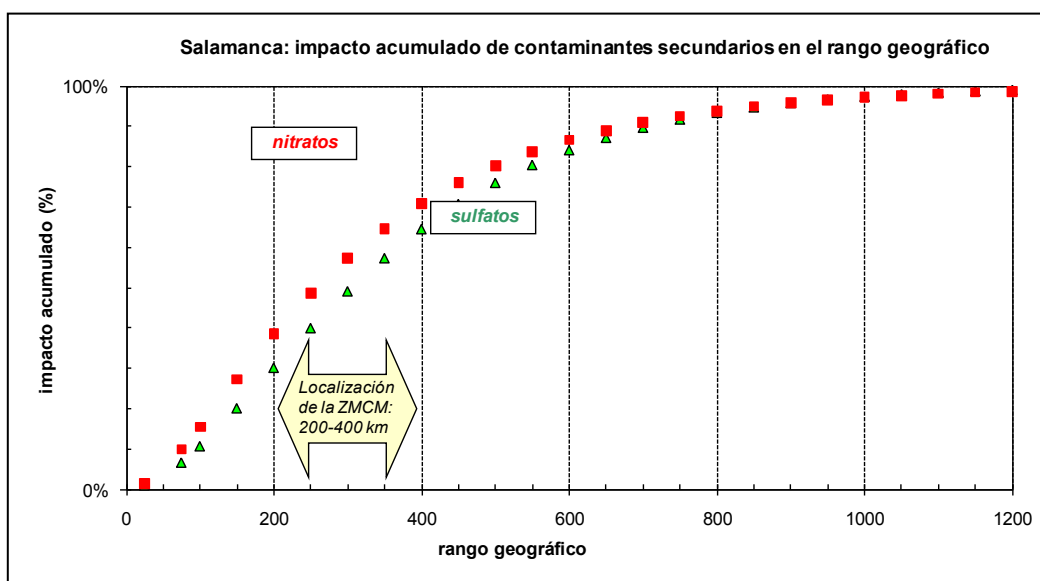


Figura III-13

La ZMCM se encuentra ubicada en un radio de 200 a 400 km a partir de la fuente emisora. Realizando los cálculos correspondientes, se obtienen los siguientes resultados:

Contaminante	% concentración total
Sulfatos	34.40 %
Nitratos	32.30 %

FUENTE: Calculado con base en la ecuación (16) de la sección 3.1

La concentración de contaminantes secundarios calculada para la franja en la que se encuentra ubicada la ZMCM corresponde a alrededor de la tercera parte de la concentración total de sulfatos y de nitratos, debido a la escasa circulación de estos contaminantes por una baja velocidad del viento. La participación del área de la ZMCM en el área de la franja de 200 a 400 km de radio es de 1.3 %.

- *Petalcalco*

Los resultados obtenidos para un radio de 0 a 2000 km se muestran en la figura III-14. Se observa que el impacto acumulado crece rápidamente en los primeros 600 km a partir de la fuente. Este comportamiento debe atribuirse más bien a las reducidas velocidades de decaimiento de contaminantes. No obstante, la elevada velocidad del viento en la zona de la planta determina que la concentración acumulada del contaminante en la franja en la que se encuentra ubicada la ZMCM sea significativamente inferior respecto a la generada por otras plantas eléctricas. La forma de la curva definida por los impactos acumulados determina que el rango de dominio total sea de alrededor de 1800 km a partir de la fuente generadora.

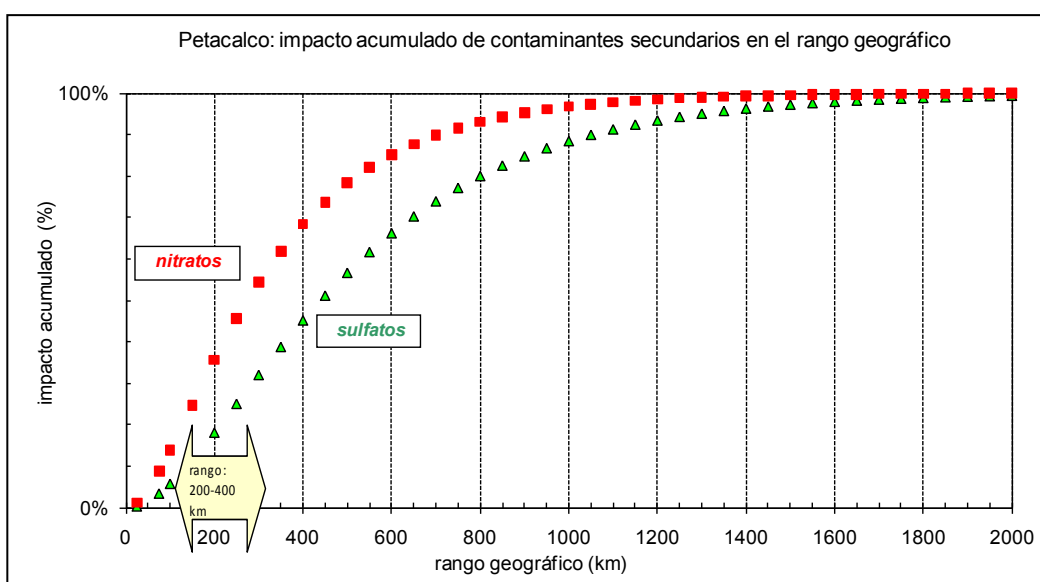


Figura III-14

La ZMCM se encuentra ubicada en una franja con una distancia respecto a la fuente emisora de 200 a 400 km. Realizando los cálculos correspondientes, se obtienen los siguientes resultados:

Contaminante	% concentración total
Sulfatos	27.03 %
Nitratos	32.77 %

FUENTE: Calculado con base en la ecuación (16) de la sección 3.1

La participación del área de la ZMCM en la franja concéntrica es de alrededor de la tercera parte de la concentración total de sulfatos y nitratos. Esto aunado a la magnitud las emisiones de la planta de Petalcalco, junto con la elevada concentración de contaminantes en esa área, determinan que esta planta sea una de las principales generadoras de externalidades por impactos a la salud en la ZMCM.

- *Manzanillo I y II*

Los resultados obtenidos para un radio de 0 a 2000 km se muestran en la figura III-15. Manzanillo tiene asignada la misma velocidad de decaimiento que Petacalco, pero la altura de la capa de mezcla es mayor, al igual que la mayor velocidad del viento. El rango geográfico se define a una distancia alrededor de 1200 km para nitratos y 2000 km para sulfatos. La diferencia en el nivel de concentración de sulfatos y nitratos a una misma distancia de la fuente emisora puede explicarse por la elevada velocidad de decaimiento de los NO_x, que puede ser indicativa de una acelerada transformación a nitratos.

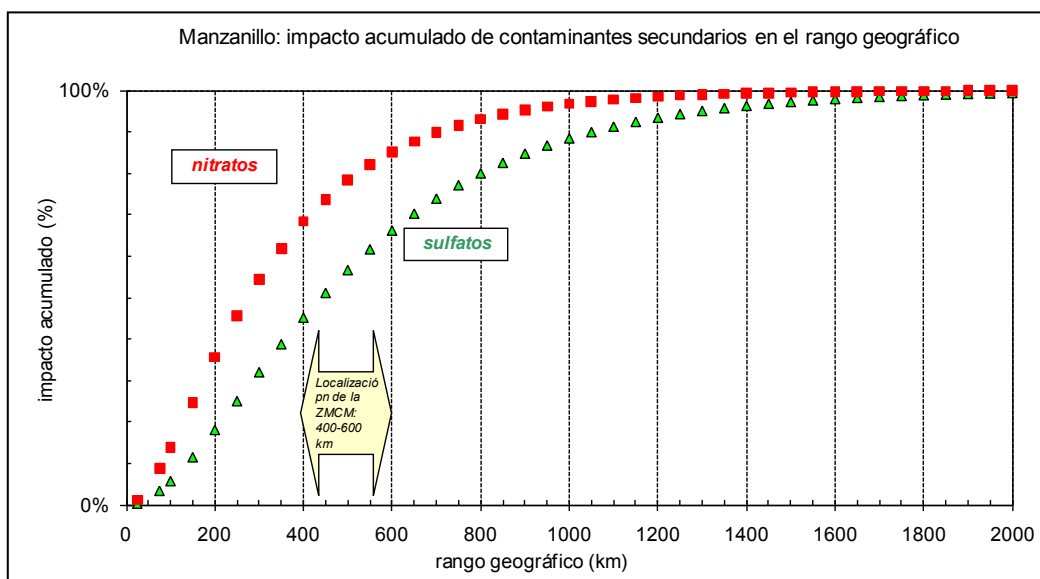


Figura III-15

La ZMCM se encuentra ubicada en una franja con una distancia respecto a la fuente emisora de 400 a 600 km. Realizando los cálculos correspondientes, se obtienen los siguientes resultados:

Contaminante	% concentración total
Sulfatos	20.87 %
Nitratos	17.31 %

FUENTE: Calculado con base en la ecuación (16) de la sección 3.1

La participación del área de la ZMCM en la franja concéntrica es de 0.78%.

3.3 Cálculo de las externalidades por efectos de contaminantes secundarios en la salud.

El software RiskPoll utilizado en este proyecto es el modelo computacional que simula la aplicación del modelo simple uniforme, y fue desarrollado por la Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA, 2009). Este software se basa en el enfoque de vías de impacto aplicado por el proyecto ExternE en Europa. El uso del RiskPoll en este proyecto considera también la adaptación requerida para la estimación de los impactos a la salud de los contaminantes secundarios, específicamente en la zona analizada.

3.3.1 Etapas y supuestos.

Las etapas y la información requerida para aplicar el modelo simple uniforme para la cuantificación de las externalidades por contaminantes secundarios en la ZMCM de acuerdo con el enfoque de vías de impacto se explican a continuación.

- Identificación de las fuentes de emisión

Debido a la extensión de la información, la sección 3.2 de esta investigación se enfocó a realizar un análisis detallado de las siete plantas eléctricas consideradas, por lo que los resultados de la identificación de las fuentes de emisión se presentan en forma resumida, con alguna información adicional en los apartados subsecuentes.

- Dispersión de los contaminantes y su concentración

Las variables utilizadas en el modelo simple uniforme y en la adaptación realizada para la estimación de los impactos en la ZMCM fueron obtenidas de distintas fuentes. La sección 3.2 contiene los cálculos requeridos para determinar los impactos de las plantas analizadas, así como sus respectivas curvas de impacto acumulado. Los datos y resultados de esta actividad se exponen de manera resumida en la tabla 3-C, Las velocidades de decaimiento fueron calculadas por Sánchez, Turtós y Rivero (2005) mediante un análisis de regresión de los incrementos observados en la concentración de los contaminantes, en términos de distancia respecto a la fuente, considerando seis plantas generadoras ubicadas en México y Cuba. Para determinar las concentraciones de contaminantes se utilizó el modelo lagrangiano “Windrose Trajectory Model” (WTM, Trukenmüller y Friedrich, 1995), que maneja 24 velocidades promedio del viento en cada celda. El procedimiento general para obtener el incremento en la concentración de contaminantes ocasionado por una fuente determinada consistió en hacer dos corridas del

modelo WTM: la primera sin considerar las emisiones de contaminantes de las plantas generadoras, y la segunda, incluyendo estas emisiones. Los datos utilizados fueron promedios anuales, abarcando el periodo 2000-2004.

Los cálculos se realizaron directamente para tres plantas mexicanas: Tuxpan, Manzanillo y Tula, dos de ellas incluidas en este proyecto. En el caso de Tula, aún cuando esta planta no se considera en las estimaciones por las razones expuestas anteriormente, sus velocidades de decaimiento fueron aplicadas a otras plantas localizadas en el centro del país y que se incluyen en este análisis (Salamanca, Villa de Reyes y El Sauz), debido a su cercanía geográfica relativa con Tula. Lo mismo se realizó con los valores obtenidos para Tuxpan (asignados a Altamira) y para Manzanillo (asignados a Petacalco).

Los valores de las velocidades de decaimiento utilizadas en este trabajo reflejan las condiciones meteorológicas de las plantas analizadas en un grado mayor que si se hubieran utilizado velocidades de decaimiento obtenidas para plantas eléctricas ubicadas en otras regiones. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que las tasas de reacción, los parámetros atmosféricos y el proceso de deposición utilizado por Sánchez et al (2005) fueron adaptados de fuentes externas, y que los valores de estas variables son considerados como únicos para todo el dominio analizado, que abarca el Caribe, México y partes de América Central; por esta razón, los valores de las velocidades de decaimiento se consideran como aproximaciones. También es importante remarcar que las mayores incertidumbres en las velocidades de decaimiento calculadas por estos autores recaen en Tuxpan en lo correspondiente a los sulfatos y en Tuxpan y Tula (y por lo tanto, en los valores asignados a El Sauz, Salamanca y Villa de Reyes) en lo correspondiente a los nitratos, debido principalmente a que la concentración de contaminantes registrada más allá de la fuente ocurre en un sector angular estrecho, resultando que el área afectada por el contaminante tiene una forma elongada, lo que afecta la calidad de ajuste del modelo.

Las variables mostradas en las columnas (6) y (7) de la Tabla 3-C fueron utilizadas en la estimación de los efectos de los sulfatos y nitratos específicamente sobre la ZMCM. La altura de la capa de mezcla se define como el nivel en la atmósfera más allá del cual el intercambio vertical del aire se inhibe. Valores bajos de la altura de la capa de mezcla implican que el aire está generalmente estancado, con pocos movimientos verticales, atrapando a los contaminantes cerca de la superficie. Valores altos de la altura de la capa de mezcla permiten el mezclado de de contaminantes en la capa y una buena dispersión (Ferguson, 1998).

La columna (7) de la tabla 3-C muestra el promedio anual de la altura de la capa de mezcla estimado para cada planta o unidad de generación eléctrica. El cálculo de esta variable se realizó utilizando un modelo simplificado (CSIRO, 1999) con datos correspondientes a las estaciones de monitoreo automático del Servicio Meteorológico

nacional y con información del observatorio de Manzanillo (SMN, 2005). En lo que respecta a esta última fuente, los diferentes criterios de registro de la información, en comparación con aquellos provenientes de las estaciones automáticas, pueden generar un margen de error mayor que en él para el resto de las plantas analizadas en lo que respecta a la velocidad promedio del viento. Otra fuente de incertidumbre es la falta de información para los sitios de Salamanca, debido a que en 2005 carecía de una estación de monitoreo automático, lo que hizo necesario recurrir a información de la estación más cercana.

La columna (8) representa la participación en la concentración total del contaminante acumulado en el anillo concéntrico en el que se ubica la ZMCM respecto a la fuente. Esta proporción fue estimada fijando el ancho del anillo en 200 km para todas las plantas analizadas. Cabe resaltar que este cálculo no considera las diferencias en la topología de la ZMCM, por lo que es importante refinar las estimaciones del impacto de estas plantas en estudios subsecuentes, utilizando una modelización más compleja e información más detallada. Por otra parte, los resultados de la modelización expresan únicamente los efectos de los contaminantes secundarios generados por las emisiones de contaminantes primarios de las siete plantas eléctricas analizadas, por lo que no consideran las concentraciones de fondo de los contaminantes secundarios en la ZMCM, ni aquellas correspondientes al amoníaco emitido por las actividades agropecuarias en las regiones aledañas a la ZMCM. En este caso, a excepción de la ZMCM no existe un estudio de las concentraciones de amoníaco en el campo mexicano que pueda indicar la influencia de este compuesto en las reacciones químicas que forman a los contaminantes secundarios a nivel regional.

La simulación realizada para estimar los efectos de la contaminación por sulfatos y nitratos en la ZMCM hizo innecesaria la estimación de la densidad de población para el rango geográfico total correspondiente a cada planta o unidad de generación. Únicamente se requirió la densidad de población de la ZMCM, que se estimó en 3717 hab/km² (INEGI-GDF, 2005; INEGI, 2005).

Tabla III-3. Variables meteorológicas y atmosféricas de las plantas o unidades de generación eléctrica seleccionadas, 2005

(1) Combustible ^{2/}	(2) Coordenadas ^{3/}	(3) Distancia a la ZMCM ^{4/} (km)	(4) Emisiones (ton) ^{5/}	(5) Vel. decaimiento (cm/seg) ^{6/}	(6) Vel. del viento (m/s) ^{7/}	(7) Altura de la capa de mezcla (m) ^{8/}	(8) Relación anillo conc./ Rango geogr. total (% de impacto acumulado total) ^{9/}							
Nombre / tecnología ^{1/}	N	W	SO ₂	Nox	SO ₂	Nox	Sulfatos	Nitratos						
El Sauz / CC	20.450	-100.133	152	4072	1.09±0.05	1.81±0.04	1.19±0.46	2.85±1.38	2.05	923	42.01	44.26		
Salamanca / V	COM-GN	-101.217	249	29777	2808	1.09±0.05	1.81±0.04	1.19±0.46	2.85±1.38	2.05	1012	34.40	32.30	
Villa de Reyes / V	COM	21.833	-100.920	323	49201	3760	1.09±0.05	1.81±0.04	1.19±0.46	2.85±1.38	2.11	877	35.61	32.21
Altamira / V	COM-GN	22.436	-98.009	360	69479	4621	1.10±0.05	2.48±0.17	1.15±0.49	1.73±0.40	2.10	822	35.95	26.25
Adolfo López Mateos														
(Tuxpan) / V	COM	21.017	-97.328	260	209798	13898	1.10±0.05	2.48±0.17	1.15±0.49	1.73±0.40	2.11	797	36.03	25.36
Gral. Manuel Álvarez Moreno														
(Manzanillo I) / V	COM	19.027	-104.325	539	96891	6777	1.01±0.03	2.22±0.11	0.55±0.04	0.73±0.03	2.11	940	20.87	17.31
Gral. Manuel Álvarez Moreno														
(Manzanillo II) / V	COM	19.027	-104.325	539	65336	4837	1.01±0.03	2.22±0.11	0.55±0.04	0.73±0.03	2.11	940	20.87	17.31
Plutarco Elías Calles (Petacalco) / D	C-COM	17.918	-102.106	353	85223	623	1.01±0.03	2.22±0.11	0.55±0.04	0.73±0.03	2.14	890	27.03	32.77

^{4/} Distancia en línea recta. Calculado con el software Tatum-GIS y con datos de INEGI (2009)

^{5/} Fuente: SENER (2007)

^{6/} Fuente: Sánchez et al (2005). Debido a la falta de información, las velocidades de decaimiento de Tula, Tuxpan y Manzanillo se asignaron a las plantas generadoras restantes, considerando su cercanía a las plantas con información disponible.

^{7/} Fuente: SMN (2005)

^{8/} Estimado con datos de SMN (2005) y del observatorio de Manzanillo, utilizando un modelo simplificado (CSIRO, 1999). Las cifras representan el promedio anual de la altura de la capa de mezcla.

^{9/} Estimado utilizando la ecuación (16) de la sección 3.1, con datos de SMN (2005) y del observatorio de Manzanillo, y con el promedio anual de la altura de la capa de mezcla.

- Cuantificación de los impactos

La cuantificación de los impactos se realizó utilizando las pendientes de las FCR que se muestran en la tabla III-4. Estas pendientes fueron estimadas utilizando la información de un meta-análisis realizado para establecer los incrementos en el riesgo relativo (IRR) medido para PM_{10} en la ZMCM; esta variable se entiende como el cambio porcentual observado para cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentración de contaminante (Cesar et al, 2002). Este meta-análisis consideró 126 publicaciones nacionales e internacionales revisadas por pares, que buscaban evaluar la asociación entre la exposición al O_3 o PM_{10} y los efectos clínicamente reconocibles sobre la salud humana.

El uso de los resultados de este meta-análisis es confiable debido a que no considera investigaciones que no incluyan información estadística relevante (varianza, desviación estándar o intervalos de confianza), tampoco considera reportes sobre poblaciones pequeñas o cuyos intervalos de confianza o desviaciones estándar son demasiado grandes; asimismo, excluye investigaciones en las que la temperatura no haya sido controlada o que no consideren la variación estacional durante el periodo de estudio, ni aquéllos que no hayan sido corregidos para analizar los efectos del O_3 ni de PM_{10} . Se aplicó un modelo de efectos aleatorios para poner los estudios en una base común, duplicando la ponderación de los artículos basados en la población de la Ciudad de México respecto a los que se enfocan a la población de otros países. Sin embargo, debe considerarse como una fuente importante de incertidumbre el hecho de que los estudios epidemiológicos disponibles incluyen los efectos de las partículas que no provienen solamente de la generación eléctrica (SEMARNAT, 2004).

Para determinar los valores de las pendientes de las FCR se aplicaron los criterios de la última actualización de la metodología de ExternE realizada en 2005 (EC, 2005). De acuerdo con estos criterios, derivados de la revisión de literatura epidemiológica reciente, la toxicidad de los sulfatos se propone como equivalente a la de las PM_{10} , en tanto que para los nitratos el nivel de toxicidad se estableció en $0.5 PM_{10}$.

Cabe resaltar que, a pesar de las conclusiones del estudio realizado por Pope y Dockery (2006), las evidencias científicas sobre los efectos negativos de los contaminantes secundarios en la salud humana aun enfrentan incertidumbres significativas, especialmente en el caso de los nitratos, mientras que para los sulfatos existen estudios que muestran la relación entre estos contaminantes y los efectos en la salud (EC, 2005). Sin embargo los resultados presentados en esta investigación se basan en las referencias más sólidas en esta materia, y debido a la falta de información para el caso de México, se consideraron como apropiadas para obtener una primera aproximación al problema analizado.

Tabla III-4. Funciones concentración-respuesta en la ZMCM

	(1) IRR (%) ^{1/} µg/m3	(2) Incidencia ^{2/}	(3) Población en riesgo en la ZMCM ^{3/}	(4) Pendiente ^{4/}	
<i>Sulfatos</i>	µg/m3	caso/persona/año	edad	%	
Mortalidad crónica (MC)	0.384%	4.13E-03	> 30 años	45.30%	7.18E-05
Bronquitis crónica (BC)	0.360%	7.07E-03	>18 años	67.40%	1.72E-05
Admisiones hospitalarias					
Respiratoria (AHR)	0.139%	4.11E-03	total	100%	5.71E-06
Cardio-cerebro vascular (AHCCV)	0.060%	4.03E-03	total	100%	2.42E-06
Visitas a sala de emergencia (VSE)		3.17E-02	total	100%	
Días de actividad restringida (DAR)	0.311%	6.46E+00	> 18 años	67.40%	9.85E-05
Ataques de asma (AA)	0.774%	1.27E-01	asmáticos	8%	3.37E-02
Tos crónica (TC)	0.774%	5.77E-02	niños	27.10%	7.86E-05
<i>Nitratos</i>	µg/m3	caso/persona/año	edad	%	
Mortalidad crónica (MC)	0.192%	4.13E-03	> 30 años	45.30%	3.59E-05
Bronquitis crónica (BC)	0.180%	7.07E-03	> 18 años	67.40%	8.58E-06
Admisiones hospitalarias					
Respiratoria (AHR)	0.070%	4.11E-03	total	100%	2.88E-06
Cardio-cerebro vascular (AHCCV)	0.030%	4.03E-03	total	100%	1.21E-06
Visitas a sala de emergencia (VSE)	0.156%	3.17E-02	total	100%	4.94E-05
Días de actividad restringida (DAR)	0.387%	6.46E+00	> 18 años	67.40%	1.69E-02
Ataques de asma (AA)	0.387%	1.27E-01	asmáticos	8%	3.93E-05
Tos crónica (TC)	0.015%	5.77E-02	niños	27.10%	2.35E-06

NOTA: Todos los costos, incluyen costos directos y pérdidas en la productividad, con excepción de la mortalidad crónica y los días de actividad restringida.

^{1/} Incremento en el riesgo relativo. Fuente: Cesar *et al.* (2002)

^{2/} Tasa de incidencia basal. Fuente: Cesar *et al.* (2002)

^{3/} Fuente: INEGI (2005)

^{4/} Producto de la multiplicación del IRR x incidencia x % de la población en riesgo. Para mortalidad crónica se considera que un episodio de muerte crónica es igual a diez años de vida perdida.

Los criterios de selección de las FCR buscaron mantener el principio de gradualidad para los impactos de corto plazo en la salud. Este principio establece que, a medida que aumenta la gravedad de los impactos ambientales producidos en el lapso de una semana, la población en riesgo decrece, y el punto de partida para identificar los impactos a la salud son los cambios fisiopatológicos en la población en riesgo, lo cual puede conducir a episodios de morbilidad y mortalidad (Ballester, Tenías y Pérez, 1999).

La tasa de incidencia basal (Tabla III-4, columna 2) también se obtuvo de César et al (2002), mientras que las cifras de la población en riesgo se actualizaron de INEGI (2005). Para determinar la proporción de la población en riesgo por mortalidad crónica, se aplicó el rango de edad determinado por Leksell y Rabl (2001), considerando que está basado en los estudios más importantes reportados por la literatura especializada. Para el caso de otros impactos, se siguieron los criterios de Ostro (1996), basados en publicaciones revisadas por pares, con la excepción de la bronquitis crónica, en la que la población en riesgo se consideró mayor a 18 años, como establecen Zemp *et al* (1999), y el rango se dejó abierto, como lo establece Ostro (1996). Asimismo, el grupo de edad para admisiones hospitalarias cardio-cerebro-vasculares se determinó para individuos de 65 años o más, debido a que este es el grupo de edad más estudiado, de acuerdo con la revisión realizada por Morris (2001). Estos rangos de edad permitieron el cálculo de la población en riesgo en la ZMCM. Para la mortalidad crónica se siguieron los lineamientos de ExternE (EC, 2005), aplicando el enfoque de AVP, y en donde una muerte crónica equivale a diez años de vida perdida.

- Valoración monetaria.

Algunos de los costos unitarios utilizados en esta estimación son los mismos aplicados por McKinley et al (2005) en un estudio sobre los beneficios de reducir las emisiones de contaminantes en la ZMCM (Tabla III-5). Estos valores son parte de los resultados de un estudio más amplio conducido por INSP-INE (2003) para el programa de Estrategias Ambientales integradas (Integrated Environmental Strategies-IES, de la Agencia de Protección Ambiental de E.U. el cual considera las estimaciones directas de los impactos para costos directos, pérdidas en la productividad y la voluntad a pagar. Por lo tanto, para la estimación realizada en esta investigación los valores utilizados se basaron, por una parte, en los costos directos calculados con información del Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS) para los tres niveles de atención (visitas de emergencia, cuidado intensivo y admisión) y los costos individuales de la enfermedad también fueron estimados.

Por otra parte, los costos de la pérdida de productividad se consideran como el tiempo perdido por un individuo mientras permanece en el hospital o por muerte prematura (no se considera la valoración del tiempo libre). Por lo tanto, el costo por muerte o por tratamiento médico se calculó multiplicando los días/caso perdidos por el salario diario

promedio. En el caso del cuidado médico se obtuvo la estancia promedio en el IMSS. Esto puede generar una subvaluación, dado que los individuos pueden perder más días laborables después de abandonar el hospital. En el caso de la tos crónica, a falta de información directa se utilizó una estimación aproximada de pérdidas en la productividad relacionadas con la neumonía. Por su parte, los costos por días de actividad restringida consideran las pérdidas en la productividad.

Tabla III-5. Costos unitarios por impacto a la salud

Impacto	Costo unitario (USD 2000)
Mortalidad crónica	21,798
Bronquitis crónica	17,831
Admisiones hospitalarias respiratoria	2,932
cardio-cerebro vascular	11,410
Visitas a sala de urgencia	327
Días de actividad restringida	12
Ataques de asma	340
Tos crónica	93

Fuente: EC (2005, INSP-INE (2003), WB (2010)

Es necesario notar que adicionalmente a la subvaluación atribuida a la omisión de algunos costos, el hecho de considerar únicamente la información del IMSS puede introducir desviaciones en las estimaciones, puesto que existe la evidencia de que un alto porcentaje del gasto en salud en la ZMCM no está cubierto por los sistemas de seguridad social como el IMSS. En 2002, el 57% del gasto total en salud en el DF y el 65.2% en el estado de México fue privado, de acuerdo con Sesma-Vázquez et al, (2005). Sin embargo, no existen estimaciones de costos que tomen en cuenta a otras instituciones de salud públicas o privadas. En las secciones siguientes se presentan los resultados de las estimaciones realizadas en términos de impactos a la salud y de costos del daño.

Para la mortalidad crónica, el valor asignado corresponde al valor medio de un año de vida (value of life year – VOLY) en México, el cual fue calculado a partir de un valor inferior correspondiente a Europa, de 18,296 USD 2000 (EC, 2005) ajustado con el cociente del PNB en México y Europa (WB, 2010), y un valor superior (25,300 USD 2000), calculado como el cociente entre la estimación del valor estadístico de la vida (value of statistic life-VSL) en Europa (EC, 2005) y México (Ibarrarán et al, 2002 – citado por INE-INSP, 2003), el cual fue multiplicado por el VOLY de Europa (EC, 2005). En ambos casos se asumió una elasticidad ingreso de 1. Este procedimiento se justifica en los casos en los que no hay datos locales disponibles (EC, 2005).

3.3.2 Impactos a la salud en la ZMCM.

Los resultados en términos de impacto de los contaminantes secundarios debidos a las emisiones de las siete plantas analizadas se muestran en la tabla III-6. Los días de actividad restringida (DAR) son los impactos de corto plazo más importantes en términos de casos por año, con una población afectada de alrededor de 1 millón de casos. En consistencia con el principio de gradualidad, los visitas a sala de emergencia (VSE) son el segundo impacto de corto plazo, con cerca de 3 mil casos, mientras que los ataques de asma (AA) registran cerca de 2.3 mil casos.

Tabla III-6. Impactos a la salud en la ZMCM debidos a contaminantes secundarios generados a partir de las emisiones de plantas eléctricas (casos / año).

	MC ¹⁷	BC	TC	DAR	VSE	AA	AH-R	AH-CCV
Sulfatos								
Tuxpan	727	174	47	341,101	997	796	58	24
Petalcalco	463	111	30	217,334	635	507	37	16
Manzanillo I	244	58	16	114,435	334	267	19	8
Altamira	240	58	16	112,711	329	263	19	8
Manzanillo II	164	39	11	77,178	226	180	13	6
Villa de Reyes	163	39	11	76,385	223	178	13	5
Salamanca	95	23	6	44,662	131	104	8	3
El Sauz	1	0	0	290	1	1	0	0
Total sulfatos	2,097	502	137	984,086	2,876	2,295	167	71
Nitratos								
Tuxpan	1	3	1	5,302	16	12	1	0
Manzanillo I	5	1	0	2,509	7	6	0	0
El Sauz	5	1	0	2,469	7	6	0	0
Altamira	4	1	0	1,825	5	4	0	0
Manzanillo II	4	1	0	1,791	5	4	0	0
Villa de Reyes	2	1	0	1,106	3	3	0	0
Salamanca	2	0	0	8,28	2	2	0	0
Petalcalco	2	0	0	7,28	2	2	0	0
Total nitratos	35	8	2	16,557	48	39	3	1
Total	2,132	511	139	1,000,654	2,925	2,334	170	72

¹⁷ Expresado en AVP

Fuente: Estimación propia con el software RiskPoll.

Las admisiones hospitalarias por causas respiratorias y por causas cardio-cerebrovasculares (AH-R y AH-CCV) registraron alrededor de 0.2 y 0,07 mil casos respectivamente. Por su parte, los impactos de largo plazo atribuidos a los contaminantes secundarios generados por las emisiones de las siete plantas seleccionadas son: bronquitis crónica (BC), con cerca de 0.5 mil casos, y la tos crónica con cerca de 0.1 mil casos. El impacto por mortalidad crónica (MC) se cuantificó en alrededor de 2.1 mil AVP.

Las cifras obtenidas para cada planta dependen del monto de emisiones de cada contaminante primario (SO_2 y NO_x), y están determinadas por el combustible y la eficiencia de la tecnología utilizada. Otro factor de importancia es la distancia de la ZMCM respecto a la fuente de emisión, debido a que esto determina el porcentaje de la concentración total de los contaminantes contenidos en el círculo concéntrico respectivo, como se muestra en la tabla III-3. De acuerdo con los resultados de la tabla III-6, la unidad a vapor de Tuxpan, la principal generadora de SO_2 , es la mayor fuente de impactos debidos a los sulfatos, contribuyendo con el 34.7% de cada impacto estimado para este contaminante. La unidad dual de Petacalco tiene el segundo lugar, con una participación de 22.1% en cada impacto causado por los sulfatos; esta planta generadora alterna el uso de carbón y combustóleo cada año, y en 2005 utilizó el combustóleo como combustible principal, por lo que la composición de sus emisiones en ese año fue diferente de las producidas en otros años. Manzanillo I contribuyó con 11.6%, mientras Altamira contribuyó con el 11.4% de cada impacto debido a los sulfatos.

En conjunto, las cuatro plantas y unidades mencionadas contribuyeron con 79.8% de cada impacto calculado generado por los sulfatos, y el 20.2 % restante se atribuye a las otras plantas: Manzanillo II, Villa de Reyes, Salamanca y El Sauz. Salamanca tuvo niveles menores de operación que en años anteriores como una medida para mitigar los serios niveles de contaminación en la zona urbana en donde se localiza. Por otra parte, la planta de ciclo combinado de El Sauz tuvo una participación muy baja en los impactos a la salud estimados para los sulfatos.

En lo que respecta a los nitratos, los resultados muestran que el principal generador de los impactos a la salud es Tuxpan, con 32% de cada impacto debido a esos contaminantes; le sigue la planta de Manzanillo I con 15.1%, seguida por la planta de ciclo combinado de El Sauz, con una proporción del 14.9% de cada impacto, mientras que Altamira y Manzanillo II contribuyen cada uno con el 11% y 10.8% respectivamente. Las plantas y unidades mencionadas generan alrededor del 83.8% de cada impacto calculado a la salud debido a los nitratos, y el 16.2% restante se atribuye a otras plantas que utilizan combustóleo o carbón: Villa de Reyes, Salamanca y Petacalco.

3.3.3 Costos del daño en la ZMCM.

De acuerdo con las estimaciones realizadas, el costo total esperado en el año para la ZMCM debido a los sulfatos y nitratos provenientes de las emisiones de las siete plantas seleccionadas, totalizó alrededor de 71 millones de dólares de 2000 (tabla III-7).

De estos costos, 98% correspondió a los impactos generados por los sulfatos, y el 2% restante fue originado por los nitratos. La contribución de cada planta a estos costos

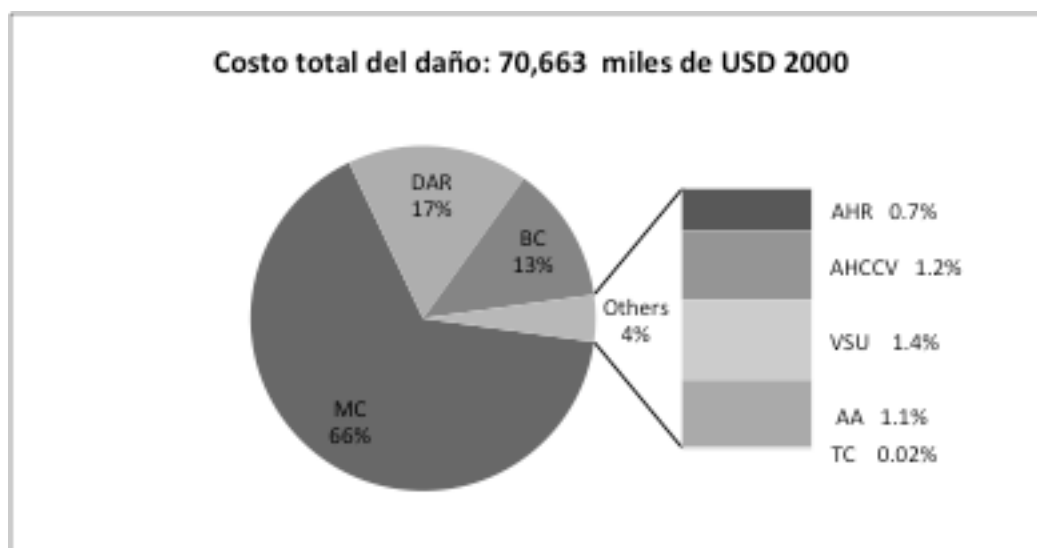
depende del monto y tipo de contaminantes primarios emitidos; la distancia de la ZMCM y de variables meteorológicas.

Tabla III-7. Costos anuales del daño en la ZMCM debido a contaminantes secundarios generados a partir de las emisiones de plantas eléctricas (miles dls 2000).

	Sulfatos			Nitratos			Total
	Costo	Mínimo	Máximo	Costo	Mínimo	Máximo	Costo
Tuxpan	24,089	6,710	88,105	373	104	1,366	24,462
224,462Petacalco	15,346	4,275	56,123	51	14	187	15,397
Manzanillo I	8,082	2,251	29,562	177	49	647	8,259
Altamira	7,961	2,217	29,111	129	36	470	8,090
Manzanillo II	5,449	1,518	19,934	126	35	461	5,575
Villa de Reyes	5,396	1,503	19,735	78	22	285	5,474
Salamanca	20	879	11,535	58	16	213	3,212
El Sauz	69,497	6	75	174	48	636	194
Costos totales	69,947			1,166			70,663
%	98.35%			1.65%			100.00%

Fuente: Estimación propia utilizando el software RiskPoll.

Por tipo de impacto, la estructura de los costos del daño calculada para estas plantas se caracteriza, tanto para sulfatos como para nitratos, por el predominio de los costos de la mortalidad crónica (66% del total de costos esperados), como se muestra en la figura III-16.



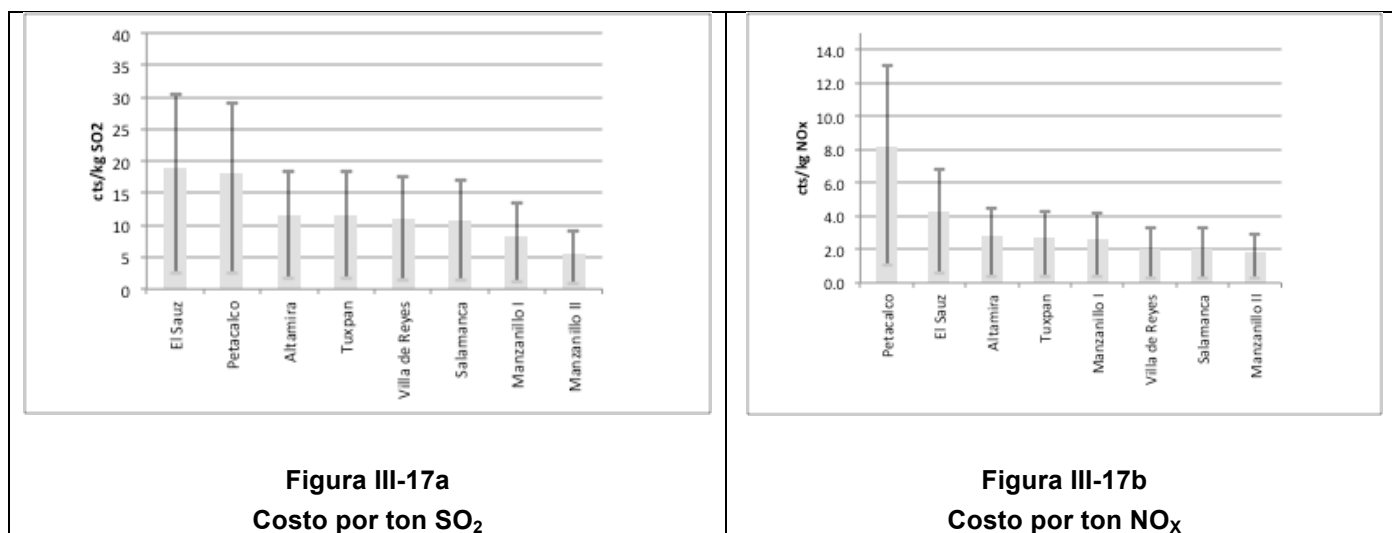
FUENTE: Elaboración propia con datos de la tabla 3-G

Figura III-16.
Estructura de los costos del daño en la ZMCM por impacto

En contraste, el costo unitario para los días de actividad restringida es el menor de todos los costos considerados, pero el gran número de personas afectadas determina la participación de alrededor de 17% de este impacto en los costos totales esperados, ocasionados por las plantas analizadas. Por su parte, la bronquitis crónica contribuye con 13% a los costos totales.

Los impactos restantes contribuyen en conjunto con 4% a los costos totales estimados. Sin embargo, esta cifra tan reducida de los costos de otros impactos, comparada con aquellos atribuidos a la mortalidad crónica, la bronquitis crónica y a los días de actividad restringida, no debe conducir a ignorar su relevancia privada y social, debido, en el primer caso, a las inequidades en la distribución del ingreso en la ZMCM, lo cual coloca a diversos sectores sociales en una situación de vulnerabilidad. De la misma forma, será necesario incluir en análisis posteriores otros costos económicos y sociales.

El análisis de los resultados normalizados por unidad de contaminante emitida muestra que, en el caso de los costos asociados con los sulfatos, los mayores costos corresponden a El Sauz y Petacalco, al alcanzar ambos un nivel de 19 y 18 UScts/ton SO₂. En lo referente a los costos asociados a los nitratos, las mayores cifras por unidad de NO_x emitida corresponden a Petacalco (8.2 UScts/ton NO_x) y a El Sauz (4.3 UScts/ton NO_x). Los menores costos por unidad emitida corresponden, en relación con los sulfatos, a la planta Manzanillo unidades I y II, con 8.3 y 5.6 UScts/ton SO₂ respectivamente, en tanto que para los costos asociados a los nitratos, las menores cifras corresponden a Salamanca y Manzanillo II con 2.1 y 1.9 UScts/ton NO_x (figura III-17)



Fuente: Cálculo propio a partir de resultados de RiskPoll.

Figura III-17.
Costo del daño por unidad de contaminante emitida.

En contraste, los resultados referentes a sulfatos obtenidos para El Sauz en términos de costos por unidad de electricidad generada son los más bajos de las plantas analizadas (0.001 UScts/kWh generado), mientras que la cifra más alta corresponde a Altamira con 0.211 UScts/kWh generado. En lo correspondiente a los nitratos, El Sauz registra el mayor costo del daño por kWh generado, con 0.005 UScts/kWh, mientras que el menor costo se atribuye a Petacalco, con 0.0004 USctas/kWh. La razón de este comportamiento de los indicadores correspondientes a El Sauz es que esta es una planta de ciclo combinado que funciona a gas natural (figura III-18).

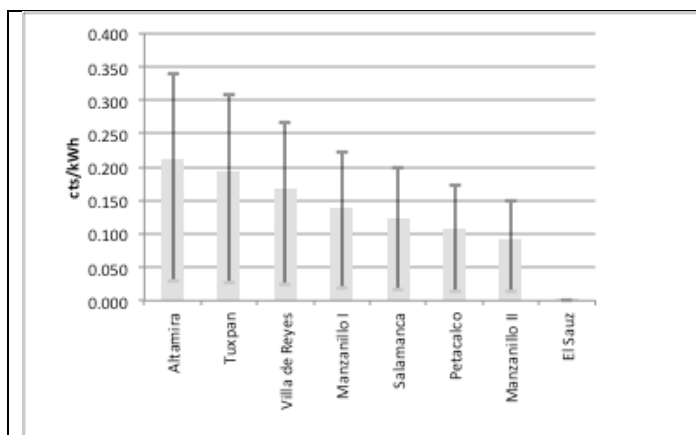


Figura III-18a
Costo por ton SO₂

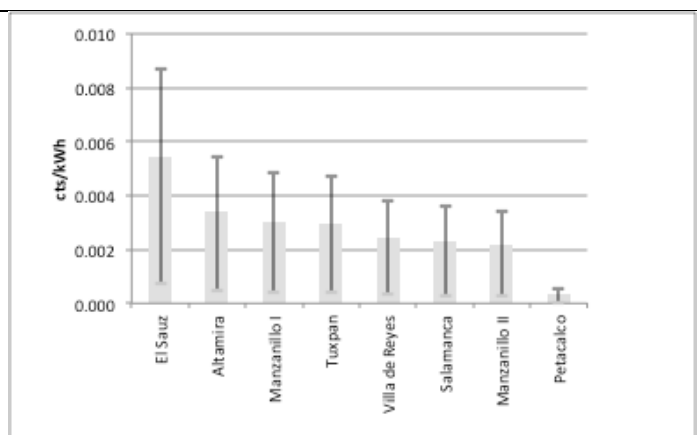


Figura III-18b
Costo por ton NO_x

Fuente: Cálculo propio a partir de resultados de RiskPoll.

Figura III-18.
Costo del daño por unidad de electricidad generada.

3.4 Conclusiones al capítulo III.

El modelo simple uniforme fue desarrollado como una alternativa de cálculo de externalidades ambientales en casos en los que no se dispone de información y recursos cuantiosos. Este modelo se basa en el enfoque de vías de impacto desarrollado por el proyecto ExternE, y su aplicación en el contexto de esta investigación requiere de una adaptación para poder estimar las externalidades ambientales producidas en la ZMCM por siete plantas eléctricas ubicadas afuera de la zona.

Las plantas seleccionadas pertenecen a la CFE y son: Altamira, Tuxpan, Salamanca, Villa de Reyes, Manzanillo, Petacalco y el Saúz. Todas están ubicadas en un rango de 150 a 600 km de la ZMCM, y los criterios para su selección fueron: La tecnología (vapor, dual o ciclo combinado), el combustible utilizado (combustóleo, carbón o gas natural) y su ubicación respecto a la ZMCM. Cabe señalar que aun cuando existen tres plantas generadoras cercanas o en la ZMCM, se excluyeron del cálculo debido a que se rompe con los supuestos de uniformidad del modelo simple uniforme.

Las estimaciones realizadas en esta investigación son una primera aproximación al análisis de la relevancia de los impactos a la salud en la ZMCM, atribuidos a las siete plantas seleccionadas vía los contaminantes secundarios originados a partir de sus emisiones. Los sulfatos contribuyen con el 98% de los impactos totales causados por los contaminantes secundarios formados por las emisiones de estas plantas. Esta situación no afecta la relevancia de los impactos causados por los nitratos, ya que también representan un monto monetario significativo.

La valoración económica se enfocó en tres impactos de largo plazo: mortalidad crónica; bronquitis crónica y tos crónica, así como en cinco impactos de corto plazo: días de actividad restringida; visitas a salas de urgencia; ataques de asma y admisiones hospitalarias, incluyendo las cardio-cerebro-vasculares y las respiratorias. Para la morbilidad, el principal impacto en casos por año lo constituyeron los días de actividad restringida, mientras otros impactos de corto plazo más graves totalizan un número significativamente menor de casos, de acuerdo con el principio de gradualidad.

En términos de costo del daño, los impactos causados en la ZMCM por las siete plantas analizadas representan en esta primera aproximación, un costo social anual de aproximadamente 71 millones de dólares de 2000. Dentro de esta estimación, el impacto más relevante es la mortalidad crónica, que comparte el 66% de los costos totales, seguida por los días de actividad restringida, que representan el 17% de los costos totales, porcentaje significativo debido a la carga social que implica y en tercer lugar se muestra la bronquitis crónica, con 13%. Los impactos restantes no tienen el peso económico de los mencionados anteriormente, pero deben ser considerados en una perspectiva social, incluyendo aspectos como la concentración del ingreso, el acceso de la población a servicios de salud y en términos más generales, a la calidad de vida de la población de la ZMCM, así como al diseño de políticas energéticas adecuadas y efectivas.

El análisis presentado de costos por unidad emitida de contaminante y por unidad de electricidad generada muestra que el Saúz tiene los indicadores más altos en sulfatos y nitratos en costos del daño por emisión de contaminante y en costos del daño (nitratos) por kWh generado, en tanto que Manzanillo II registra los menores costos por unidad de contaminante emitida (sulfatos y nitratos), mientras que por unidad de electricidad

generada los menores resultados corresponden a El Sauz en Sulfatos y a Petacalco en nitratos.

El enfoque desarrollado en este trabajo para el análisis de las externalidades producidas por las siete plantas eléctricas analizadas, localizadas fuera de la ZMCM, proporciona una primera perspectiva de la situación de esta zona en términos de impactos a la salud y sus costos económicos, lo que puede constituir un primer apoyo para el diseño de políticas relacionadas con aspectos de energía y salud. Sin embargo, será necesario realizar estudios posteriores enfocados a reducir la incertidumbre generada por los supuestos del modelo simple uniforme, así como a subsanar la falta de información disponible, principalmente meteorológica, y también en aquellos aspectos relacionados con la estimación de la dispersión atmosférica de los contaminantes secundarios, que no fue posible tratar en este nivel del análisis. Otro aspecto que requiere ser analizado con más profundidad es el relativo a la estimación de los costos unitarios de cada impacto para reducir las incertidumbres o la subvaluación de las cifras disponibles, mediante estudios más extensivos en la ZMCM.

Capítulo IV.

La incorporación de las externalidades en el sistema eléctrico mexicano.

Este capítulo aborda el tema de la aplicación de las externalidades calculadas para siete plantas del sistema eléctrico mexicano y cuyos resultados se expusieron en el capítulo 3. Si bien a nivel internacional existe un gran número de propuestas y lineamientos de política al respecto (Viridis, 2001; Rose, Centollela, y Hobbs, 1994; Linares, 2007), la aplicación concreta de las cifras obtenidas en diversos ejercicios de cálculo de externalidades en la gestión ambiental del sector eléctrico aun no ha sido desarrollada del todo. Así, en este capítulo el tema se aborda con los fundamentos teóricos sobre la incorporación de externalidades en el sistema eléctrico; posteriormente se exponen los resultados de un ejercicio cuantitativo a partir de los resultados obtenidos en el capítulo III, sobre la incorporación de las externalidades al despacho eléctrico, lo que permite hacer un primer acercamiento a la evaluación de la efectividad y las limitaciones de estas políticas. Finalmente, se realiza un análisis de los resultados de este ejercicio y su confrontación con las experiencias en otros países, destacando el papel de las energías renovables en los nuevos parámetros para el despacho eléctrico.

4.1 Incorporación de las externalidades en la operación de las centrales eléctricas.

A pesar de la mayor importancia que se le ha conferido al cálculo de las externalidades como un elemento que apoya la toma de decisiones dentro de la política energética, específicamente dentro del sector eléctrico, la mayoría de las investigaciones realizadas se ha concentrado en estudios empíricos (Delgado, et al, 2006; Hirschberg et al, 2004; Kareda, et al 2007) pero los estudios sobre el desarrollo de metodologías para su incorporación en los esquemas de operación y planeación eléctrica son escasos. Sobre este último punto, la literatura disponible identifica como un trabajo básico el método de los suplementos ambientales (environmental adders), desarrollado principalmente por Burtraw y Krupnick (1996). En él se define a un suplemento ambiental como *“...un instrumento monetario, similar a un impuesto por emisiones a excepción de que no se recauda ningún ingreso. Sirven como un precio sombra, representando los costos de oportunidad de la sociedad que son externos a las decisiones financieras privadas de la planta pero que deberían ser considerados por la empresa si desea tomar decisiones socialmente benéficas.”*

4.1.1 Teoría de los precios sombra y de los suplementos ambientales.

En principio, la fijación de un suplemento ambiental debería relacionarse directamente con la estimación de la externalidad. Sin embargo, el ambiente regulatorio involucra una serie de políticas y distorsiones preexistentes que lo alejan de la eficiencia de mercado, tales como: la divergencia entre precio y costo marginal y la falta de políticas regulatorias sobre sustitutos de la electricidad. La presencia de estas distorsiones provoca que la igualación de los suplementos con las externalidades no sea una opción eficiente: mientras mayor sea la elasticidad-precio de la demanda eléctrica y la diferencia entre precio y costo marginal, mayor será la desviación del suplemento respecto a la estimación de externalidades.

- Cálculo de suplementos ambientales.

El planteamiento para la determinación de los suplementos ambientales surgió a mediados de la década de los 90 en Estados Unidos, en el contexto de una industria eléctrica regulada, pero con fuentes generadoras no sujetas a regulación (Burtraw, Palmer, y Krupnick, 1995; Burtraw y Krupnick, 1996) Los supuestos básicos para este modelo son:

- a) El objetivo de la autoridad reguladora en el sector eléctrico es maximizar el bienestar social, sujetándose a la política ambiental establecida por los organismos correspondientes.
- b) Cada planta eléctrica cumple con todas las regulaciones relevantes e intenta minimizar sus costos para cumplir su requerimiento de cubrir la demanda a un precio regulado.
- c) El regulador fija los precios, los cuales varían entre categorías de consumidores, pero son suficientes para cubrir los costos y asegurar la solvencia de la empresa y que no se perciba un exceso de ganancias.
- d) La planta regulada tiene varias opciones tecnológicas.
- e) Los clientes tienen la opción de abastecerse fuera de la red y sustituir su consumo con fuentes alternativas de energía, las cuales tienen sus propios efectos contaminantes y no están sujetas a un costeo social.

El planteamiento parte de que el problema para la empresa es designar cantidades producidas (x y y) entre dos tecnologías de generación (x y y), con emisiones y estructura de costos diferentes para minimizar costos sujetándose a las variables regulatorias (w y a).

$$\min_{x,ex,ey} Y(w,a) = C(x,e^x) + K(w-x,e^y) + a'e^x + a'e^y + I^x (s^x x - e^x) + I^y (s^y (w-x) - e^y) \quad (1)$$

Donde:

Y = costos

$w^o w^s + w^t$ = cantidad de electricidad regulada (Watts) demandada por los consumidores clase s y t .

C = costo de producir x , en donde la producción mínima implica un costo ambiental negativo, y la producción máxima un costo ambiental positivo. ; $C_x > 0$, $C_{xx} > 0$, $C_e < 0$, $C_{ee} > 0$

K = costo de producir y , en donde la producción mínima implica un costo ambiental negativo, y la producción máxima un costo ambiental positivo. $K_y > 0$, $K_{yy} > 0$, $K_e < 0$, $K_{ee} > 0$

x = cantidad producida con la tecnología x

$y^o w - x$ = cantidad de electricidad producida con la tecnología y

a = vector de suplementos para contaminantes $j = 1, \dots, J$

a' = suplementos sobre las emisiones. Las emisiones de cada contaminante j se multiplican por un suplemento para obtener un precio sombra ($a^j e^{ij}$)

e^i = vector de emisiones de contaminantes $j = 1, \dots, J$, indexado para la tecnología i .

I^i = vector de multiplicadores de Lagrange que consideran las restricciones de emisión para la tecnología i

s^i = vector de restricciones exógenas en emisiones j para la tecnología i .

Al establecer sus políticas, el regulador anticipa el comportamiento de la empresa, condicionado a variables regulatorias. En este caso, se parte del supuesto de que el

regulador tiene información perfecta, de forma que no hay detección de problemas de cumplimiento para resolver el problema de la minimización de costos de la empresa. El regulador fija el valor de los parámetros regulatorios para maximizar el beneficio social (W).

$$\max_{w, w^s, w^t, a} W = P^s(z^s) + P^t(z^t) - C(x, e^x) - K(w - x, e^y) - S(u^s) - T(u^t) - F(e) + q (p^s w^s + p^t w^t - C^* - K^*)$$

(2)

donde:

p^k : = función de la voluntad a pagar para el consumidor clase $k = s, t$

u^k = oferta no regulada de servicios de energía demandada por el consumidor clase $k = s, t$

z^k o $w^k + u^k$ = todos los servicios energéticos consumidos por el consumidor clase k

S, T = costo de la oferta no regulada para el consumidor clase s, t

F = función del daño, que convierte los efectos de las emisiones en variables monetarias

q = multiplicador de Lagrange concerniente a los requerimientos de ingreso de la empresa.

P^s, p^t = precio endógeno para las curvas de demanda residual de electricidad

En equilibrio: $S' = P^{s'} = p^s$, y $T' = P^{t'} = p^t$

C^*, K^* = costos condicionales, en función de la solución a la ecuación (1)²¹

A partir de estas ecuaciones, la solución para calcular el suplemento ambiental para cada clase de consumidor queda de la manera siguiente de acuerdo con Burtraw y Krupnick, (1996):

$$a_j = F' * e^j \quad (3)$$

¹ De acuerdo con Guerrien (1998, el término *condicional* se aplica a las variables como los precios y la demanda, resultantes de una condición exógena, lo que se conoce como "estado de la naturaleza". Estos estados no son resultantes de las preferencias o acciones de los individuos.

donde

a_j = vector de suplementos para contaminantes $j = 1, \dots, J$

e^j = externalidades para la tecnología j

y:

$$F = \left(\frac{\varepsilon^w \left[1 - \frac{c^y}{p} \right] + 1}{\frac{\varepsilon^w}{p} e^y + \frac{u}{w} \frac{\varepsilon^{w,k}}{p^k} e^u + 1} \right) \quad (4)$$

donde:

ε^w = elasticidad de la demanda

c^y = costo marginal de la tecnología y

p = precio regulado de la electricidad

e^y = externalidades de la tecnología y

u = cantidad de servicios no regulados consumida

$\varepsilon^{w,k}$ = elasticidad precio cruzada de la oferta no regulada

w = cantidad de electricidad regulada consumida

p_k = precio de la electricidad regulada

e^u = externalidades de servicios energéticos no regulados

donde el suplemento a_j en la tecnología j (en \$/kWh producido) depende linealmente de las externalidades e^j de la tecnología j , (\$/kWh producido), pero es modificado por un factor de ajuste F común a cada tecnología, que refleja los segundos mejores aspectos del problema del bienestar social. El factor de ajuste F se calcula a partir de los precios finales de la electricidad, su elasticidad-precio, la elasticidad cruzada respecto al energético sustituto, las externalidades de la tecnología y de los servicios energéticos no regulados, y el costo marginal.

La ecuación (3) ofrece la condición necesaria de optimalidad cuando el regulador fija dos suplementos que corresponden a dos tecnologías x e y , respectivamente. Puesto que un

suplemento no es pagado realmente, su magnitud no tiene un efecto independiente sobre las inversiones de la empresa; por el contrario, lo que importa es su magnitud respecto a otros suplementos.

4.1.2 Aplicación de los suplementos ambientales en la planeación y el despacho eléctrico

Algunos aspectos sobre la aplicación de los suplementos atañen, en primer lugar, a su utilización en la fase de inversión (creación de capacidad nueva), o en la de despacho eléctrico (operación de la capacidad eléctrica existente). También es importante considerar aspectos relativos al federalismo (o regionalismo) en donde la principal convergencia del costeo social permanece a nivel estatal, pero considerando la importancia que adquieren tanto la polución transfronteriza como la competitividad económica relativa a varios estados. Finalmente, en mercados eléctricos altamente competitivos, podría requerirse el desarrollo de una nueva institución o quizá, el uso de cuotas nacionales de emisión en vez de suplementos estatales u otras políticas regulatorias para internalizar externalidades.

La incorporación de las externalidades en la fase de despacho eléctrico implica considerar los siguientes aspectos (Burtraw y Krupnick, 1996):

1. El sistema debería incluir a todos los generadores de electricidad y usuarios que usen las líneas de transmisión.
2. Los generadores que ofrecen su electricidad deberían reportar su precio de reserva (su precio mínimo de venta). También deberían reportar sus emisiones y otra información relevante para estimar los daños.
3. Los costos externos asociados con cada unidad marginal potencialmente despachada deberían evaluarse mediante un modelo computacional. Este costo debería añadirse al precio de reserva que el despachador requiere usar para despachar electricidad, abarcando desde el precio a costo social más bajo hasta el más alto, llegando al punto en que la demanda sea cubierta. Si el precio de la electricidad de algunos generadores no se ajusta a las externalidades, podrían no ser aceptados para el despacho aun cuando el precio spot rebasara el precio de reserva.

La preferencia por un sistema de despacho de bajo costo social en oposición a la inclusión de suplementos únicamente en los esquemas de planeación eléctrica, obedece a que en estos últimos se corre el riesgo de discriminar a las plantas nuevas, al aplicarles

otros criterios que afectan su costo eficiencia, sobre las plantas existentes, las cuales no verían afectados sus precios por efecto de los suplementos ambientales.

La aplicación de suplementos ambientales dentro del despacho eléctrico es una solución que puede ser efectiva en el corto plazo, ya que no exige de cambios significativos en el marco regulatorio. De la misma forma, las mejoras tecnológicas pueden incorporarse sin representar modificaciones sustanciales a nivel regulatorio y operativo, partiendo del principio de minimización de costos y maximización de beneficios. No obstante, Turner, Pearce, y Bateman (1994) señalan que se corre el riesgo de que la aplicación de suplementos sea una solución parcial, y a largo plazo, inefectiva, que puede representar costos muy elevados o no estar al alcance de todas las empresas que la requieran y también puede ser una fuente de desigualdades en los costos de abatimiento de la contaminación de cada empresa.

4.1.3 Cálculo de suplementos ambientales en el caso de México.

El ejercicio que se presenta en este apartado se realizó utilizando los resultados obtenidos en el capítulo 3 de este trabajo. La información sobre externalidades es, por lo tanto, la correspondiente a la ZMCM, lo que de entrada implicaría que las acciones tendientes a reducir las externalidades están encaminadas a abatir los costos sociales por contaminación de nitratos y sulfatos en esta área. Sin embargo, los beneficios de esta medida se extienden a los poblados ubicados dentro del rango geográfico de cada una de las plantas analizadas, ya que un nivel menor de emisiones de contaminantes de cualquiera de las plantas analizadas implica también menores impactos a la salud.

Para realizar este ejercicio fue necesario recurrir a información adicional, sobre elasticidades precio de la demanda de electricidad, las cuales fueron obtenidas de Saenz de Miera (2004); asimismo, se requirió información sobre costos marginales, los cuales se obtuvieron a del documento realizado por IMC (2006), la cual proporciona los costos marginales del sector eléctrico por tipo de planta,. Cabe señalar que la fuente citada no considera los costos de plantas carboeléctricas o duales, por lo que la cifra asignada a Petacalco corresponde a la de una planta termoeléctrica a combustóleo. En cuanto a la información de precios, se recurrió a los datos generales de la CFE (2007) correspondientes a 2005. Los sectores considerados para la elaboración de los suplementos son: residencial, comercial e industrial, ya que estos contienen la información más confiable. En 2005, estos sectores representaron en conjunto el 91.4% de la demanda eléctrica total. La información utilizada se muestra en la tabla IV.2.

**Tabla IV.2. Variables económicas de plantas eléctricas seleccionadas
(pesos de 2005)**

	El Sauz	Salamanca	Villa de Reyes	Altamira	Tuxpan	Manzanillo I	Manzanillo II	P. E. Calles (Petacalco)
tecnología	C.combinado	vapor	vapor	vapor	vapor	vapor	vapor	dual
combustible	GN	C-GN	C	C-GN	C	C	C	CAR-C
región	Bajío	Bajío	Ags-SLP	Huasteca	Oriental	Manzanillo	Manzanillo	Lázaro Cárdenas
precio medio residencial (\$kWh)	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81
precio medio industrial (\$kWh)	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94	0.94
precio medio servicios (\$kWh)	2.09	2.09	2.09	2.09	2.09	2.09	2.09	2.09
elasticidad-precio residencial	-0.018	-0.018	-0.018	-0.018	-0.018	-0.018	-0.018	-0.018
elasticidad-precio industrial	-0.653	-0.653	-0.653	-0.653	-0.653	-0.653	-0.653	-0.653
elasticidad-precio servicios	-0.336	-0.336	-0.336	-0.336	-0.336	-0.336	-0.336	-0.336
CMg (\$/kWh)	0.67	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07
externalidades (\$/kg)	0.66	1.40	1.20	1.55	1.55	1.13	1.13	2.55
externalidades (\$/kWh)	0.001	0.018	0.020	0.030	0.028	0.020	0.018	0.015
generación GWh	3193.34	2545.61	3243.04	3776.21	12589.05	5846.36	4331.28	14275.11

Nota: El costo marginal asignado a Petacalco corresponde al de una planta termoeléctrica convencional, ya que no se cuenta con información disponible para esa tecnología.

FUENTE: IMC (2006); Sáenz de Miera (2004);CFE (2007) y cálculos propios a partir del software RiskPoll.

En cuanto a las elasticidades cruzadas que requiere el modelo, no se cuenta con información para el caso de México, por lo que en un principio se asignó un valor arbitrario de -0.3, lo que indica la existencia de bienes complementarios más que sustitutivos, así como un nivel de elasticidad poco significativo. Este supuesto se establece considerando que en México no hay aun las condiciones técnicas, económicas ni regulatorias que posibiliten el cambio inmediato de una tecnología de generación a otra. Otro dato que fue necesario asignar de forma arbitraria es el correspondiente a las externalidades generadas por las fuentes no reguladas, las cuales se establecieron en un nivel equivalente al 50% de las externalidades calculadas para la planta de El Sauz. En este caso, la suposición se considera razonable, ya que la única posibilidad de contar con fuentes no reguladas atañe a las energías tradicionales, a escalas muy pequeñas y de autoconsumo.

El cálculo de los suplementos ambientales sólo tiene sentido si se efectúa comparando tecnologías, lo que se realizó considerando las centrales termoeléctricas a combustóleo y carbón vs una central de ciclo combinado a gas natural. Para este fin, se realizaron las siguientes comparaciones: Salamanca-El Sauz; Villa de Reyes-El Sauz, y Altamira-El Sauz. El hecho de haber seleccionado al Sauz para estos casos obedece a que esta planta muestra un nivel reducido de externalidades en comparación con otras plantas incluidas en este estudio y su generación eléctrica se ubica en un orden de magnitud similar a las plantas con las que se compara. Sin embargo, para otras plantas de mayor tamaño como Petacalco, Manzanillo I y II, y Tuxpan fue necesario suponer una escalación de la planta de El Sauz, considerando que la tecnología de ciclo combinado ofrece esta posibilidad dentro de ciertos límites. Las comparaciones se realizaron conservando los mismos parámetros correspondientes a El Sauz, pero variando el nivel de generación hasta 13,000 kWh para el caso de Petacalco y Tuxpan, y de 5,000 kWh para el caso de Manzanillo I y II. Los resultados de los cálculos se muestran en la tabla IV.3.

Como puede observarse, los factores y suplementos de mayor magnitud corresponden al sector residencial, lo que puede explicarse por el hecho de que es el sector con las tarifas más subsidiadas aun cuando su demanda es sumamente inelástica al precio. En el extremo contrario se ubica el sector industrial, debido a la elevada elasticidad-precio de su demanda eléctrica. Finalmente, el sector comercial se ubica en segundo lugar debido principalmente al elevado precio del suministro eléctrico.

**Tabla IV.3. Suplementos ambientales estimados para plantas seleccionadas,
(pesos de 2005)**

	Salamanca- El Sauz	Villa de Reyes-El Sauz	Altamira -El Sauz	Tuxpan- Planta A ^{1/}	Petacalco- Planta A ^{1/}	Manzanillo I- Planta B ^{2/}	Manzanillo II- Planta B ^{2/}
Factor de ajuste							
residencial	0.997	1.007	1.008	1.007	1.007	1.007	1.007
industrial	0.810	0.810	0.810	0.810	0.810	0.810	0.810
servicios	0.771	0.772	0.772	0.772	0.771	0.772	0.771
Suplemento (\$/kWh)							
residencial	0.018	0.050	0.031	0.028	0.020	0.018	0.015
industrial	0.015	0.041	0.025	0.022	0.016	0.015	0.012
servicios	0.014	0.039	0.023	0.021	0.015	0.014	0.012
Suplemento ponderado (pesos 2005/kWh)	0.015	0.017	0.026	0.023	0.013	0.017	0.016
US cts 2005/kWh	0.140	0.153	0.238	0.216	0.120	0.157	0.143

^{1/} Considera una escalación de la planta de El Sauz hasta una generación de 13000kWh, conservando los mismos valores unitarios de la planta original.

^{2/} Considera una escalación de la planta de El Sauz hasta una generación de 5000kWh, conservando los mismos valores unitarios de la planta original.

FUENTE: Calculo propio a partir de la tabla IV.2

En cuanto a los suplementos resultantes para cada una de las plantas analizadas, si bien fueron calculados utilizando diferentes criterios en función de la magnitud de cada una de las plantas y a su nivel de emisiones, esta estimación se realizó tomando como referencia básica a la planta de El Sauz, por lo que pueden considerarse comparables. El suplemento de mayor magnitud corresponde a Altamira, al ser calculado tomando como referencia a El Sauz, mientras las estimaciones correspondientes a Tuxpan y Petacalco se realizaron contra una planta hipotética, con un nivel de generación anual similar a estas plantas, pero con los mismos indicadores de El Sauz. Lo mismo ocurrió con las dos unidades de Manzanillo.

La aplicación de los suplementos obtenidos en un modelo simplificado del despacho eléctrico se analizará en el siguiente apartado.

4.2 Incorporación de las externalidades en la operación de las centrales eléctricas ².

En este apartado se presenta un ejercicio cuantitativo cuyo objetivo es realizar una aproximación a la aplicación en el despacho eléctrico de suplementos ambientales estimados a partir del cálculo de externalidades. El análisis se aplica, por lo tanto, al tema de las externalidades por contaminantes secundarios en la ZMCM, estableciendo los supuestos necesarios para adaptar un modelo simplificado de despacho a la industria eléctrica mexicana. Cabe señalar que la simplificación del modelo utilizado no permite reproducir en su totalidad las condiciones reales de funcionamiento del sistema eléctrico mexicano, por lo que este ejercicio es de carácter aproximado y analítico. Estudios posteriores deberán de precisar aún más las conclusiones derivadas de este cálculo.

4.2.1 El despacho eléctrico en México.

El despacho de energía eléctrica para servicio público en México se realiza de forma centralizada, a través del Centro Nacional de Control de la Energía (CENACE), que es la entidad encargada de la planeación, dirección, supervisión, coordinación y control del despacho y la operación del SEN, y su campo de acción involucra a todas las unidades de generación eléctrica interconectadas al SEN, correspondientes a permisionarios para autoabastecimiento y cogeneración, y a la Comisión Federal de Electricidad, así como a empresas privadas que producen electricidad para servicio público con interconexiones en

cualquier nivel de tensión²². El CENACE tiene también una función coordinadora en el caso de niveles de tensión menores a 69 kV que no constituyan puntos de interconexión (CFE, 2005a).

En lo referente específicamente al despacho eléctrico, éste se realiza después de recibir las ofertas de energía para servicio público por parte de las centrales eléctricas, considerando en orden creciente: el costo total de corto plazo o el precio propuesto, hasta donde los requerimientos de la demanda queden cubiertos en cada momento. Este proceso se realiza conservando los valores de generación hidráulica obtenidos a través de la planeación de la operación a mediano y corto plazo, por parte de la CFE y acatando los márgenes de reserva energética de los embalses.

Los elementos que intervienen en el despacho eléctrico son: la demanda estimada; el área geográfica de la central de la CFE y de permisionarios para autoabastecimiento, cogeneración y para servicio público y las restricciones de red; la disponibilidad hidráulica; la disponibilidad de todas las unidades generadoras; las cargas interrumpibles, y los costos totales de corto plazo de la energía eléctrica, o los precios ofertados por los gerentes de las plantas de CFE y los permisionarios mencionados.

Cada uno de estos productores recibe diariamente por parte del CENACE el programa de despacho específico, hora por hora para el día siguiente, y una condición es respetar en todo momento las restricciones del SEN, así como los flujos máximos derivados de las restricciones de red entre regiones. Asimismo, en el caso de que las condiciones del SEN se modificaran durante la aplicación del predespacho horario, el CENACE elabora un redespacho, que incluye la información actualizada de asignación y valor de generación de las unidades generadoras.

Por su parte, el generador debe informar al CENACE sobre la disminución de la capacidad disponible por fallas o situaciones imprevistas. Además, no podrá conectarse al SEN sin autorización, ni modificar de forma unilateral su generación a excepción de una emergencia.

Con el fin de realizar el ejercicio cuantitativo sobre la aplicación de las externalidades en el despacho eléctrico, los principales aspectos del funcionamiento del sistema de despacho en México descritos en términos generales en estas líneas se reproducirán en el modelo simplificado que se utilizará para este fin y que se describe en la siguiente sección.

²² Cabe señalar que este estudio se realizó con datos de 2005, por lo que aun se considera la existencia de la Compañía de Luz y Fuerza del Centro.

4.2.2 El modelo Orced.

El modelo Orced (Oak Ridge Competitive Electricity Dispatch) fue desarrollado por el Oak Ridge Laboratory a raíz de los cambios observados en el mercado eléctrico de EU al inicio de la década de los 90 (Hadley y Hirst, 1998). Estos cambios se caracterizaron principalmente por: una mayor competencia entre generadores; una separación funcional o desintegración de plantas eléctricas hasta entonces integradas verticalmente; la creación de operadores independientes del sistema para dirigir la operación en tiempo real de las redes eléctricas, y el surgimiento de una variedad de sistemas de comercialización al mayoreo de la energía. De esta forma, Orced es un modelo de planeación estratégica que tiene por objeto simular las operaciones y los precios resultantes, así como las ganancias de los productores a partir de sistemas competitivos de electricidad al mayoreo.

Orced fue diseñado para complementar, y no para sustituir modelos de despacho eléctrico más complejos. En su versión original, este modelo considera dos sistemas eléctricos conectados por una sola línea de transmisión, sin embargo, pueden introducirse modificaciones que permitan representar un solo sistema, como es el caso del SEN interconectado. El análisis se realiza enfocado a un mercado eléctrico competitivo, más que a uno regulado y se enfoca a aspectos relacionados con emisiones de SO_2 , NO_x y CO_2 ; efectos de la competencia en productores y consumidores finales en regiones de bajo costo; objetivos de política pública; concentración horizontal del mercado; rentabilidad del generador, y la combinación óptima de generadores nuevos y existentes.

En lo que respecta a los precios, el modelo puede considerar cualquiera de los tres esquemas siguientes:

- a) Un precio spot único en cts/kWh. Si la demanda excede a la oferta, los precios spot suben lo suficiente para suprimir la demanda excedente y alcanzar el nivel de la capacidad disponible de generación. Esta situación se simula estableciendo un valor para la elasticidad precio.
- b) Un precio spot único más el componente de probabilidad de pérdida de carga. En este caso se especifica un valor para la energía no despachada, que el modelo añade al precio spot único durante las horas de energía no despachada.
- c) Un precio spot único más un precio de reserva de capacidad (\$/kW-año). Los consumidores pagan y los generadores reciben un precio igual a la suma del precio spot por hora más el pago anual de capacidad. El pago a los generadores se ajusta con base en los factores de capacidad, de modo que a mayores tasas de paros planeados y forzosos, menor pago por capacidad.

Los aspectos del sistema eléctrico abordados por el modelo Orced son los siguientes:

- Características de la unidad de generación: tipo de unidad (base, intermedia o pico); diferencias en capital y otros costos fijos (\$/kW-año) respecto a costos variables y de combustibles (cts/kWh); despachabilidad y tasas de paro planeado y forzoso.
- Características de la carga y de los consumidores: demanda pico; forma de la curva de carga; elasticidad precio de la demanda y valor de la energía no despachada.
- Portafolio de recursos de generación: mezcla de unidades de generación y relación entre capacidad disponible de generación y demanda pico no restringida.
- Características de la transmisión: capacidad, costo y pérdidas en la línea de transmisión entre ambas regiones.

La representación de los sistemas de carga se realiza en este modelo a partir del uso de curvas de duración de carga. Si bien esta forma de representación permite una gran simplificación en el manejo computacional, tiene el inconveniente de hacer indeterminada la temporalidad de las cargas del sistema, por lo que no se pueden capturar los detalles de operación y costos de los generadores, especialmente de los relacionados con los puntos de carga mínimos y máximos; regímenes térmicos incrementales; tiempos y costos de inicio de operaciones y tiempos mínimos de paro. Por esta razón, el modelo analiza dos temporadas especificadas por los usuarios cada año. Usualmente, la temporada pico incluye los meses de verano o los de invierno, dependiendo de si el sistema se analiza en el pico de alguna de estas estaciones del año. Los insumos para este análisis incluyen la demanda pico y el factor de carga para cada estación y la fracción del año asignada a la temporada pico, con lo que el modelo calcula una curva de duración de carga dividida en tres segmentos.

Por otra parte, debido a que la respuesta de los consumidores a los precios basados en costos marginales puede tener un impacto significativo en los requerimientos y la planeación de la capacidad, Orced puede ajustar las demandas del sistema a los cambios en los precios generales y a los precios en tiempo real, mediante la introducción de dos elasticidades precio: una para la demanda general y la otra para las respuestas a los precios en tiempo real.

Debido a su enfoque en la generación, Orced considera el uso de la electricidad a nivel de sistema, por lo que no se detalla el uso específico en los sectores residencial, comercial e industrial, con lo que las diferencias entre las diversas clases de consumidores en las formas de las curvas de carga y en las pérdidas por transmisión y distribución se tratan a un nivel agregado.

4.2.3 Adaptación del modelo Orced al sistema eléctrico nacional.

Si bien el modelo Orced se diseñó para un mercado eléctrico competitivo, las características del mercado eléctrico nacional, tienden cada vez más hacia una mayor competitividad aun cuando continúa siendo regulado en su mayor parte por la CFE. Esta tendencia se inició a partir de la publicación del reglamento de la Ley del Servicio Público de Energía Eléctrica (PR, 1993) por lo que en 2005 el porcentaje de generación de productores independientes era de 20.8% respecto al total nacional (Sener, 2006b) Por otra parte, el análisis del despacho eléctrico realizado por CENACE realizado en el apartado anterior muestra que este organismo recurre a un mecanismo virtual de competencia entre las plantas de la CFE y los diversos permisionarios, por lo que la utilización del modelo ORCED en este ejercicio se considera apropiada.

Cabe señalar que debido a las simplificaciones del modelo utilizado y a restricciones de la información disponible, este ejercicio representa una aproximación en el funcionamiento del despacho eléctrico una vez incorporadas las externalidades y los suplementos ambientales calculados especialmente para las plantas analizadas en el capítulo 3, y con los cuales se soluciona el aspecto de la menor eficiencia de mercado, resultante de un ambiente regulatorio, como son: la divergencia entre precio y costo marginal y la falta de políticas regulatorias sobre sustitutos de la electricidad, tal y como fue explicado en la sección 4.2 de este capítulo.²³

La caracterización del mercado eléctrico se realizó cubriendo las siguientes etapas:

- a) Delimitación de las plantas eléctricas participantes.

A partir de información de Sener (2007), se estableció un parque de 94 plantas eléctricas, en función de la información disponible en lo correspondiente a las variables que solicita el modelo Orced. De este universo, 24 de ellas operan a base de combustóleo; 30 a gas; 3 a carbón; una a base de uranio y 20 a base de diesel. No se consideraron las plantas ubicadas en los Estados de Baja California y Baja California Sur debido a que no pertenecen al sistema interconectado. En cuanto a la capacidad hidroeléctrica, se incluyeron 17 plantas de entre 50 y 354 MW de capacidad, las cuales se analizaron de forma individual, y el resto se incluyó de forma agregada en el modelo, totalizando una capacidad de 7672 MW.

^{23/} Debido a las simplificaciones y a la configuración del modelo, los montos de emisiones resultantes para el escenario sin suplementos no coinciden con los proporcionados por (SENER, 2007), y que fueron utilizados para calcular las externalidades de las plantas consideradas en el capítulo 3, aun cuando sus órdenes de magnitud se asemejan, por lo que los resultados del ejercicio, si bien son aproximativos pueden considerarse válidos.

Este mismo criterio se aplicó con las plantas geotérmicas, las cuales sumaron 950 MW. La capacidad total del parque eléctrico considerado asciende a 42,523 MW.

Se consideraron 15 plantas de productores eléctricos independientes y el resto corresponde a CFE y a la CLFC, que aun operaba en 2005.

La estimación de los costos fijos de operación y mantenimiento²⁴ se realizó, en el caso de las plantas termoeléctricas, aplicando la fórmula de cálculo establecida por (CFE, 2005b):

$$C_f = 4,135,662 * K^{-0.4785}$$

En donde:

C_f = costo fijo anual (pesos/MW)

K = capacidad de la unidad (MW)

Aun cuando la fuente consultada para calcular esta variable se aplica a proyectos de inversión en nuevas plantas, la aplicación de esta fórmula partió de la consideración de que los costos fijos se determinaron con valores obtenidos de centrales en operación.

Para estimar los costos fijos correspondientes a las demás plantas consideradas en la simulación del despacho (ciclo combinado, turbogas, diesel, pequeñas y medianas hidroeléctricas), se utilizaron los valores proporcionados por CFE (2005b), tomando en cuenta las especificidades de cada planta en cuanto a capacidad de generación. En este caso los valores propuestos por la fuente consultada también se basaron en información correspondiente a plantas en operación, por lo que no se consideran sesgos importantes en los cálculos realizados para este ejercicio.

En el caso de las plantas geotérmicas, incluidas en el modelo Orced de forma agregada, se obtuvo un promedio ponderado de los costos fijos asignados a cada planta a partir de CFE (2005b),

Finalmente, la estimación de los costos fijos para las plantas hidroeléctricas que se consideraron de forma agregada en el modelo se realizó con la fórmula planteada por CFE (2005b):

²⁴ Incluyen salarios, prestaciones, seguro social, servicios de terceros, gastos generales y materiales (excepto el área de operación). No incluye costos de inversión.(CFE, 2005b).

$$C_{fm} = 627,925 * K^{0.5877}$$

Donde:

C_{fm} = costo fijo de mantenimiento (pesos/unidad/año)

K = capacidad de la unidad (MW)

Por su parte, la estimación de los costos variables de operación y mantenimiento²⁵ se calculó, para el caso de las plantas termoeléctricas con un factor de planta mayor al 65% con la siguiente fórmula proporcionada por CFE (2005b):

$$C_V = 12.66 * K^{-0.27}$$

Donde:

C_V = costo variable (pesos/MW neto generado)

K = capacidad de la unidad (MW)

Para las plantas termoeléctricas con factores de planta inferiores al señalado se recurrió a los valores proporcionados por la fuente consultada, de acuerdo con la capacidad de generación correspondiente.

En el caso de las plantas de ciclo combinado, turbogas y diesel, se recurrió a los valores proporcionados por la misma fuente, asignados de acuerdo a la capacidad de generación de cada planta. En el caso de las geotérmicas se utilizó la cifra proporcionada por la fuente consultada para las plantas de Cerro Prieto y Los Azufres.

Para las plantas hidroeléctricas que se incorporaron de forma agregada al modelo, se recurrió a la siguiente ecuación:

$$C_V = 0.4622 * K^{-0.1271}$$

Donde:

C_V = costo variable (pesos/MW neto generado)

K = capacidad de la unidad (MW)

La información referente a estas centrales se muestra en la tabla IV.4.

²⁵ Incluyen materiales del área de operación y aquellos costos del proceso que varían con el volumen de producción de la central (CFE, 2005b).

Tabla IV.4.
Delimitación del parque eléctrico para la estimación del despacho, 2005

Planta	Año constr. ^{1/}	Propiedad ^{1/}	Capacidad (MW) ^{1/}	Combustible ^{1/}	Rég. térmico (BTU/kWh) ^{2/}	Costo variable US¢ /kW ^{3/}	Costo fijo \$/kW-año ^{3/}
Adolfo López Mateos (Tuxpan)	1991	CFE	2100	OIL	8352	0.014	9.2
Altamira	1976	CFE	800	OIL	9286	0.022	14.6
B. Juárez (Samalayuca) –	1985	CFE	316	OIL	9288	0.033	22.7
C. Rodríguez R. (Guaymas II)	1973	CFE	484	OIL	9640	0.028	18.5
Campeche II (Lerma)	1976	CFE	150	OIL	11511	0.033	32.4
Emilio Portes Gil (Río Bravo)	1964	CFE	375	OIL	8987	0.028	20.9
Felipe Carrillo Puerto (Valladolid) -vapor	1992	CFE	75	OIL	11064	0.034	45.2
Francisco Pérez Ríos (Tula)	1991	CFE	1500	OIL	8898	0.015	10.8
Francisco Villa (Delicias)	1964	CFE	399	OIL	9150	0.028	20.3
Guadalupe Victoria (Lerdo)	1991	CFE	320	OIL	8916	0.023	22.6
Guaymas I	1962	CFE	70	OIL	13268	0.041	46.7
Guaymas II	1973	CFE	484	OIL	13268	0.028	18.5
J. A. Pozos (Mazatlán II)	1976	CFE	616	OIL	8878	0.019	16.5
J. D. Batiz (Topolobampo)	1995	CFE	360	OIL	8810	0.022	21.3
La Laguna	1967	CFE	39	OIL	13727	0.041	61.8
M. Alvarez M. (Manzanillo I)	1982	CFE	1200	OIL	8767	0.022	12.0
M. Alvarez M. (Manzanillo II)	1989	CFE	700	OIL	8449	0.019	15.5
Mérida II	1981	CFE	168	OIL	10405	0.027	30.7
Nachi-cocóm	1962	CFE	49	OIL	12351	0.038	55.4
Poza Rica	1963	CFE	117	OIL	11429	0.033	36.5
Puerto Libertad	1985	CFE	632	OIL	8936	0.028	16.3
Punta Prieta II	1979	CFE	113	OIL	10779	0.030	37.2
Salamanca	1971	CFE	866	OIL	9607	0.028	14.0
San Luis Potosí (V. De Reyes)	1986	CFE	700	OIL	8753	0.028	15.5

Tabla IV.4, continuación

Planta	Año constr. ^{1/}	Propiedad ^{1/}	Capacidad (MW) ^{1/}	Combustible ^{1/}	Rég. térmico (BTU/kWh) ^{2/}	Costo variable US¢ /kW ^{3/}	Costo fijo \$/kW-año ^{4/}
Valle de México -vapor.	1963	CFE	228	GAS	4708	0.022	13.9
B. Juárez (Samalayuca II)	1998	CFE	522	GAS	7018	0.085	22.7
Chihuahua II (El Encino)	2001	CFE	423	GAS	7009	0.063	22.7
Dos Bocas	1974	CFE	452	GAS	9942	0.076	22.7
El Sauz	1981	CFE	218	GAS	6691	0.064	26.8
Felipe Carrillo Puerto (Valladolid)	1994	CFE	220	GAS	6403	0.085	26.8
Francisco Pérez Ríos (Tula)	1981	CFE	489	GAS	8002	0.056	22.7
Gómez Palacio	1976	CFE	200	GAS	12652	0.081	26.8
Huinalá	1998	CFE	378	GAS	9033	0.076	26.8
Huinalá II	2000	CFE	450	GAS	6980	0.056	22.7
Presidente Juárez (Rosarito)	2001	CFE	496	GAS	7409	0.054	22.7
Presidente Juárez (Tijuana)	1964	CFE	320	GAS	6911	0.000	16.4
Valle de México	2004	CFE	88	GAS	8499	0.063	26.8
Altamira II	1976	PIE	495	GAS	7448	0.061	22.7
Altamira III y IV	1976	PIE	1036	GAS	7448	0.061	17.4
Campeche	2003	PIE	252	GAS	7448	0.055	26.8
Chihuahua III	2003	PIE	259	GAS	7448	0.063	26.8
El Bajío	2002	PIE	495	GAS	7086	0.061	22.7
Hermosillo	2001	PIE	250	GAS	1211	0.054	26.8
Mérida III	2000	PIE	484	GAS	6695	0.057	22.7
Mexicali	2003	PIE	489	GAS	10542	0.059	22.7
Monterrey III	2002	PIE	449	GAS	7448	0.054	22.7
Naco Nogales	2003	PIE	258	GAS	7448	0.055	26.8
Río Bravo II (Anáhuac)	2002	PIE	495	GAS	7453	0.061	22.7
Río Bravo III	2004	PIE	495	GAS	7448	0.059	22.7
Saltillo	2001	PIE	248	GAS	7020	0.059	26.8
Tuxpan II	2001	PIE	495	GAS	9244	0.054	22.7
Tuxpan III y IV	2003	PIE	983	GAS	4459	0.059	17.4

Tabla IV.4, continuación

Planta	Año constr. ^{1/}	Propiedad ^{1/}	Capacidad (MW) ^{1/}	Combustible ^{1/}	Rég. térmico (BTU/kWh) ^{2/}	Costo variable US¢ /kWh ^{3/}	Costo fijo USD/kW-año ^{4/}
Laguna Verde	1990	CFE	1365	NUC	10340	0.035	49.3
Carbón II	1993	CFE	1400	COA	13664	0.022	33.8
Río Escondido	1982	CFE	1200	COA	14672	0.022	33.8
Plutarco E. Calles (Petacalco)	1993	CFE	2100	COA	6864	0.032	34.6
Caborca Industrial	1970	CFE	42	DIS	2556	0.035	23.6
Cancún	1974	CFE	102	DIS	2459	0.015	11.0
Chankanaab	1968	CFE	52	DIS	2668	0.014	23.6
Chávez	1971	CFE	28	DIS	16673	0.010	23.6
Chihuahua I	1972	CFE	64	DIS	3067	0.035	23.6
Ciprés	1981	CFE	55	DIS	3749	0.210	23.6
Ciudad Constitución	1984	CFE	33	DIS	2834	0.200	23.6
Ciudad Del Carmen	1986	CFE	14	DIS	2838	0.009	23.6
Ciudad Obregón	1972	CFE	28	DIS	2838	0.031	23.6
Culiacán	1990	CFE	30	DIS	2278	0.014	23.6
Esperanzas	1971	CFE	12	DIS	2866	0.035	23.6
Fundidora (Monterrey)	1971	CFE	12	DIS	2800	0.035	23.6
Las Cruces	1969	CFE	43	DIS	2778	0.040	23.6
Leona (Monterrey)	1972	CFE	24	GAS	23398	0.035	23.6
Mérida II	1981	CFE	30	DIS	2800	0.021	23.6
Monclova	1975	CFE	48	DIS	19177	0.035	23.6
Nizuc	1980	CFE	88	DIS	2150	0.037	23.6
Parque Juárez	1974	CFE	87	DIS	3083	0.024	23.6
Parque Juárez (Industrial)	1977	CFE	18	DIS	3790	0.024	23.6
Presidente Juárez (Tijuana)	1964	CFE	210.	DIS	12874	0.213	23.6
Universidad (Monterrey)	1965	CFE	24	DIS	20266	0.035	23.6
Xul-Há	1980	CFE	14	DIS	3156	0.023	23.6

Tabla IV.4, continuación

Planta	Año constr. ^{1/}	Propiedad ^{1/}	Capacidad (MW) ^{1/}	Combustible ^{1/}	Rég. térmico (BTU/kWh) ^{2/}	Costo variable US¢ /kWh ^{3/}	Costo fijo USD/kW-año ^{4/}
Hidroeléctricas ^{4/}		CFE	7672	HIDRO	10251	0.004	0.82
Geotérmicas ^{5/}		CFE	950	GEO	10251	0.004	0.05

FUENTE: ^{1/}(SENER, 2007) .

^{2/} Calculado con datos de (SENER, 2007). Para hidroeléctricas y geotérmicas se consideró el equivalente energético en energía primaria reportado por (SENER, 2006a).

^{3/} Calculado a partir de datos de (CFE, 2005b).

^{4/} Calculado a partir de CFE (2005b).

^{5/} Incluye las plantas de: Aguamilpa Solidaridad, Angostura, Chicoasén, Caracol, Huites, Infiernillo, Malpaso y Peñitas.

^{6/} Incluye las plantas de Los Azufres, Cerro Prieto I a IV, Humeros y Tres Vírgenes.

La incorporación de plantas hidroeléctricas pequeñas y medianas al modelo, se realizó con el objetivo de simular el comportamiento de una fuente de energía renovable con y sin la inclusión de los suplementos ambientales. Puesto que el modelo ORCED funciona principalmente mediante el principio de la economía de operación, se requirió manipular los costos variables de las centrales hidroeléctricas consideradas, los cuales son muy reducidos, para generar unos precios de despacho similares a los de otras tecnologías, y de esta forma observar las variaciones en el factor de planta de estas centrales, y de las emisiones totales de contaminantes una vez añadidos los suplementos ambientales. La información correspondiente a las plantas hidroeléctricas consideradas se muestra en la tabla IV.5.

Tabla IV.5.
Delimitación de las plantas hidroeléctricas pequeñas y medianas para la estimación del despacho, 2005.

Planta	Año constr.^{1/}	Propiedad^{1/}	Capacidad (MW)^{1/}	Combustible^{1/}	Rég. térmico (BTU/kWh)^{2/}	Costo variable US¢ /kWh^{3/}	Costo fijo USD/kW-año^{3/}
Agua Prieta (V.G. Farías)	1993	CFE	240	WAT	10251	6.5	10.1
Cóbano	1955	CFE	52	WAT	10251	7.7	22.3
Colimilla	1950	CFE	51	WAT	10251	7.7	22.3
Comedero (Raúl J. Marsal)	1991	CFE	100	WAT	10251	7.2	17.1
Cupatitzio	1962	CFE	72	WAT	10251	7.2	18.0
El Fuerte (27 de septiembre)	1960	CFE	59	WAT	10251	7.7	22.3
El Novillo (P. Elías Calles)	1964	CFE	135	WAT	10251	7.2	17.1
Humaya	1976	CFE	90	WAT	10251	7.2	18.0
La Amistad	1987	CFE	55	WAT	10251	7.7	22.3
Lerma (Tepuxtepec)	1930	CFE	57	WAT	10251	7.7	22.3
Mazatepec	1962	CFE	220	WAT	10251	6.5	9.1
Necaxa	1905	CFE	107	WAT	10251	7.2	17.1
Patla	1954	CFE	39	WAT	10251	7.7	22.3
Santa Rosa (M.M. Diéguez)	1964	CFE	51	WAT	10251	7.7	22.3
Temascal	1959	CFE	354	WAT	10251	6.5	9.1
Villita (José Ma. Morelos)	1973	CFE	280	WAT	10251	6.5	9.1
Zimapán (F. Hiriart)	1996	CFE	292	WAT	10251	6.5	9.1

FUENTE: ^{1/} (SENER, 2007) Se consideró el equivalente energético en energía primaria reportado por (SENER, 2006a).

^{2/} Calculado con datos de (SENER, 2007).

^{3/} Calculado a partir de datos de (CFE, 2005b). El costo variable real fue multiplicado por un factor de 3000 para simular un precio de despacho similar al de las plantas termoeléctricas.

b) Operación del sistema eléctrico.

La operación del sistema eléctrico se modeló a partir de las variables contenidas en la tabla IV.6. La demanda pico es calculada por el modelo Orced una vez que se han establecido los periodos pico y no-pico del año y se han declarado los valores para la demanda de cada sector. En el caso de este estudio, los periodos pico y no pico se determinaron a partir de las fechas de inicio y conclusión del horario de verano, recurriendo a los datos de CENACE (2005, 2006). De esta forma, el período pico comprende del 3 de abril al 30 de octubre de 2005, lo que equivale al 58% de los días del año, en tanto que el período no pico abarca del 1° de enero al 2 de abril y del 31 de octubre al 31 de diciembre, equivalente al 42% del año. A partir de esta información, el modelo calcula la relación entre demanda pico y demanda no pico, la fracción del año en demanda pico y el factor de planta correspondiente a cada periodo.

El margen de reserva²⁶ también es calculado por el modelo a partir de la estimación de la demanda pico y descontando los periodos de paros planeados y no planeados, los cuales se obtuvieron a partir de información de Hadley y Hirst (1998). La cifra obtenida como margen de reserva es de 19.8%, similar a la observada en México.

Tabla IV.6:

Variables de operación del sistema eléctrico

Demanda pico MW) ^{1/}	35,500
Relación no pico-pico: ^{2/}	71.8%
Fracción del año en demanda pico: ^{2/}	58.0%
Factor de planta ^{2/}	
• en temporada pico	72%
• en temporada no pico	70%
Margen de reserva	19.8%

FUENTE: ^{1/} Calculado con el modelo ORCED.

^{2/} (CENACE, 2005), (CENACE, 2006)

²⁶ Es la diferencia entre la capacidad y la demanda máxima dividida entre la demanda máxima. Generalmente se expresa en porciento (CFE, 2005b).

c) Precios de la energía.

Los precios de la energía se calcularon a partir de información de precios de los combustibles utilizados por CFE correspondiente a 2005 (CFE, 2010). La Tabla IV.7 muestra los precios calculados para este ejercicio.

Tabla IV.7.
Precios de combustibles para generación eléctrica.

Combustible	USD/ MBtu
Gas	7.45
Carbón	2.25
Combustóleo	7.27
Uranio	0.00
Agua	0.02
Diesel	11.55

FUENTE; (CFE, 2010).

Cabe señalar que estos precios fueron convertidos en dólares por MBTU, ya que esta unidad es la requerida por el modelo Orced.

d) Adición de los suplementos ambientales.

Los suplementos ambientales calculados previamente se añadieron a los costos variables de las plantas consideradas. Cabe señalar que debido a la metodología aplicada para su cálculo, la planta de El Sauz únicamente incorporó la externalidad calculada en el capítulo 3, cuyo monto es significativamente menor que en el caso de las plantas a combustóleo o la planta dual de Petacalco. Las cifras resultantes se muestran en la tabla IV.8.

Tabla IV.8.
Costos variables de plantas seleccionadas, con y sin incorporación de suplementos ambientales.

Planta	Costo variable sin suplemento (¢/kwh)	Costo variable con suplemento (¢/kwh)
Adolfo López Mateos (Tuxpan)	0.014	0.230
Altamira	0.022	0.260
Manzanillo I	0.022	0.179
Manzanillo II	0.019	0.162
Salamanca	0.028	0.168
Villa de Reyes	0.028	0.181
Petalcalco	0.035	0.155
El Sauz	0.064	0.072 ^{1/}

^{1/} Únicamente se consideró el valor de la externalidad calculado en el capítulo 3..

FUENTE: Elaboración propia a partir de los resultados de SIMFACTS y de (CENACE, 2005),

(CENACE, 2006), (CFE, 2005b)

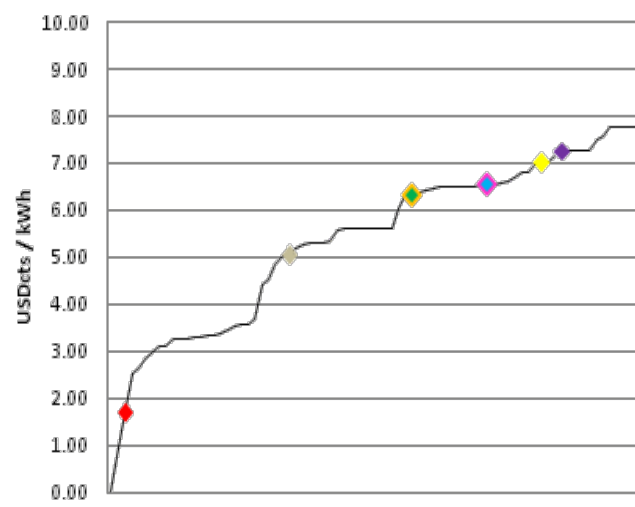
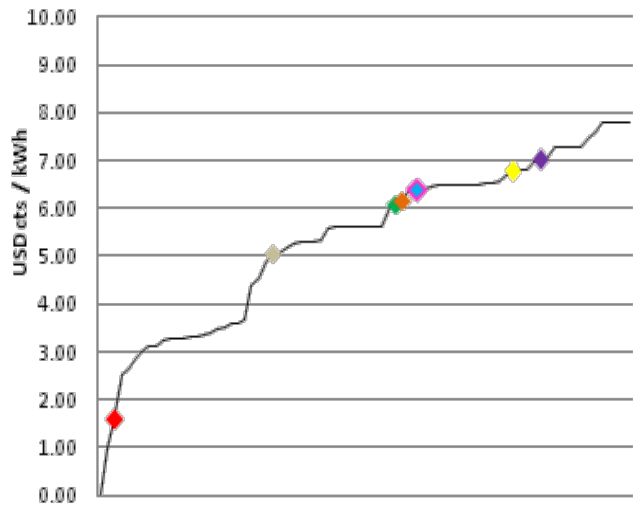
Cabe señalar que aun cuando la planta de vapor de Tula no se incluyó en el estudio realizado en el capítulo III, se le asignó un suplemento de 0.140 USD cts/kWh, correspondiente a la planta de Salamanca al ser este el suplemento de menor magnitud de las plantas termoeléctricas analizadas. El objetivo de esto fue añadir a esta planta un valor conservador que generara una disminución en su factor de planta en el escenario con suplemento ambientales, ya que la omisión de este valor propiciaba que el factor de planta de Tula aumentara significativamente como una forma de compensar la menor actividad de las plantas termoeléctricas con suplemento ambiental.

Como resultado de este ejercicio se obtuvo que en el escenario sin suplementos ambientales, las plantas termoeléctricas tienen costos variables inferiores a los correspondientes a las centrales de Petalcalco y El Sauz. Sin embargo, esta situación cambia después de añadirse los suplementos ambientales. El impacto de esta modificación de los costos variables en los precios de despacho se muestra en las gráficas IV.1 y IV.2. De esta forma, pueden apreciarse varias tendencias:

- a) En el caso de la planta de ciclo combinado de El Sauz el precio de despacho se incrementa en 0.2% al pasar de 5.05 c/kWh a 5.06 c/kWh. Lo anterior se debe

principalmente a que esta planta sólo incorpora el valor de la externalidad generada y no un suplemento ambiental, ya que se usó como referencia para calcular los suplementos de las demás plantas consideradas en este estudio.

- b) Para el caso de Petacalco el precio aumenta de 1.58 c/kWh a 1.70 c/kWh, lo que implica un incremento de 7.5%; si bien este es el mayor incremento observado para todas las plantas consideradas, la baja magnitud de su precio de despacho la ubica como una de las plantas más económicas del sistema eléctrico, dentro del ejercicio realizado.
- c) Las demás plantas consideradas muestran variaciones que van de 2.0% a 3.5% una vez aplicado el suplemento ambiental. La menor variación corresponde a Salamanca, que registra un cambio de 7.01 a 7.15 c/kWh, y que, sin embargo, continúa siendo la planta menos económica de las analizadas en este trabajo. Por su parte, Manzanillo II pasa de 6.16 c/kWh a 6.30 c/kWh, lo que implica un aumento de 2.3%, que se atribuye a que el suplemento calculado para esta planta es relativamente reducido en comparación con el resto de las termoeléctricas consideradas. En el caso de Villa de Reyes esta variación se da en 2.4% al pasar de 6.39 a 6.54 c/kWh, mientras que para Manzanillo I la variación porcentual es de 2.5%, al pasar de 6.39 a 6.55 c/kWh. Las plantas termoeléctricas que muestran la variación más significativa en el precio de despacho, de 3.5% son: Altamira, que pasa de 6.77 a 7.01 y Tuxpan, cuyo precio cambia de 6.08 c/kWh a 6.30 c/kWh.



IV.1 Sin suplemento

IV.2 Con suplemento

- ◆ Petacalco
- ◆ El Sauz
- ◆ Tuxpan
- ◆ Manzanillo I
- ◆ Manzanillo II
- ◆ Villa de Reyes
- ◆ Altamira
- ◆ Salamanca

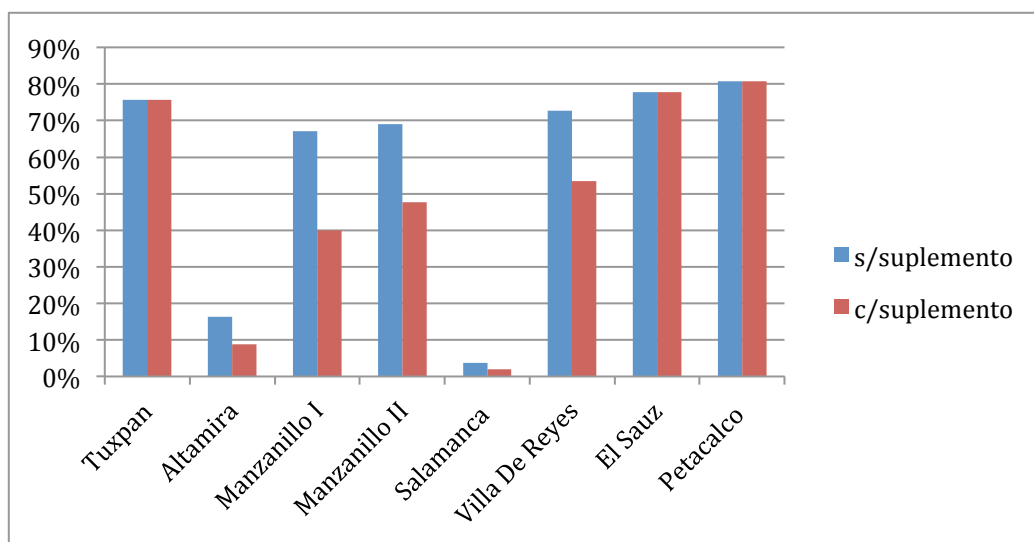
FUENTE: Elaboración propia a partir de los resultados de los modelos SIMPACTS y ORCED

Gráficas IV.1 y IV.2.

Precios de despacho de plantas eléctricas seleccionadas sin y con suplemento ambiental

Sin embargo, la magnitud de la variación del precio de despacho no se refleja de la misma manera en el factor de planta (ver gráfica IV.3), ya que afecta a Altamira, Manzanillo I y II, Salamanca y Villa de Reyes. Los casos más significativos corresponden a Villa de Reyes, cuyo factor de planta se reduce del 73% al 53%, y a Manzanillo I que pasa de 67% a 40%. En el caso de Altamira y Salamanca, cuyo factor de planta es muy reducido incluso en el escenario sin suplementos, el costo variable registra una menor disminución, al pasar de 16% a 9% en Altamira y de 4% a 2% en Salamanca, siendo esta planta la menos económica del conjunto de plantas analizadas.

En lo que corresponde al factor de planta por tipo de tecnología, considerando la totalidad del parque eléctrico, la aplicación de los suplementos ambientales a las ocho plantas seleccionadas provoca una variación a la baja en el promedio correspondiente a las plantas termoeléctricas, que pasan de 46.0% a 42.9%; por su parte, las plantas de ciclo combinado muestran un alza, al pasar de 64.8% a 65.3%. El factor de planta de la energía carboeléctrica (entre la que se incluye en este caso a la planta dual de Petacalco, permanece en 82.2%, en tanto que las plantas a diesel mantienen un promedio de 44.1%.



FUENTE: Elaboración propia a partir de los resultados del modelo ORCED.

Gráfica IV.3.

Factor de planta de centrales seleccionadas, con y sin suplemento ambiental.

Por su parte, las plantas hidroeléctricas medianas y pequeñas que fueron incorporadas directamente en el modelo de despacho mostraron en conjunto un aumento del factor de planta promedio, de 29.2% en el escenario sin suplementos, a 41.5% considerando los

suplementos. Si bien el costo variable de estas plantas fue adaptado para simular un precio de despacho similar al de las termoeléctricas, las ventajas ambientales y económicas de algunas de estas plantas respecto a otras tecnologías posibilitaron estos resultados, aun cuando la mayoría de ellas registra un factor de planta significativamente bajo en ambos escenarios. El promedio general del parque eléctrico excluyendo la generación de las grandes hidroeléctricas y la geotérmica varía de 57.4% a 57.2%.

En cuanto a la generación de grandes hidroeléctricas hidroeléctrica y la geotérmica, consideradas de forma agregada en el modelo Orced, el factor de planta no registra variaciones, ya que éste se declara como una variable externa. En el caso de la energía hidroeléctrica, se estableció un factor de planta de 27.0%, correspondiente al promedio de las plantas consideradas. En lo que respecta a la generación geotérmica, el factor de planta se establece en 91.6%, obtenido también como un promedio de las plantas consideradas.

Las variaciones observadas en el factor de planta a partir de la inclusión de los suplementos ambientales indican que el sistema tal y como fue modelado, recurre a fuentes distintas de las tecnologías a base de combustibles fósiles como una forma de evitar recurrir en mayor medida a tecnologías menos eficientes como el turbogas y la combustión interna ante una variación en los costos de las termoeléctricas seleccionadas, resultante de la incorporación de los suplementos ambientales. En última instancia esto revela las ventajas que implica un sistema eléctrico diversificado.

Las variaciones en el factor de planta están directamente relacionadas con el comportamiento de las emisiones de cada una de las centrales analizadas. La tabla IV.9 muestra las reducciones en el volumen de emisiones de las plantas de Manzanillo I (31.1%), Villa de Reyes (26.45%), Altamira y Salamanca (45.98% respectivamente) mientras que el resto de las plantas mantiene sus emisiones sin variación o casi sin ella. Como resultado total, se tiene una disminución de 11.21% en las emisiones de SO_2 , y de 12.63% en las correspondientes a NO_x .

Lo anterior muestra que en los niveles de operación establecidos para el sistema eléctrico en este ejercicio, la adición de los suplementos ambientales es efectiva para las plantas termoeléctricas menos económicas de la muestra seleccionada, lo cual no necesariamente está asociado con el volumen total de emisiones de contaminantes de cada una de ellas ni con la magnitud de las externalidades que se generan por los contaminantes secundarios producidos a partir de sus emisiones de SO_2 y NO_x . Sin embargo, a un nivel agregado, la medida posibilita una reducción de emisiones de contaminantes primarios, precursores de sulfatos y nitratos, por lo que puede considerarse favorable para mitigar el problema analizado en el capítulo 3 de este trabajo.

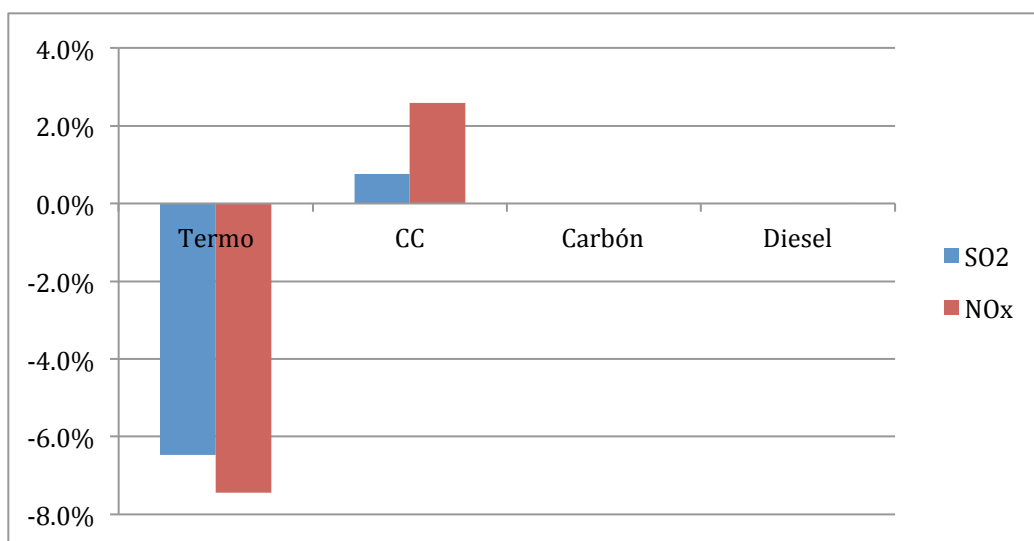
Tabla IV.9. Emisiones de contaminantes primarios de plantas eléctricas seleccionadas, 2005 (Miles de toneladas).

	SO ₂			NO _x		
	s/ supl.	c/ supl.	Variación	s/ supl.	c/ supl.	Variación
Tuxpan	255.8	255.7	-0.03%	16.9	16.9	-0.03%
Petalcalco	97.7	97.7	0.0%	0.7	0.7	0.00%
Manzanillo I	132.7	91.4	-31.09%	9.3	6.4	-31.09%
Manzanillo II	76.5	75.5	-1.26%	5.7	5.6	-1.26%
Villa.De Reyes	74.5	54.8	-26.45%	5.7	4.2	-26.45%
El Sauz	0.1	0.1	0.00%	2.1	2.1	0.00%
Altamira	23.4	12.6	-45.98%	1.5	0.8	-45.98%
Salamanca	3.7	2.0	-46.68%	0.3	0.2	-46.68%
Total	664.3	598.8	-11.21%	42.3	36.9	-12.63%

FUENTE: Estimación propia a partir de los modelos SIMPACTS y ORCED.

Considerando todas las plantas analizadas, la reducción en las emisiones de contaminantes primarios una vez aplicados los suplementos es de 4.9% para SO₂ y de 0.7% para los NO_x. A nivel de todo el parque eléctrico considerado en este ejercicio, la gráfica IV.4 muestra que las plantas termoeléctricas son las únicas que reducen sus emisiones de SO₂, al pasar de 873 a 817 MT, lo que implica una reducción de 6.5%. En el caso de los NO_x, esta reducción es de 7.4% pasando de 61.3 a 56.7 MT. Esta reducción menor en comparación con la de las plantas termoeléctricas seleccionadas indica una compensación de la baja del factor de planta de Altamira, Salamanca, Manzanillo I y Villa de Reyes con un mayor factor de planta de otras centrales cuyas externalidades no fueron calculadas en este estudio, y que, a excepción de Tula, no fueron incorporadas al modelo de despacho eléctrico utilizado suplementos ambientales, siendo los casos más significativos el de Emilio Portes Gil (que pasa de 23% a 43%), Lerdo (de 40% a 60%), Mazatlán II (de 62% a 70%), Topolobampo (de 65% a 72%) y Puerto Libertad (de 31% a 58%).

En el caso de las plantas que no operan a combustóleo, las que utilizan carbón mantuvieron constante su nivel de emisiones, las cuales se ubicaron en 265.6 MT de SO₂ y de 0.9 MT de NO_x, esto aun cuando se consideraron las externalidades calculadas para la planta de Petacalco. La misma situación se observó con las plantas a diesel, que mantuvieron sus emisiones en 12.9 y 22.5 MT respectivamente y que no tienen incorporadas externalidades en ninguno de los escenarios calculados. Por su parte, las plantas de ciclo combinado incrementaron ligeramente sus emisiones, ya que en el caso del SO₂, se observó un crecimiento de 0.8%, en tanto que las emisiones de NO_x aumentaron en 2.6%, ubicándose en 1.8 y 119.4 MT respectivamente.



FUENTE: Elaboración propia a partir de los resultados de los modelos SIMPACTS y ORCED.

Gráfica IV.4.
Incremento/reducción de emisiones de SO₂ por tipo de planta al aplicar suplementos ambientales.

Si bien el cálculo realizado arroja resultados modestos a nivel de todo el parque eléctrico, los beneficios que el abatimiento de emisiones de las plantas consideradas tiene para la ZMCM en lo correspondiente a los impactos de contaminantes secundarios como los sulfatos y los nitratos no puede considerarse desdeñable. Por otra parte, considerando que el objeto de este análisis se circunscribió a la ZMCM, cabe considerar la posibilidad de realizar un estudio más completo, en cuanto a cobertura geográfica, número y tipo de plantas consideradas, y al tipo de contaminantes utilizando modelos atmosféricos y de despacho eléctrico más complejos en etapas posteriores. Asimismo, los resultados de este ejercicio refuerzan la idea de realizar evaluaciones que incluyan el cálculo de externalidades y suplementos ambientales para la totalidad del parque termoeléctrico, utilizando modelos más elaborados.

4.3 ¿Hacia nuevos paradigmas de generación eléctrica?

Los resultados del ejercicio realizado en el apartado anterior, aun cuando no se extienden a la totalidad del parque eléctrico nacional, coinciden con los hallazgos de ejercicios de

incorporación de externalidades realizados a nivel internacional en los siguientes aspectos:

- a. Un incremento en el precio de la electricidad, resultante de la incorporación de los suplementos ambientales en los costos variables de las plantas seleccionadas. A este respecto, el ejercicio realizado con los resultados de Extern-e para el sector eléctrico español por (Elena, Rodríguez, & Sánchez, 2002) indica un encarecimiento de los precios de la energía en el pool eléctrico español resultante de la incorporación de las externalidades al despacho eléctrico. Sin embargo, cabe mencionar que en el caso de México la incorporación de las externalidades no se vería necesariamente reflejada en un aumento de los precios al consumidor final proporcional al precio de despacho debido la política de subsidios al consumo en ciertas tarifas, la cual genera diversas distorsiones en el mercado eléctrico que serán abordadas posteriormente. Por el contrario, en el caso español se plantea que estos precios podrían afectar a los generadores que carezcan de capacidad para sustituir sus fuentes energéticas por otras menos contaminantes. Otros estudios sobre incorporación de externalidades llegan a conclusiones similares, aun cuando fueron realizados con diferentes enfoques metodológicos (Kudelko, 2006; Rafaj & Kypreos, 2007; Klaassen & Riahi, 2007; Nguyen, 2008), sin embargo, el origen de este incremento de precios se atribuye principalmente a la mayor participación de tecnologías de generación más costosas, principalmente las que se basan en fuentes renovables.

- b. La menor participación de tecnologías convencionales en la generación termoeléctrica y el fortalecimiento de sistemas de control de emisiones y del ciclo combinado a gas natural. En el ejercicio realizado en este trabajo, las tecnologías convencionales están representadas por las plantas de vapor a base de combustóleo analizadas en el capítulo 3, las cuales reducen o mantienen constantes sus niveles de operación. Por otra parte, la generación a base de carbón únicamente está representada por la planta dual de Petacalco, la cual mantiene sus niveles de operación debido a que es una de las más económicas del sistema eléctrico nacional. En el caso de los estudios internacionales analizados (Klaassen & Riahi, 2007; Rafaj & Kypreos, 2007; Nguyen, 2008) las tecnologías convencionales se basan principalmente en el carbón. Por otra parte, estos estudios consideran la innovación tecnológica para el abatimiento de emisiones en plantas a base de carbón. Si bien en México se cuenta con información sobre estas tecnologías, sus costos y su impacto en las emisiones de NO_x y SO_2 , (Islas & Grande, 2008), su incorporación al análisis de internalización de externalidades requiere el uso de modelos con un horizonte temporal de mediano y largo plazo, En el caso del ciclo combinado a gas natural, los estudios revisados coinciden en un fortalecimiento de esta tecnología.

- c. Una mayor participación de la hidroelectricidad en la generación eléctrica. Este resultado coincide con el análisis del despacho realizado por Elena, Rodríguez y Sánchez (2002). Por su parte, las estimaciones realizadas por Klaassen y Riahi (2007) muestran un incremento en la participación de la hidroelectricidad en el mediano plazo, y Nguyen (2008) señala una mayor participación de la geotermia. No obstante, cabe precisar que estos resultados dependen de la oferta energética del país o región en la que se realizó el cálculo. En el caso de la geotermia en México, el alto factor de planta con el que operan las plantas existentes no permite visualizar una mayor participación de esta fuente energética en el corto plazo.

- d. Si bien el ejercicio realizado para el caso de México no considera fuentes renovables como la energía eólica, la solar, la mini y microhidráulica, etc. es previsible que su inclusión en el parque de generación eléctrica se justifique por la incorporación de los costos sociales por daños a la salud en el despacho eléctrico, ya que se evidenció que bajo los criterios actuales de despacho eléctrico, la efectividad de la incorporación de los suplementos ambientales también está en función de la diversificación de las fuentes de generación eléctrica y de la estimación de que la inclusión de varias centrales a base de energías renovables, en un despacho eléctrico con estas características, puede tener un sentido económico. En este sentido la creciente percepción a nivel de tomadores de decisiones y de la población en general, de los riesgos de la energía nuclear, aunada al auge de las fuentes renovables de energía como una vía para la producción de electricidad limpia, y como una alternativa a las soluciones convencionales de fin de tubo, ha posicionado a estas últimas como una opción para la diversificación del balance energético de un gran número de países. Sin embargo, la incorporación de estas fuentes a la operación del sistema eléctrico deberá enfrentar todavía fuertes barreras de tipo técnico y económico que implican una menor competitividad respecto a las fuentes convencionales, aun cuando el costo de generación eléctrica a partir de fuentes renovables ha tendido a decrecer como resultado de las mejoras tecnológicas y de mayores economías de escala.

En términos generales, Owen (2006) plantea que la solución a la problemática de los mayores costos de la electricidad generada a partir de fuentes renovables radica en la incorporación de las externalidades ambientales dentro de las tarifas eléctricas de manera que las fuentes convencionales reflejen los costos sociales incurridos, creando así condiciones favorables a la transición energética hacia las energías renovables. Las posibles controversias surgidas de las imprecisiones en el cálculo de las externalidades ha conducido a aplicar otras medidas que reflejen una segunda mejor opción. Estas soluciones se visualizan, según (Menanteau, Minon, & Lamy, 2003) a través de una intervención del Estado a partir del diseño de políticas públicas que permitan a estas

fuentes competir con las tecnologías convencionales de generación eléctrica, aplicando una amplia variedad de medidas que van desde el comando y control hasta mecanismos de mercado de emisiones o de bonos verdes.

En el caso de México, la aplicación eficaz desde el punto de vista social de los suplementos ambientales en el despacho eléctrico implica resolver la cuestión de los subsidios al consumo de electricidad. Este punto ha generado una gran polémica en los últimos años, ya que, a pesar de aplicarse con un objetivo de equidad, al buscar apoyar a los sectores más desfavorecidos, se ha demostrado que los subsidios a las tarifas eléctricas residenciales en México están lejos de alcanzar esa condición (Rodríguez y Sheinbaum, 2002; Komives et al, 2009; Scott, 2011). Por otra parte, la aplicación de subsidios al consumo eléctrico conlleva los siguientes aspectos (Komives et al, 2009):

- a) Un costo económico que requiere ser cubierto, ya sea por otros consumidores o por el gobierno. En este último caso, los efectos pueden reflejarse de manera indirecta en una menor inversión en la expansión, mejora y mantenimiento del sistema eléctrico.
- b) Una distorsión en los precios, que se traduce en menores estímulos a los consumidores para realizar medidas de ahorro y uso eficiente y, por lo tanto, en mayores niveles de demanda.
- c) Mayores costos ambientales, debido a la mayor actividad de generación requerida para cubrir la demanda eléctrica.

Aun cuando el sistema eléctrico incorpore los suplementos ambientales al despacho, las distorsiones que genera la existencia de subsidios tal y como se aplican actualmente puede contrarrestar los efectos deseados, por lo que la aplicación eficiente de esta medida requiere también abordar el problema de los subsidios de forma gradual y equitativa.

4.4 Conclusiones del capítulo IV.

Una de las medidas para la internalización de externalidades que ha mostrado mayor efectividad es su incorporación al despacho eléctrico, la cual comenzó a considerarse a hacia mediados de la década de los 90 en Estados Unidos, dentro del esquema de planeación integrada de recursos. Sin embargo, la transformación de los mercados eléctricos hacia un esquema crecientemente competitivo, junto con la incorporación

paulatina de fuentes nuevas y renovables de energía eléctrica, generaron el concepto de “suplemento ambiental”, el cual se basa en la externalidad calculada multiplicada por un factor de ajuste que refleja las imperfecciones en el mercado eléctrico provocadas por la persistencia de esquemas centralizados de generación. Estos suplementos fueron considerados para el ejercicio de incorporación de externalidades realizado para el mercado eléctrico mexicano. La simulación realizada en este capítulo, a pesar de sus limitaciones, ilustra la posibilidad de aplicar una medida como esta en términos de reducción de emisiones de NO_x y SO_2 , aun cuando esto implica la reducción en la actividad de algunas de las plantas termoeléctricas analizadas, y una mayor actividad en otras centrales. Si bien en el corto plazo esta situación puede resolverse con el parque eléctrico existente, puede introducir algunas distorsiones que en el mediano plazo implican otro tipo de costos o requerimientos de inversión.

Los resultados del ejercicio realizado en este capítulo muestran ciertas tendencias similares a las obtenidas en estudios internacionales. Entre los más importantes está el incremento de los precios de la electricidad como resultado de la incorporación de los suplementos ambientales; una menor participación de las tecnologías convencionales en la generación eléctrica; una mayor participación de la hidroelectricidad y, en términos generales, un mayor potencial para la incorporación de fuentes renovables a la generación, lo que requerirá de medidas de política adicionales para compensar los mayores costos de generación de estas fuentes, ya sea mediante la inclusión de las externalidades de las fuentes convencionales, o con medidas de política adicionales como los mecanismos de comando y control, el mercado de emisiones o los bonos verdes. Otro aspecto que será necesario abordar es el referente a los subsidios al consumo de electricidad, ya que su aplicación bajo los esquemas actuales no sólo tiene un carácter regresivo, sino que representa un costo económico que se refleja en menores inversiones en la expansión, modernización y mantenimiento del sistema eléctrico; un desincentivo a medidas de ahorro y uso eficiente y mayores costos ambientales.

Conclusiones.

La importancia que reviste el cálculo de las externalidades producidas por la generación eléctrica se evidencia en los recientes cambios en la normatividad, principalmente en la Ley del Servicio Público de Energía Eléctrica y en la Ley para el Aprovechamiento de Energías Renovables, en donde se establecen los lineamientos iniciales para el cálculo de estos indicadores a nivel nacional, lo cual resalta la vigencia que este tema tendrá en el ámbito académico y político durante los próximos años.

Dentro del sector eléctrico se han establecido diversos métodos cuantitativos y cualitativos para estimar las externalidades ambientales; los enfoques utilizados con más frecuencia recurren al uso de modelos atmosféricos complejos; estudios epidemiológicos y criterios de valoración muy detallados, demandando una gran capacidad de procesamiento y almacenamiento de información.

En la presente investigación se analizaron los efectos en la salud humana de dos contaminantes secundarios; específicamente de los sulfatos (SO_3) y los nitratos (NH_3), generados a partir de las emisiones de bióxido de azufre (SO_2) y óxidos de nitrógeno (NO_x) de plantas eléctricas a base de combustibles fósiles. La transformación de estos contaminantes primarios en secundarios se realiza mediante una serie de procesos atmosféricos no lineales, convirtiéndose en partículas finas ($\text{PM}_{2.5}$), que se caracterizan porque son capaces de desplazarse atmosféricamente a través de cientos de kilómetros de la fuente de origen, y que por su tamaño pueden generar diversos padecimientos de corto y de largo plazo en las poblaciones humanas expuestas a estos compuestos, cuya evaluación puede realizarse mediante estudios toxicológicos o epidemiológicos. Los casos analizados en este trabajo se refieren a siete plantas eléctricas pertenecientes a la CFE: Altamira, Tuxpan, Salamanca, Villa de Reyes, Manzanillo I y II, Petacalco y el Saúz.

El área sobre la que se realizó este estudio es la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) y se buscó evaluar las externalidades generadas por las siete plantas mencionadas, las cuales están ubicadas fuera de la zona de estudio. La delimitación de la ZMCM consideró criterios de conurbación, funcionalidad y la existencia de dos áreas geográficas, conformadas por las 16 delegaciones políticas del Distrito Federal y 35 municipios conurbados del Estado de México. La superficie de la ZMCM es de 4979 km², representando el 0.25% de la superficie total de la República Mexicana. El sistema montañoso que rodea a la ZMCM, junto con su ubicación geográfica no son propicios para que la atmósfera tenga una ventilación adecuada. Los principales flujos de aire en la zona son de una gran complejidad y varían día con día. La zona es afectada por patrones de circulación del viento inducidos por factores térmicos y topográficos, y se identifica el

predominio de corrientes de aire del norte, resultante de los sistemas meteorológicos de macroescala. Asimismo, el aire que circula en la zona conforma una corriente ciclónica, que evidencia la influencia de la brisa de montaña y de valle, que corren desde y hacia las zonas altas circundantes.

La cuantificación de las externalidades realizada en este trabajo se basa en el método de vías de impacto, sin embargo, la falta de datos, especialmente a nivel regional, hizo necesario aplicar un modelo simple uniforme, el cual fue desarrollado como una alternativa de cálculo de externalidades ambientales cuando no se dispone de información y recursos cuantiosos, y su aplicación en el contexto de esta investigación requirió de una adaptación para poder estimar las externalidades ambientales producidas en la ZMCM por las siete plantas eléctricas pertenecientes a la CFE ya mencionadas. Todas están ubicadas en un rango de 150 a 600 km respecto a la ZMCM, y el criterio para su selección fue: la tecnología (vapor, dual o ciclo combinado); el combustible utilizado (combustóleo, carbón o gas natural), y su ubicación respecto a la ZMCM. Cabe señalar que aun cuando existen tres plantas generadoras cercanas o en la ZMCM, se excluyeron del cálculo debido a que se rompe con los supuestos de uniformidad del modelo utilizado.

Las estimaciones realizadas en esta investigación son una primera aproximación al análisis de la relevancia de los impactos a la salud en la ZMCM, atribuidos a las fuentes de $PM_{2.5}$ provenientes de las siete plantas seleccionadas. Las fuentes de $PM_{2.5}$ en la ZMCM son muy diversas; de 6622 toneladas generadas en la atmósfera en 2004, 57% provino de fuentes móviles; 30% de fuentes de área (principalmente hogares), mientras que las fuentes puntuales contribuyeron con 10%. La formación y presencia de $PM_{2.5}$ en la atmósfera de la ZMCM, como resultado de diversas actividades económicas o de fenómenos naturales introduce un factor de incertidumbre al cálculo de los efectos a la salud por los contaminantes secundarios generados fuera del área, y que necesariamente debe considerarse.

La valoración económica se enfocó en tres impactos de largo plazo: mortalidad crónica; bronquitis crónica y tos crónica, así como en cinco impactos de corto plazo: días de actividad restringida; visitas a salas de urgencia; ataques de asma y admisiones hospitalarias, incluyendo las cerebro-cardio-vasculares y las respiratorias. Para la morbilidad, el principal impacto en casos por año lo constituyeron los días de actividad restringida, mientras otros impactos de corto plazo más graves totalizan un número significativamente menor de casos.

En términos de costo del daño, los impactos causados en la ZMCM por las siete plantas analizadas representan en esta primera aproximación, de acuerdo con los resultados obtenidos, un costo social anual de aproximadamente 71 millones de dólares de 2000. Dentro de esta estimación, el impacto más relevante es la mortalidad crónica, que aporta el 66% de los costos totales, seguida por los días de actividad restringida, que

representan el 17% de los costos totales, porcentaje significativo debido a la carga social que implica. Los impactos restantes no tienen el peso económico de los mencionados anteriormente, pero deben ser considerados en una perspectiva social, incluyendo aspectos como la concentración del ingreso, el acceso de la población a servicios de salud y en términos más generales, a la calidad de vida de la población de la ZMCM, así como al diseño de políticas energéticas adecuadas y efectivas.

La incorporación de las externalidades al despacho eléctrico comenzó a considerarse como una medida de mayor efectividad en el corto plazo a hacia mediados de la década de los 90 en Estados Unidos, dentro del esquema de planeación integrada de recursos. Sin embargo, la transformación de los mercados eléctricos hacia un esquema crecientemente competitivo, junto con la incorporación paulatina de fuentes nuevas y renovables de energía eléctrica, hicieron necesario que esta incorporación se realizara a partir del concepto de "suplemento ambiental", el cual se basa en la externalidad calculada multiplicada por un factor de ajuste que refleja las imperfecciones en el mercado eléctrico provocadas por la persistencia de esquemas centralizados de generación.

Los suplementos ambientales fueron considerados en este trabajo para realizar el ejercicio de incorporación de externalidades en el mercado eléctrico mexicano, en donde la generación ha tendido a abrirse a actores privados a partir de la Ley del Servicio Eléctrico publicada en los inicios de la década de los 90. La simulación realizada, si bien se enfrenta a limitaciones en la información disponible; al uso de un modelo de despacho simplificado, y a la aplicación únicamente de las externalidades producidas en la ZMCM, ilustra las posibilidades de aplicar una medida como ésta en términos de reducción de emisiones, aun cuando esto conlleva una drástica reducción en la actividad de algunas plantas termoeléctricas y una mayor actividad en otras centrales, lo que en el mediano plazo puede implicar otro tipo de costos o requerimientos de inversión.

La confrontación de los resultados obtenidos con estudios realizados a nivel internacional muestra algunas tendencias en común, como el incremento de los precios de la electricidad que refleja la incorporación de los suplementos ambientales; una disminución de la participación de las tecnologías convencionales en la generación de electricidad; una mayor participación de la hidroelectricidad y la posibilidad de aumentar la participación de las fuentes renovables de energía en la generación eléctrica. Este panorama hace necesario visualizar las opciones de política que compensar los costos de generación de estas fuentes y por otra parte, vuelve imprescindible la revisión del esquema de subsidios al consumo eléctrico, dadas las evidencias de su carácter regresivo; su costo económico; las limitaciones que impone a las inversiones en el sector; el desincentivo a las medidas de ahorro y uso eficiente y los mayores costos ambientales que implica.

El enfoque desarrollado en este trabajo para el análisis de las externalidades producidas por las siete plantas eléctricas analizadas, localizadas fuera de la ZMCM, proporciona una primera perspectiva para realizar un diagnóstico de esta zona en términos de impactos a la salud y sus costos económicos, lo que puede constituir un primer apoyo para el diseño de políticas relacionadas con aspectos de energía y salud. Sin embargo, será necesario realizar estudios posteriores enfocados a reducir la incertidumbre generada por los supuestos del modelo simple uniforme, así como a subsanar lagunas en la información disponible, principalmente la de tipo meteorológico y también en aquellos aspectos relacionados con la estimación de la dispersión atmosférica de los contaminantes secundarios, que no fue posible tratar en este nivel del análisis. Otro aspecto que requiere ser analizado con más profundidad es el relativo a la estimación de los costos unitarios de cada impacto para reducir las incertidumbres o la subvaluación de las cifras disponibles, mediante estudios más extensivos en la ZMCM.

El ejercicio de cálculo realizado en este proyecto permite establecer las bases para el cálculo y la aplicación de externalidades en la totalidad del sector eléctrico mexicano y proporcionar con esto, elementos más robustos para la toma de decisiones a nivel sectorial. Sin embargo, este esfuerzo debe realizarse necesariamente con un enfoque multidisciplinario, que permita subsanar las limitaciones de información que se tienen hasta ahora, y que posibilite una estimación razonablemente precisa de las externalidades del sector eléctrico a nivel nacional, considerando además la participación de energías renovables en la oferta eléctrica.

Referencias.

- Almanza Veloz, Victor Hugo y Agustín I. Cabrera Llanos (2002). Estudio Mediante Dinámica Caótica de Un Contaminante Primario de la ZMCM. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS-FEMISCA, Cancún, México, 27-31 de octubre.
- Azqueta, Diego y Delacámara, Gonzalo (2006). Ethics, economics and environmental management. *Ecological Economics* 56 (2006) 524-533.
- Ballester, Ferrán, José Ma. Tenías y Santiago Pérez-Hoyos (1999). "Efectos de la Contaminación Atmosférica sobre la Salud: Una Introducción". *Revista Española de Salud Pública*, No2, 73, marzo-abril, España.
- Baumol, Williams y Wallace E. Oates. (1998). *The Theory of Environmental Policy*, 2ª edición, Cambridge University Press, U.K.
- Bayón, Ma. Cristina (2008). Desigualdad y procesos de exclusión social. Concentración socioespacial de desventajas en el Gran Buenos Aires y la Ciudad de México, *Estudios Demográficos y Urbanos*. El Colegio de México, Vol 23, No. 1 (67), pp 123-150.
- Bithas, Kostas (2011). Sustainability and Externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability?. *Ecological Economics*, 70 (2011) 1703-1706
- Blanchard, Ch., Tannenbaum, S., (2004). The effects of changes in sulfate, ammonia and nitric acid on fine PM composition at monitoring sites in Illinois, Indiana, Michigan, Missouri, Ohio and Wisconsin, 2000-2002, Envair, prepared for Lake Michigan Air Directors Consortium. USA.
- Borja-Aburto, Víctor H. et al (1997). "Ozone, Suspended Particulates, and Daily Mortality in Mexico City." *American Journal of Epidemiology*, vol 145, No. 3, 258-268. USA.
- Burtraw, D., & Krupnick, A. J. (1996). The second-best use of social cost estimates (Discussion paper 96-29). Washington D.C.: Resources for the Future. ok
- Burtraw, Dallas; Palmer, Karen; Krupnik, Alan (1995) "Second best" adjustments to externality estimates in electricity planning with competition. Resources for the Future, Discussion paper 96-04, Washington, D.C.
- Callan, Scott J. y Janeth M. Thomas (1996). *Environmental Economics and Management*, Irwin, USA.
- Catalán, M., Rojas, M. Pérez, J., (2001). La percepción que tiene la población adulta del Distrito Federal sobre la contaminación del aire. Estudio Descriptivo. *Revista del Instituto Nacional de Enfermedades Respiratorias*, 14 (4), 220-223.

CENACE. (Centro Nacional de Control de Energía, 2005). Costo unitario y capacidad prevista y realizada horaria. Base de datos. México.

CENACE (Centro Nacional de Control de Energía, 2006). Costo unitario y capacidad prevista y realizada horaria. Base de datos. México.

Cesar, H., Borja-Aburto, V., Cicero-Fernández, P., Dorland, K., Muñoz, R., Brander, L., Cropper, M., González, A.C., Olaiz-Fernández, G., Martínez, A.P., Olsthoorn, X., Rosales-Castillo, A., Soto, G., Torres-Meza, V., Uribe, R., Van Beukering, P., Vega, E., Niño, M.M., Niño, M.A., Vergara, W., (2002). Improving air quality in metropolitan Mexico City. An economic valuation. The World Bank, USA.

Chay, Kenneth y Michael Greenstone (1998). Does Air Quality Matter? Evidence From the Housing Market. National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA. USA.

Chestnut, L. G., (1995). Human health benefits from sulfate reductions under Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments. Final report, prepared for the US Environmental Protection Agency. USA.

CFE (Comisión Federal de Electricidad, 2005a) (3 de Noviembre de 2005). Reglas de Despacho y Operación del Sistema Eléctrico Nacional. Diario Oficial de la Federación .

CFE (Comisión Federal de Electricidad, 2005b). Costos y parámetros de referencia para la formulación de proyectos de inversión. Generación. México.

CFE (Comisión Federal de Electricidad, 2007). Estadísticas de Ventas. de <http://www.cfe.gob.mx/es/LaEmpresa/transmisionydistribucion/estadisticasdeventas/>, Recuperado el 20-12-07.

CFE (Comisión Federal de Electricidad, 2010). Índice de costos de los combustibles, 2005. <http://app.cfe.gob.mx/aplicaciones/ccfe/tarifas/factores/factores.asp>, Recuperado el 28-07-10.

CONAPO (Consejo Nacional de Población, 1998). Escenarios demográficos y urbanos de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2010, México.

Cornes, Richard y Sandler, Todd (1999). The theory of externalities, public goods and club goods, 2nd edition, Cambridge University Press, USA.

CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, 1999). Surface heat flux & mixing height calculator, <http://www.dar.csiro.au/pollution/MixHeight/>, Australia, Recuperado el 04-02-07.

Curtiss, P. S., Rabl, A. (1996a). Impacts of air pollution: general relationships and site dependence. Atmospheric Environment, 30 (19) 3331-3347.

Curtiss, P.S., Rabl, A. (1996b). Impact analysis for air and water pollution: Methodology and software implementation, in: Zannetti, P. (Ed), Environmental Modeling, Computational Mechanics Publications, Southampton, vol3, chapter 13, pp 393-426.

Delgado, F., Ortiz, A., Renedo, C., & Mañana, M. O. (2006). Internalisation of externalities in the Spanish power generation sector. Impact of the national plan of allocation of emissions in the cost of generation. International Conference on Renewable Energies and Power Quality' 06. Palma de Mallorca.

Delgado, Martha (2005). Delimitar la ZMCM ¿para qué?. Ensayo. 3er Diplomado "El Fenómeno Metropolitano: Estrategias, Instrumentos y Alternativas de Gestión." Gobierno del Distrito Federal, México.

DOE-EPA (Department of Energy - Environmental Protection Agency, 2000). Carbon Dioxide Emissions from the Generation of Electric Power in the United States, USA.

Dickson, T.R. (1999). Química. Enfoque Ecológico, Limusa, México.

EC (European Commission, 1995a). Externalities of energy "ExternE" Project, Volume 2, Methodology. UK.

EC (European Commission, 1995b). ExternE. Externalities of Energy, volume 4, Oil and gas, Belgium.

EC (European Commission, 1998). ExternE. Externalities on Energy, Methodology Annexes, Directorate General XII, Science Research and Development.

EC (European Commission, 2005). ExternE. Externalities of energy. Methodology 2005 update, Luxemburg.

EC (European Commission, 2008). ExternE-Externalities on energy. A research project of European Commission. <http://www.externe.info>. Recuperado el 10-02-10

EC (European Commission, 2012). ExternE External Costs. http://www.externe.info/externe_d7/. Recuperado el 09-06-12.

Edgerton SA, Bian X, Doran JC, Fast JD, Hubbe JM, Malone EL, Shaw WJ, Whiteman CD, Zhong S, Arriaga JL, et al. (1999) Particulate air pollution in Mexico City: a collaborative research project. J Air Waste Manage Assoc 49:1221-1229.

EIA (Energy Information Administration), (1995). Electricity generation and environmental externalities: case studies. USA.

Elena, J. M., Rodríguez, F., & Sánchez, M. J. (2002). Impuestos pigouvianos vs. suplementos ambientales. Análisis teórico y simulación para el sector eléctrico español. Barcelona: Universidad de Barcelona.

EPA (Environment Protection Agency, 1995). Human Health Benefits from Sulfate Reduction, Office of Air and Radiation, Acid Rain Division, Washington, USA.

EPA (Environment Protection Agency, 2003). Contaminant Candidate List. Regulatory Determination Support Document for Sulfate, Office of Water. Standards and Risk Management Division, Washington, USA.

EPA (Environment Protection Agency, 2006). NOx: What is it? Where does it come from?, <http://www.epa.gov/air/urbanair/nox/what.html>, 11/10/06.

EPA (Environment Protection Agency, 2010). Pollutants in the Ambient Air. Air Pollution Control Orientation Course, <http://www.epa.gov/apti/course422/ap2.html>, recuperado el 06/08/12.

Ferguson, Sue A. (1998). Air Quality Climate in the Columbia River Basin, United States Department of Agriculture, USA.

Fernández, Adrián; Rojas Bracho, Leonora; Garibay, Verónica; López, Tania; Tzintzun, Guadalupe; ; Zuk, Miriam; Iniestra, Rodolfo; Laguna, Israel (2003). Evaluación del impacto de las emisiones de la termoeléctrica de Tuxpan en la calidad del aire de la región, usando el sistema de modelado de dispersión CALMET-CALPUFF, Instituto Nacional de Ecología, Dirección de la Investigación de la Calidad del Aire, México.

Fierro, Marian, (2000). Particulate matter, Environmental Protection Agency - Pima County, USA, http://www.airinfnow.com/pdf/Particulate_Matter.pdf. Recuperado el 26/10/06.

Forkel, R., Smiatek, G., Hernández, F., Iniestra, R., Rappenglück, B., Steinbrecher, R., (2003). Numerical simulations of ozone level scenarios for Mexico City, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH – Institute of Meteorology and Climate Research, Garmisch Partenkirchen, Secretaría del Medio Ambiente del DF, Instituto Nacional de Ecología, Germany-México.

Freeman, A. Myrick (2003). The measurement of environmental and resource values. Theory and methods, 2nd edition, Resources for the Future. Washington, D.C.

Gay, Susan W. y Katharine F. Knowlton (2005). "Ammonia Emissions and Animal Agriculture", Biological Systems Engineering, Virginia Cooperative Extension, Virginia State University, publication 442-110, Virginia, USA.

GDF (Gobierno del Distrito Federal, 2006). Inventario de Emisiones. Zona Metropolitana del Valle de México 2004. México.

GDF (Gobierno del Distrito Federal, 2008). Calidad del Aire en la Ciudad de México. Informe 2008. México, DF.

GDF (Gobierno del Distrito Federal, 2008). Decreto. Programa para Contingencias Ambientales Atmosféricas en el Distrito Federal, Gaceta Oficial del Distrito Federal, México, http://www.df.gob.mx/wb/gdf/programa_para_contingencias_ambientales_atmosferic. Recuperado el 19/11/08.

GEdomex-GDF, (2002) (Gobierno del Estado de México-Gobierno del Distrito Federal. Programa Para Mejorar la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana del Valle de México, 2002-2008. México.

Guerrien, B. (1998). La Microeconomía. from Eumed.net: <http://www.eumed.net/cursecon/libreria/bg-micro/3c.htm>. Recuperado el 08-10-11

Hadley, S., & Hirst, E. (1998). ORCED: A Model to Simulate the Operations and Costs of Bulk-Power Markets. Oak Ridge, Tennessee: Oak Ridge National Laboratory.

Hernández, Francisco; Parra, David A.; Perrusquia, Rodrigo et al, (2004). Modelación de la Calidad del Aire en la ZMVM, proyectada para los años 2004, 2006 y 2010, con la actualización del Programa "Hoy no Circula". GDF, Secretaría del Medio Ambiente, México.

Hirschberg, S., Heck, T., Gantner, U., Lu, Y., Spadaro, J.V., Trukenmuller, A., Zhao, Y.I, (2004). Health and environmental impacts of China's current and future electricity supply, with associated external costs, International Journal of Global Energy Issues, 22. (2/3/4), 155-179.

IAEA (International Atomic Energy Agency, 2009). IAEA tools and methodologies for energy system planning and nuclear energy system assessments. Vienna.

Icaza, Gabriel de (2003). Formation and Transformation Mechanisms of Particulate Matter Under Ten Micrometers (PM10) and Ozone (O3) in the Mexico City Metropolitan Area and the Greater Manchester Area, SEMARNAT-INE, México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2005). II Censo de población y vivienda 2005. México, <http://www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/proyectos/conteos/conteo2005/default.asp?c=10215>. Recuperado el 10/10/07.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2009). Datos vectoriales de localidades urbanas, <http://www.inegi.gob.mx>, recuperado el 12-12-09

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2009) Marco Geoestadístico Municipal, 2005.

INEGI-GDF, 2005 (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática – Gobierno del Distrito Federal, 2005). Estadísticas del medio ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana, 2002, México.

INSP-INE (Instituto Nacional de Salud Pública- Instituto Nacional de Ecología, 2003). The local benefits of global air pollution control in Mexico City, Integrated Environmental Strategies. Environmental Protection Agency- <http://www.epa.gov/ies/mexico/documents.htm>. Recuperado el 01/10/09.

IMC (Instituto Mexicano para la Competitividad. A.C., 2006). Estudio sobre tarifas eléctricas en México. Hacia una estructura tarifaria eficiente que apoye a la competitividad de la economía. Instituto Mexicano para la Competitividad. . México: Instituto Mexicano para la competitividad.

IER (Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieandwendung, 2008). Ecosense web 1.3. Universität Stuttgart, <http://www.ecosenseweb.ier.uni-stuttgart.de/index.html>, Recuperado el 15-02-10

Islas, Jorge (2002). Las Externalidades ambientales en el sector eléctrico. Aspectos teóricos, metodológicos y de política ambiental. Reporte de investigación para el proyecto "Análisis de Economía Industrial de Experiencias Internacionales de la Reestructuración del Sector Eléctrico: las Enseñanzas para México". Centro de Investigación en Energía UNAM, Temixco, Morelos.

Islas, J., Grande, G. (2007). Optimization of alternative options for SO₂ emissions control in the Mexican electrical sector, *Energy Policy*, 35 (9), 4495-4503.

Islas, J., & Grande, G. (2008). Abatement costs of SO₂-control options in the Mexican electric-power sector. *Applied Energy* , 85 (2008) 80–94.

Johnson, K.S., Zuberi, B., Molina, L.T., Iedema, M.J., Cowin, J.P., Gaspar, D.J., Wang, C., Laskin, A.I. (2005). Processing of soot in an urban environment: case study from the Mexico City Metropolitan Area, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 5, 5585-5614.

Kareda, E., Kallaste, T., Tenno, K., Laur, A., & Ehrlich, Ü. (2007). Internalizing of external costs in electricity generation. *Oil Shale* , 24 (2), 175-188.

Klaassen, G., & Riahi, K. (2007). Internalizing externalities of electricity generation: An analysis with MESSAGE-MACRO. *Energy Policy* 35 , 815–827.

Komives, K., Johnson, T. M., Halpern, J. D., Aburto, J. L., & Scott, J. R. (2009). Residential Electricity Subsidies in Mexico. The World Bank, Working paper 160, Washington, D.C., USA.

Kudelko, M. (2006). Internalisation of external costs in the Polish power generation sector: A partial equilibrium model. *Energy Policy* 34 , 3409–3422.

Lechón, Y, Linares, P. y Sáez, R. (1998). Aggregation of External Costs to the Spanish Electricity Sector, CIEMAT, Madrid, España.

Leksell, I., Rabl, A. (2001). Air pollution and mortality: Quantification and valuation of years of life lost. *Risk Analysis*, 21 (5), 843-857.

Linares, P. (2007). Internalización de externalidades medioambientales en sistemas eléctricos. Una aplicación para España. *Economía Industrial* (365), 149-162.

López, M.T, Zuk, M., Garibay, V., Tzintzun, G., Iniestra, R., Fernández, A., (2004). Health impacts from power plant emissions in Mexico, *Atmospheric Environment*, 39 (7), 1199-1209.

Margulis, S., (1992). Back-of-the-envelope estimates of environmental damage costs in Mexico. The World Bank, USA.

Margulis, S., Sheti, S., (1992). Perspectivas del Banco Mundial sobre instrumentos económicos, in: Hurtado, C. (Ed), *Los Instrumentos económicos aplicados al medio*

ambiente, Secretaría de Desarrollo Social, México, pp. 102-124.

Marley, Nancy A. y Jeffrey S. Gaffney (2003). Measurements of Ammonia in Mexico City Using NEAR-IR-TDLAS Open Path System, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois, USA.

McKinley, G., Zuk, M., Hojer, M., Avalos, M., González, I., Hernández, R., Iniestra, R., Laguna, I., Martínez, M.A., Osnaya, P., Reynales, L.M., Valdés, R., Martínez, J., (2005). Quantification of local and global benefits from air pollution control in Mexico City. *Environmental science & technology* 39 (7), 1954-1961.

Meier, Peter y Mohan Munasinghe (1994). Incorporating Environmental Concerns Into Power Sector Decisionmaking. A Case Study of Sri Lanka. The World Bank, USA

Menanteau, P., Minon, D., & Lamy, M.-L. (2003). Prices versus quantities: choosing policies for promoting the development of renewable energy. *Energy Policy* 31 , 799-812.

Molina, L.T., Molina, M., (2002). Air quality impacts: local and global concern, in: Molina, L.T. and Molina M. (Eds), *Air quality in the Mexico megacity. An integrated assessment*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 2-19.

Molina, L.T..., Molina, M.J., Favela, R., Fernández, A, Slott, R., Zavala, M.A., (2002a). Cleaning the air: a comparative overview, in: Molina, L.T. and Molina M. (Eds), *Air quality in the Mexico megacity. An integrated assessment*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 21-59.

Molina, L.T., Madronich, S., Gaffney, J.S., Apel, E., de Foy, B., Fast, J., Ferrare, R., Herndon, S., Jiménez, J.L., Lamb, B., Osornio-Vargas, A.R., Russell, P., Schauer, J.J., Stevens, P.S., Volkamer, R., Zavala, M. (2010). An Overview of the MILAGRO 2006 Campaign: Mexico City emissions and their transport and transformation. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 8697-8760, 2010.

Morris, R.D. (2001). Airborne particulates and hospital admissions for cardiovascular disease: a quantitative review of the evidence *Environmental Health Perspectives*, 109 (4) 495-500.

Murty, Sushama (2010). Externalities and fundamental nonconvexities: A reconciliation of approaches to general equilibrium externality modeling and implications for decentralization, *Journal of Economic Theory* 145 (2010) 331-353.

Nguyen, K. Q. (2008). Internalizing externalities into capacity expansion planning: The case of electricity in Vietnam. *Energy* 33 , 740-746.

Nigenda, Gustavo, Enrique Cifuentes y Pierre A. Duperval (2003). Estimación del Valor Económico de Reducciones en el Riesgo de Morbilidad y Mortalidad por Exposiciones Ambientales, INE-SEMARNAT, Serie Estudios INE, No. 1, México.

Ostro, B. (1996). A methodology for estimating air pollution health effects. World Health Organization, Geneva.

Ostro, Bart (1994). Estimating the Health Effects of Air Pollutants. A Method With Application to Jackarta. World Bank. Policy Research Department, USA.

Ottinger, R., Wooley, D.R., Robinson, N.A., Hodas, D.R., Babb, S.E., (1990), Environmental costs of electricity, Pace University Center for Environmental Legal Studies, Oceana Publications, USA.

Owen, A. D. (2006). Renewable energy: Externality costs as market barriers. *Energy Policy* 34 , 632-642.

Palmer, Karen et al. (1995). "Social Costing of Electricity in Maryland: Effects on Pollution, Investments, and Prices", *The Energy Journal*, IAEE, Vol 16, No. 1, USA.

Park, R.J., Jacob, D.J., Field, B.D., Yantosca, R.M., Chin, M., (2004). Natural and Transboundary pollution influences on sulfate-nitrate-ammonium aerosols in the United States: Implications for policy, *Journal of Geophysical Research*, 109 D15204, doi:10.1029/2003JD004473.

Pope, C.A, Bates, D.V. Bates y M.E. Raizenne (1995). "Health effects of particulate air pollution: time for reassessment?". *Environmental Health Perspective*, Brigham Young University, Economics Department, May; 103(5): 472–480, USA.

Pope, C.A. y D. Dockery (2006). "Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect", *Journal of The Air & Waste Management Association*, Air & Waste Management Association, Volume 56, USA.

PR (Presidencia de la República,1993) REGLAMENTO de la Ley de Servicio Público de Energía Eléctrica Diario Oficial de la Federación.

Rabl, A., Spadaro, J.V. (2012) "Riskpoll", Ari Rabl and Joe Spadaro. Consultants on environmental impacts, <http://www.arirabl.org/Software.html>, recuperado el 04/10/12.

Rabl, A., Spadaro, J.V. (2000). Public health impact of air pollution and implications for the energy system. *Annu. Rev. Energy Environ* 25. 601-627.

Rafaj, P., & Kypreos, S. (2007). Internalisation of external cost in the power generation sector: Analysis with Global Multi-regional MARKAL model. *Energy Policy* 35 , 828–843.

Randall, Alan (1983). The problem of market failure. *Natural Resources Journal*, 23 (1983) 131-148. En Dorfman, Robert y Dorfman, Nancy S. (1993) (Eds). *Economics of the environment*, 3rd edition, W.W. Norton & Company, London-New York.

Riojas, Horacio et al (2006). "Uso de la Variabilidad de la Frecuencia Cardiaca como Marcador de la Efectos Cardiovasculares Asociados con la Contaminación del Aire", *Salud Pública de México*, Instituto Nacional de salud Pública, vol. 48, No. 4, México, julio-agosto.

Rodríguez, V., & Sheinbaum, C. (2002). Problemas del Desarrollo, *Revista Latinoamericana de Economía* , 33 (128), 211-231.

Rojas B. Leonora y Verónica Garibay B. (2003). "Partículas Suspendidas, Aeropartículas o Aerosoles ¿Hacen Daño a la Salud? ¿Qué Hacer?", Gaceta Ecológica, INE-SEMARNAT, No. 69, México.

Romieu, Isabelle et al (2006). "Effects of Air Pollution on the Respiratory Health of Asthmatic Children Living in Mexico City." *Respir Crit Care Med*, Vol 154, 300-307.

Rosales-Castillo, J.A., Torres-Meza, V.M., Olaiz-Fernández, G., Borja-Aburto, V.H., (2001). Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos, *Salud Pública de México*, 43, 544-555.

Rose, K., Centollega, P., & Hobbs, B. F. (1994). *Public Utility Commission Treatment of Environmental Externalities*. The National Regulatory Research Institute. . National Regulatory Research Institute.

Saenz de Miera, O. (2004). Estimación de las elasticidades precio e ingreso de la demanda por energía eléctrica en México. . tesis de licenciatura, Universidad de las Américas, Puebla, México.

Salcedo, D. Onasch, T.B., Dzepina, K., Canagaratna, M.R., Zhang, Q., Huffman, J.A., DeCarlo, P.F., Jayne, J.T., Mortimer, P., Worsnop, D.R., Kolb, C.E., Johnson, K.S., Zuberi, B., Marr, L.C., Volkamer, R., Molina, L.T., Molina, M.J., Cárdenas, B., Bernabé, R.M., Márquez, C., Gaffney, J.S., Marley, N.A., Laskin, A., Shutthanandan, V., Xie, Y., Brune, W., Leshner, R., Shirley, T., Jiménez, J.L., (2006). Characterization of ambient aerosols in Mexico City during the MCMA – 2003 campaign with aerosol mass spectrometry: results from the CENICA supersite, *Atmospheric Chemistry and Physics*, (6), 925-946.

Sakulniyomporn, Songsak; Kubaha, Kuskana; Chullabodi Chullapong (2011). External costs of fossil electricity generation: Health-based assesment in Thailand., *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15 (2011) 3470-3479.

Sánchez, M., Turtós, L., Rivero, J.J. (2005). Velocidades de decaimiento de contaminantes atmosféricos para mejorar la modelación simplificada de la dispersión regional, *Nucleus*, (38), 39-44.

Scott, J. (2011). ¿Quién se beneficia de los subsidios energéticos en México? Cuaderno de debate 12. El uso y abuso de los recursos públicos, CIDE, División de Economía, México D.F.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México, 2004. Evaluación de las externalidades ambientales de la generación termoeléctrica en México, México.

SEMARNAT ((Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México, 2011. Cuarto almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en 20 ciudades mexicanas (2000-2009), http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=652, México, recuperado el 23/09/12.

SENER (Secretaría de Energía, 2007). Emisiones sector eléctrico, 2005, Excel database, <http://www.sener.gob.mx>. Recuperado el 08/03/07.

SENER. (Secretaría de Energía, 2006a). Balance Nacional de Energía, 2005. Secretaría de Energía. México: Secretaría de Energía.

SENER. (Secretaría de Energía, 2006b). Prospectiva del Sector Eléctrico 2006-2015. México.

SENER. (Secretaría de Energía, 2007). Emisiones del Sector Eléctrico, 2005. Base de datos . México.

Sesma_Vázquez, S., Pérez-Rico, R., Martínez-Monroy, T., Lemus-Carmona, E. A., (2005). Gasto privado en salud por entidad federativa en México. *Salud pública de México*, 47 (supl 1), 27-36.

SMN (Servicio Meteorológico Nacional, (2005). Estaciones de Monitoreo Automático. Base de datos en Excel, México.

Söderholm, Patrik y Sundqvist, Thomas (2003). Pricing environmental externalities in power sector: ethical limits and implications for social choice. *Ecological Economics* (46), 333-350.

Spadaro, J., (2002). Impact methodology, International Atomic Energy Agency, Austria.

Spadaro, J.V., Rabl, A. (1999). Estimates of real damage from air pollution: site dependence and simple impact indices for LCA. *Int. J. LCA* 4(4), 230-243.

Spadaro, J.V., Rabl, A., (2008). Estimating the uncertainty of damage costs of pollution: A simple transparent method and typical results. *Environmental Impact Assessment Review* 28(2008), 166-183.

Stieb, David M., Stan Judeck y Richard T. Burnett (2002). "Meta-Analysis of Time-Series Studies of Air Pollution and Mortality: Effects of Gases and Particles and the Influence of Cause of Death, Age and Season". *Journal of The Air & Waste Management Association*, Air & Waste Management Association, Volume 52, USA.

Streimikiene, D., Roos, I., Rekis, J., (2008). External cost of electricity generation in Baltic States, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2008), doi: 10.1016/j.rser.2008.02.004

Suárez, Manuel y Javier Delgado (2006). La expansión urbana probable de la Ciudad de México. Un escenario pesimista y dos alternativos para el año 2020, *Estudios Demográficos y Urbanos*. El Colegio de México, Vol 22, No. 1 (64), pp 101-142.

Sundqvist, Thomas y Söderholm Patrik (2002). Valuing the environmental impacts of electricity generation: A critical survey. *Journal of Economic Literature*, VIII (2)

Swisher, Noel, Gilberto de Martino y Robert Y. Redingler (1997). Tools and Methods for Integrated Resource Planning, UNEP-Riso National Laboratory, Denmark.

Texas A&M University (2005), Department of Oceanographics, http://oceanworld.tamu.edu/resources/oceanography-book/Images/Atmosphere_composition_diagram.jpg, USA, 31-01-07

Thurston, G. D., (2000). Particulate matter and sulfate: evaluation of current California air quality standards with respect to protection of children, prepared for California Air Resources Board – California Office of Environmental Health Hazard Assessment, USA.

Trukenmüller, A., Friedrich, R. (1995). Die Abbildung der großräumigen Verteilung, chemischen Umwandlung und Deposition von Luftschadstoffen mit dem Trajektorienmodell WTM, in Jahresbericht ALS 1995, Stuttgart, 93 - 108.

Turner, R. K., Pearce, D., & Bateman, I. (1994). Environmental economics: an elementary introduction . New York; London: Harvester Wheatsheaf.

Turtós, L., Meneses, E., Sánchez, M., Rivero, J., Díaz, N., (2007). Assessment of the impacts on health due to the emissions of Cuban power plants that use fuel oils with high content of sulfur. Estimation of external costs. Atmospheric Environment, 41(2007), 2202-2213.

Vijay, S., Molina, L.T., Molina, M.J., (2004a). Estimating air pollution emissions from fossil fuel use in the electricity sector in Mexico. Text prepared for the Commission for Environmental Cooperation of North America. Integrated Program on Urban, Regional and Global Air Pollution-MIT. USA.

Vijay, S., Molina, L.T., Molina, M.J., (2004b). Mexico 2002 power plant emissions. Excel database prepared for the Commission for Environmental Cooperation of North America. <http://www.cec.org/news/details/index.cfm?varlan=espanol&ID=2648>. Consulted on 12/28/07.America.

Viridis, M. R. (2001). Energy policy and externalities: the life cycle analysis approach. En NEA-OECD (Ed.), Externalities and energy policy: the life cycle analysis approach., (págs. 195-231). Paris.

WB (The World Bank Group, 2010). World Data Bank; 2010. <http://databank.worldbank.org/ddp/home.do?Step=3&id=4>. Recuperado el 05/25/10.

Van den Berg, Jeroen C.J.M. (2012). What is wrong with "externality"? Ecological Economics. Doi:10.1016/j.ecolecon.2011.12.008

Venema, Henry David; Barg, Stephan, (2003). The full costs of thermal power production in Esatern Canada. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg.

Yip, Maricela y Pierre Madl (2002). Air Pollution in Mexico City. Project Study Pepar. University of Salzburg-Afro-Asian Institute-International Laboratory for Air Quality and Health. Austria-Australia. <http://www.sbg.ac.at/ipk/avstudio/pierofun/mexico/air.htm>. Recuperado el 27/10/06.

Zemp, E., Elsasser, S., Schindler, Sh., Künzli, N., Perruchoud, A.P., Domenighetti, G., Medici, T., Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, P., Monn, Ch., Bolognini, G., Bongard, J.P., Brändli, O., Karrer, W., Keller, R., Schöni, M.H., Tschopp, J.M., Villiger, B., Zellweger, J.P. and the SAPALDIA team, (1999). Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA Study). *Am J Respir Crit Care Med*, 159, 1257-1266

Zuk, M., Garibay, V., Iniestra, R., López, M.T., Rojas, L., Laguna, I., (2006). *Introducción a la evaluación de los impactos de las termoeléctricas en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología, México.

ANEXO I

Estudios de externalidades realizados a nivel mundial.

Tabla 1-A. Características y resultados de estudios de externalidades, 1982-1999.

Estudio	País	Combustible evaluado ^{1/} y costos externos (US cents/kWh 1998)													Método ^{2/}
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Schuman y Cavanagh (1982)	E.U.		0.06-44.07			0.11-64.45		0.0-25	0-0.25						CA
Hohmeyer (1988)	Alem.	2.37-6.53				7.17-14.89		0.18-0.36	0.68-1.03						CD (T-D)
Chernik y Caverhill (1989)	E.U.		4.37-7.74	4.87-7.86	1.75-2.62										CA
Bernow y Marron (1991)	E.U.		5.57-12.45	4.40-12.89	2.10-7.98										CA
Bernow et al (1991)	E.U.														CA
Hall (1990)	E.U.					2.37-3.37									CA
Friedrich y Kallenbach (1991)	Alem.		0.36-0.86			0.03-0.56		0.02-0.33	0.05-1-11						CD (B-U)
Friedrich y Voss (1993)	E.U.														CD (B-U)
Ottinger et al (1991)	E.U.		3.62-8.86	3.87-10.36	1.00-1.62	3.81	1.43-1.62	0-0.12	0-0.50	0-0.87	5.00				CD (B-U)
Putta (1991)	E.U.		1.75												CA
Hohmeyer (1992)	Alem.	11.12				7.01-48.86		0.12-0.24	0.54-0.76						CD (T-D)
Pearce et al (1992)	E.U.		2.67-14.43	13.14	1.05	0.81	0.09	0.09	0.15						CD (T-D)
Carlsen et al (1993)	Nor.						2.68-26.26								CA
Cifuentes y Lave (1993)	E.U.		2.17-20.67		0.03-0.04										CA
Parfomak (1997)	E.U.														CA
ORNL y RtF (1994-1998)	E.U.		0.11-0.48	0.04-0.32	0.01-0.03	0.02-0.12	0.02								CD (B-U)
RER (1994)	E.U.			0.03-5.81	0.003-0.48										CD (B-U)
EC (1995)	Alem.		2.39	3.00								1.37			CD (B-U)
--	Fr.					0.0003-0.01									CD (B-U)
--	Nor.						0.32								CD (B-U)
--	R.U.		0.98		0.10				0.11-						CD (B-U)

Estudio	País	Combustible evaluado ^{1/} y costos externos (US cents/kWh 1998)													Método ^{2/}
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
									0.32						
Pearce (1995)	R.U.		3.02		0.49	0.07-0.55									CD (B-U)
Rowe et al (1995)	E.U.		0.31	0.73	0.22	0.01			0.001						CD (B-U)
Van Horen (1996)	S. Afr.		0.90-5.01			1.34-4.54									CD (B-U)
Bhattacharayya (1997)	Ind.		1.36												CD (B-U)
Ott (1997)	Suiza			12.97-20.57	8.85-13.22	0.62-1.50	0.25-1.50								CD (B-U)
Faaij et al (1998)	Hol.		3.98												CD (B-U)
--	Hol.		3.84						8.10						CD (B-U)
EC (1999)	Aus.				0.88		0.02		1.54-7.56						CD (B-U)
--	Bélg.		3.22-67.72		0.67-9.73	0.02-0.79									CD (B-U)
--	Din.				0.99				0.08-0.51	2.34-12.55					CD (B-U)
--	Fin.		1.07-18.15							0.83-2.00			0.69-1.69		CD (B-U)
--	Fr		9.61-29.45	11.79-39.93	2.70-7.68					0.82-2.51	22.17-68.73				CD (B-U)
--	Gr.			2.07-19.89	0.57-4.97		0.71		0.31-0.80	0.14-3.43		3.67-36.54			CD (B-U)
--	Alem.		2.38-23.67	5.30-35.16	0.83-9.55	0.08-1.45		0.05-0.31	0.08-1.69	3.78-13.19		2.83-56.57			CD (B-U)
--	Irl.		6.16-31.90										4.62-5.32		CD (B-U)
--	It.			3.24-24.52	1.21-11.78		0.47				--				CD (B-U)
--	Hol.		1.68-24.48		0.43-9.65	1.03				0.49-2.86					CD (B-U)
--	Nor.				0.26-8.04		0.32		0.07-0.35	0.33					CD (B-U)
--	Port.		3.69-30.22		0.28-8.64		0.03-0.07			1.53-8.52					CD (B-U)
--	Esp.		4.64-32.60		7.13-9.53				0.24-0.34	2.41-22.09	3.58-26.19				CD (B-U)
--	Sue.		0.84-16.93				7.83-18.54			0.35-0.60					CD (B-U)
--	R.U.		4.06-33.01	3.22-22.10	0.73-10.21				0.17-0.34	0.72-3.22				2.94-24.20	CD (B-U)

Estudio	País	Combustible evaluado ^{1/} y costos externos (US cents/kWh 1998)											Método ^{2/}		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11		12	13
Hirschberg y Jakob (1999)	Sui.		4.54-23.16	5.13-26.09	1.17-8.06	0.29-1.90	0-1.76	0.15-0.88	0.15-2.20	3.67-8.50					CD (B-U)
Maddison (1999)	R.U./Alem.		0.31/0.71	0.78	0.13							0.73			CD (B-U)

^{1/} 1 = Combustibles fósiles; 2 = Carbón; 3 =Petróleo; 4 =Gas; 5 =Nuclear; 6 =Hidro; 7 = Solar; 8 =Eólica; 9 =Biomasa; 10 =Desechos; 11 =Lignita; 12 =(Peat); 13 =Orimulsión

^{2/} CA = Costo de abatimiento; CD (T-D) = Costo del daño (top.down); CD (B-U) = Costo del daño (bottom-up)

FUENTE: Adaptado de Lundqvist y Söderholm (2002)

Tabla 1-B. Experiencias recientes en el cálculo de externalidades por generación eléctrica a nivel mundial

Estudio	País	Descripción	Método 1 ¹
Venema y Barg (2003)	Canadá	<ul style="list-style-type: none"> Combustibles evaluados: carbón, petróleo y gas Valuación económica de efectos en la salud de SO₄, SO₂ y O₃ Valuación de GEI 	CD (B-U)
Hirschberg (2004)	China	<ul style="list-style-type: none"> Realizado dentro del marco ExternE Se concentra en la provincia de Shandong. Combustibles evaluados: gas y carbón, con diferentes tecnologías Valuación económica de SO₂, NO_x, PM y CO₂ 	CD (B-U)
Turtós et al (2007)	Cuba	<ul style="list-style-type: none"> Combustible evaluado: Petróleo (3 plantas termoeléctricas) Valuación económica de efectos en la salud de SO_x, NO_x y PM₁₀ 	CD (B-U)
Streimikiene, Roos y Rekis (2008)	Lituania Latvia Estonia	<ul style="list-style-type: none"> Realizado dentro del marco ExternE Valuación económica de: efectos en la salud, pérdidas en biodiversidad, impactos en cultivos e impactos en materiales por NH₃, NMVOC, PPM_{2.5}, PPM coarse y SO₂ 	CD (B-U)
Araujo y Uturbey (2010)	Brasil	<ul style="list-style-type: none"> Centrado en el sector eléctrico. Valuación económica de efectos a la salud de partículas primarias, nitratos y los efectos del CO₂ y CH₄ 	CD (B-U)
Sakulniyomporn, Songsak; Kubaha, Kuskana; Chullabodi, Chullapong (2011)	Tailandia	<ul style="list-style-type: none"> Centrado en plantas eléctricas a base de combustibles fósiles. Valuación económica de efectos en la salud de SO₂, NO_x, PM₁₀, sulfatos y nitratos. Combustibles evaluados: gas natural y carbón. 	CD (B-U)

1/ CD (B-U) = Costo del daño (bottom-up)

FUENTE: Elaboración propia.

ANEXO II

Artículo publicado

P. Macías; J. Islas (2010). Damage costs produced by electric power plants. An externality valuation in the Mexico City Metropolitan Area, *Science of the Total Environment* 408 (2010) 4511–4523.



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

Damage costs produced by electric power plants An externality valuation in the Mexico City Metropolitan Area

P. Macías, J. Islas*

Centro de Investigación en Energía, Universidad Nacional Autónoma de México, Privada Xochicalco S/N, Colonia Centro, Temixco, Morelos 62580, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 8 March 2010

Received in revised form 28 May 2010

Accepted 17 June 2010

Available online 24 July 2010

Keywords:

Sulfates

Nitrates

Health damage costs

Power generation

MCMA

ABSTRACT

This paper presents an estimate of the externalities produced in the Mexico City Metropolitan Area (MCMA) through the impacts on health caused by secondary pollutants attributed to seven electric power plants located outside this area. An original method was developed to make possible a simplified application of the impact pathway approach to estimate the damage costs in the specified area. Our estimate shows that the annual costs attributed to secondary pollutants total 71 million USD (min/max 20/258 million USD). Finally, this paper discusses basic ideas on the implications for energy policy arising from this exercise in externality valuation.

© 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The links between energy and environment as well as their economic implications have acquired growing importance since the 1970s (EIA, 1995). In this framework, valuation of the environmental externalities generated by the electric power sector has gained relevance for decision making in environmental and energy planning and regulation (EIA, 1995; EC, 1995a). Consequently, estimating the impact on health and damage costs originating from the pollutants produced by electric power plants is the objective of a variety of exercises carried out around the world (Abt, 2000; Bozicevic et al., 2005; EIA, 1995; EC, 1995a; EC, 2005; Hao et al., 2007; Hirschberg et al., 2004; Levy et al., 2002; Meneses et al., 2004; Ottinger et al., 1990; SEMARNAT, 2004; Schleisner, 2000; Streimikiene et al., 2008; TERI, 2003; Turtós et al., 2007; Zhou et al., 2003; Zuk et al., 2006).

Generating electricity with fossil fuels is identified as one of the major producers of fine particulate matter (particles with a diameter of less than 2.5 µm), mainly through production of secondary pollutants (sulfates and nitrates) resulting from atmospheric reaction to primary pollutants: sulfur dioxide (SO₂) and nitrogen oxides (NO_x). The effects of the secondary pollutants on human health have been known for some time, although it has not been possible to isolate the individual effect of each pollutant present in the atmosphere due to factors such as the correlations existing between various air components and the lack of direct measurement of the concentration of each pollutant. In the case of sulfates and nitrates, though there is

evidence of the specific impact of the former, the same is not true for the latter, with the result that a rough attempt has been made to consider all kinds of pollutant as equally toxic. In ExternE project, the sulfates are considered twice as toxic as the nitrates (EC, 2005).

The first exercises in the economic valuation of externalities (Ottinger et al., 1990; EIA, 1995) considered the secondary pollutants as part of the total particulate matter, with no differentiation made between local and regional impact. However, the environmental impact of electric power plants occurs not only locally but has regional implications as well, owing to the fact that the emissions are important precursors of secondary pollutants that can travel great distances and, thus, affect populations hundreds of kilometers from the source. This paper centers on analyzing and obtaining the economic cost of the impact on the health of the residents of the Mexico City Metropolitan Area (MCMA) that may be linked to seven electric power plants within a distance of 150 km and 600 km of the target area. In addition to making information available, the analysis of this area is relevant because it is characterized by high levels of air pollution. From this viewpoint, the focus of the study is regional and the results concern the MCMA.

The current importance of analyzing secondary pollutants and of evaluating their effect on human health has its origin in a better knowledge of the mechanisms that generate and transport these substances in the atmosphere, as well as the regional scope of their effects, given the fact that their average life is from one week to 40 days and that they can travel thousands of kilometers during this period before being deposited by rain or dry deposition (Ottinger et al., 1990; Fierro, 2000). This explains why electric power plants located at some distance from a specific area can have a significant impact on the health of the population owing to secondary pollutants

* Corresponding author. Tel./fax: +52 55 56229791.
E-mail address: jis@cie.unam.mx (J. Islas).

in the atmosphere (Blanchard and Tannenbaum, 2004; Chestnut, 1995; Fierro, 2000; Park et al., 2004).

Another aspect is the growing epidemiological evidence on the effects of secondary pollutants on human health. Over a decade ago Ostro (1994) found exposure–response links between particulate matter concentrations and illnesses related to short- and long-term mortality and morbidity. The review of specialized literature by Thurston (2000) shows damage to children's health associated with particulate matter and sulfates, and Pope's and Dockery's (2006) review concludes that, in spite of diverse factors of uncertainty, the most recent research shows that exposure to $PM_{2.5}$ has well-defined biological effects generated through pathophysiological or mechanical pathways, and that it is possible to associate this exposure to cases of mortality and morbidity stemming from cardiopulmonary causes.

The analysis and valuation of externalities from atmospheric pollutants in Mexico was carried out by Cesar et al. (2002), Margulis (1992), Margulis and Sheti (1992) and McKinley et al. (2005). A common characteristic of these exercises is that they all focus on the MCMA, given the high levels of atmospheric pollution that identify it as one of the most polluted megacities in the world (Molina et al., 2002a). As a result, it has become the object of numerous epidemiological analyses on the effects of pollution on the health of the inhabitants, mainly from ozone and particulate matter (Munguía and Pérez, 2003; Riojas-Rodríguez et al., 2006; Rosales-Castillo et al., 2001); and also atmospheric (de Foy et al., 2006; Forkel et al., 2003; Johnson et al., 2005; Molina et al., 2002b; Salcedo et al., 2006); sociological (Catalán et al., 2001; Catalán, 2006), and economic (Avila-Burgos et al., 1996) studies.

Thus, the problem of environmental pollution in the MCMA has been recognized, analyzed and attacked from a variety of perspectives and over a period of several years. Nevertheless, the concentrations of ozone, nitrogen oxides and particulate matter have not shown great improvement since the 1990s (Molina and Molina, 2002). The study carried out by Salcedo et al. (2006) shows that the compounds whose effects are analyzed (nitrates and sulfates) are equivalent to approximately 20.3% of the composition of the $PM_{2.5}$ mass present in the MCMA's atmosphere.

The $PM_{2.5}$ concentrations in the MCMA have been widely discussed with regard to their quantities and origin (Forkel et al., 2003; Johnson et al., 2005; Salcedo et al., 2006). However, it is important to note that the sources generating $PM_{2.5}$ in the MCMA are diverse. Thus, of the 6622 tons present in the area in 2004, 57% came from mobile sources; 30% from area sources (principally homes), while point sources accounted for 10% of $PM_{2.5}$ (GDF, 2006). Nevertheless, $PM_{2.5}$ participation by emissions from electric power plants that use fossil fuels and are located outside the MCMA is still not known and an important problem that needs to be analyzed is the impact of these emissions on the health of area residents and its economic valuation.

The study of emissions of electric power plant operating on a fossil fuel base and the valuation of the effects of these emissions on the health of the population is recent in Mexico. The most detailed analysis, in view of the limitations on meteorological and atmospheric information, was done for the steam plants in the cities of Tuxpan (INE, 2003; López et al., 2004; Zuk et al., 2006) and Manzanillo (SEMARNAT, 2004), characterized in both cases by a local scope. Vijay et al. (2004a) give an estimate of emissions in Mexico's principal thermoelectric plants in terms of tons/year. In recent years, Islas and Grande (2007, 2008) evaluated the cost of cutting down on some SO_2 emission control options for ten selected electric power plants and developing a least-cost optimization model. For the specific case of the effects of secondary pollutants generated by emissions from the electric power sector, only SEMARNAT (Ministry of Environment and Natural Resources – 2004) did an initial approximation for calculating the externalities coming at a regional level from eleven coal- and fuel oil-based electric power plants.

The demographic and economic importance of the MCMA, with an area of 4925 square kilometers, lends significance to an economic valuation exercise focused on the effects of secondary pollutants on the health of the area's residents. The externality studies carried out for this metropolitan area have centered on primary pollutants (Cesar et al., 2002; McKinley et al., 2005) and do not evaluate the role of secondary pollutants like sulfates and nitrates, even though the available evidence emphasizes the importance of the effect these pollutants have on human health (Pope and Dockery, 2006). Thus, the objective of this paper is to present an estimate of the environmental externalities generated in the MCMA by secondary pollutants produced from the emissions of seven Mexican electric power plants outside the area.

Given the lack of detailed information, e.g. decay rates, ammonia emissions from agricultural and livestock sources, mixing layer height, etc., for each of the seven plants considered, which might support exhaustive modeling of secondary particle generation as well as transport and regional dispersion patterns, this quantification is based on a simplified model using the impact pathway approach developed by the ExternE project (EC, 2005). Furthermore, the necessity of externality valuation in an area as specific as the MCMA using a model designed to estimate secondary pollutant impact at a regional level led to an adaptation of the original model. The analysis results can be considered a robust, reliable exercise supporting the process of a detailed valuation of the damage costs in the MCMA arising from the seven plants considered. They can also be applied as general support for decision making in energy, environmental and public health policy and to analyze the balance between local and regional initiatives.

2. Quantification of externalities generated by secondary pollutants

The externality quantification carried out in this paper begins by recognizing the great implicit complexity in the valuation of $PM_{2.5}$ effects on human health, given the diverse sources from which these particles arise and also the frequency with which the impact on health is caused by several pollutants. The method discussed in this section demonstrates these limitations and the uncertainties arising from them, and focuses on evaluating eight effects on the health of MCMA inhabitants caused by the sulfates and nitrates formed from primary pollutant emissions from seven electric power plants.

The externality quantification in this research is based on the impact pathway approach (EC, 1995a; EC, 2005), which includes the following phases:

- I. Emission. Identification of technologies and relevant pollutants, emitted by a site-specific power plant.
- II. Dispersion. Calculation of the increase in the concentration of pollutants in the affected region, using an atmospheric dispersion model.
- III. Estimation of cumulative exposure. Generated by the incremental concentration, followed by calculation of the resulting impact on physical units using concentration–response functions (CRF).
- IV. Impact valuation in monetary terms.

The impact pathway approach was developed in the ExternE project through the use of highly complex atmospheric models that require detailed information. For this analysis the lack of detailed atmospheric information, especially at the regional level, makes it necessary to apply the Uniform World Model, which is explained in Section 2.1.

2.1. Uniform World Model (UWM)

The UWM as an externality quantification alternative, using the impact pathway approach, was proposed over a decade ago by EC

(1995b), and Curtiss and Rabl (1996a,b), and was developed in later years by Spadaro and Rabl (1999, 2008) and Rabl and Spadaro (2000). The principle behind this model is that simplification is possible for generating total or marginal impact and costs, both in physical units (number of cases) or in disability adjusted life years (DALYs), in years of life lost (YOLL), or in damage cost (monetized, in \$/year or \$/kg emitted). The UWM is posed from the general formulation of the impact pathway approach which states that the impact is an integral over land area as is shown in Eq. (1) (Curtiss and Rabl, 1996a).

$$D = \int_{\text{geographic range}} dx \int dy \rho(x) f_{dr}(x, c(x)) \quad (1)$$

where:

- D = total damage
- $\rho(x)$ = density of receptors at point x ($=x, y$)
- $c(x)$ = concentration increase at x , due to emission Q
- $F_{dr}(x, c(x))$ = concentration–response function (CRF)
- F_{dr} = CFR slope = s_{CR} .

The simplified way of applying the impact pathway approach makes it possible to obtain reasonably accurate estimates of the total burden of impact and costs of polluted air in a geographic range in cases in which no climatic or atmospheric information is available (Sánchez et al., 2005), as the influence of atmospheric dispersion is considered through derivation of the pollutant's depletion velocity. The advantages of using UWM can also be observed when there are no informatics resources to allow for a more detailed analysis of the atmospheric and climatic processes involved in pollutant generation and transport.

In theory, the geographic range is understood as an area covering up to 1000 km with respect to the pollutant source, and if a geographic range of up to 1500 km for secondary pollutants could be considered, for values above 1000 km the deviations the model can generate for other more detailed estimates increase, since the UWM calculates mean exposure to the pollutant within the total geographic range and can tend to overestimate the receptors located far from the emitting source. For this reason the calculation discussed in this paper focuses conservatively only on sources within 150 and 600 km of the area affected.

The UWM is based on the following simplification suppositions: (Spadaro, 2002):

- 1) The receptors are uniformly distributed in the entire geographic range.

$$\rho(r) = \rho_{uni} = \text{constant} \quad (2)$$

where

- $\rho(r)$ = receptor density
- r = dominion radius with regard to the emitting source
- the subindex uni indicates a uniform receptor density for all values of r .

- 2) The slope of the CRF (s_{CR}) (Spadaro and Rabl, 2008) is independent from the pollutant concentrations in the air. It is also assumed as linear and without a threshold for the range of important values corresponding to the pollutant concentration in the environment.

- 3) s_{CR} is constant for all values of r .

$$s_{CR}(r) = s_{CR \cdot uni} = \text{constant} \quad (3)$$

where the subindex uni indicates a single value of s_{CR} for all values of r .

- 4) The concentration $C(r, Q)$ is proportional to the rate of atmospheric removal of the pollutant.

$$M(r) = V_{dep} C(r, Q) \quad (4)$$

where:

$M(r)$ = removal flux of the pollutant on land and water surfaces.

V_{dep} = depletion velocity owing to dry and wet deposition plus the chemical transformation. V_{dep} is defined as the ratio between the removal flux of the pollutant $M(r)$ and the concentration of the pollutant on the surface. $C(r, Q)$:

$$V_{dep} = M(r) / C(r, Q). \quad (5)$$

To establish the depletion velocity of a secondary pollutant, it is necessary to consider the primary pollutant's depletion velocity, and this velocity for the secondary pollutant as well as the rate of transformation of the primary pollutant to the secondary pollutant (Rabl and Spadaro, 2000). Expressing the Eq. (4) in the following manner (Spadaro and Rabl, 1999) results in:

$$M(r) = F_{dry}(x) + F_{wet}(x) + F_{trans}(x) \quad (6)$$

where:

- $F_{dry}(x) = V_{dry} C(r, Q)$ = dry deposition flux (in kg/m²s)
- V_{dry} = depletion velocity for dry deposition
- $F_{wet}(x)$ = wet deposition flux
- $F_{trans}(x)$ = decay by transformation.

Under the supposition that the generation of mass flow of the secondary pollutant maintains linear variation with respect to the concentration of the primary pollutant, the following is obtained (Spadaro and Rabl, 1999):

$$V_{dep \ p \rightarrow s} = F_{p \rightarrow s} / C_p(r, Q) \quad (7)$$

where:

- $V_{dep \ p \rightarrow s}$ average transformation velocity from a primary pollutant to a secondary pollutant
- $F_{p \rightarrow s}$ = creation flow of the secondary pollutant for m² of horizontal surface
- $C_p(r, Q)$ = incremental concentration of the primary pollutant, owing to Q .

Under these considerations, "effective" depletion velocity is defined as the ratio between the product of the depletion velocities of the primary and secondary pollutants and the average velocity of the transformation from primary to secondary pollutant (Spadaro and Rabl, 1999):

$$V_{dep \ s \cdot eff} = \frac{V_{dep \ s} \cdot V_{dep \ p}}{V_{dep \ p \rightarrow s}} \quad (8)$$

where:

- $V_{dep \ s \cdot eff}$ = effective depletion velocity of the secondary pollutant
- $V_{dep \ p}$ = depletion velocity of the primary pollutant
- $V_{dep \ s}$ = depletion velocity of the secondary pollutant.

The deposition resulting from the three mechanisms described above can be expressed in terms of flow, defined as the ratio at which the pollutant is removed by m² (area of the horizontal per second). As

the depletion velocity varies with the distance from the pollutant source, it can be expressed in terms of m/s (Curtiss and Rabl, 1996a).

- 5) In the UWM the atmosphere is mixed vertically in a column with a circumference equal to that of the geographic range and the depletion velocity is a constant in the entire geographic range.

$$V_{dep} = V_{dep, uni} = constant \quad (9)$$

Where the subindex uni indicates a uniform depletion velocity for the entire geographic range. This implies that the atmospheric dispersion parameters are independent from the geographic location of the pollutant source.

Under these suppositions, the UWM estimates the damage cost caused by a secondary pollutant in the following manner: (Rabl and Spadaro, 2000):

$$I_{UWM} = \frac{\rho_{uni,s} S_{CR,uni,s} Q}{V_{dep,s,eff}}; \quad (10)$$

where :

I_{UWM} = total impact (in number of cases, YOLL or DALY)

Q = emission rate of primary pollutants (mass per time units)

s = sub index for secondary pollutants.

In spite of these simplification suppositions, the UWM is a useful, reasonably accurate tool for quantifying externalities produced by secondary pollutants generated from electric power plant emissions within a geographic range. However, the adaptation required to analyze the effects of seven Mexican electric power plants on the health of the inhabitants of the MCMA makes it necessary to consider adjusting this model. Rabl and Spadaro (2000) conclude, based on real estimates for plants in France, that variations in damage costs per ton of primary pollutant, generated by sulfates and nitrates, are up to 50%, depending on the proximity to or distance of the receptors from the source. If the local population density differs significantly from the density calculated for the geographic range, the UWM can lead to underestimating the damage cost, but this deviation is not so significant in the case of secondary pollutants, as they are produced tens of kilometers from the source.

2.2. Impact estimate in a specific area based on the UWM

The UWM application to estimate the impact of pollutants in a specific area was developed theoretically by Curtiss and Rabl (1996a) and validated with real data in the case of primary pollutants. The estimate made in this paper applied the same UWM uniformity suppositions regarding receptor density, depletion velocity and CRF slope within the entire geographic range.

With Eq. (10) the total burden of an impact on health from a secondary pollutant, either in terms of cases per year or years of life lost (YOLL), can be obtained. However, to obtain the impact of a secondary pollutant in a specific area, calculation of the pollutant's cumulative impact on the entire geographic range is necessary.

In the case of primary pollutants, and under the principle of mass conservation for distances over 50 km, the following form (Curtiss and Rabl, 1996a) is defined:

$$c(r) = \frac{Q}{2\pi r u h_{mix}} \exp \left[\frac{-V_{dep} r}{u h_{mix}} \right] \quad (11)$$

where:

u = wind speed

h_{mix} = height of the mixing layer

$\frac{Q}{2\pi u h_{mix}} = A_p$.

The exponential component of Eq. (11) expresses the ratio between the pollutant's depletion velocity and the product of the wind speed and the height of the mixing layer. This equation is known as the decay constant, which defines the rate at which the pollutant concentration decreases as the distance from the pollutant source increases:

$$decay\ constant = B = \frac{-V_{dep}}{u h_{mix}} \quad (12)$$

Even when a pollutant's dispersion varies directly with wind speed and the height of the mixing layer, it maintains an inverse relationship with the depletion velocity, which is represented in the following manner: (Curtiss and Rabl, 1996b):

$$geographic\ range = \frac{1}{B} = \frac{u h_{mix}}{V_{dep}} \quad (13)$$

For secondary pollutants, the concentration is established as follows (Sánchez et al., 2005):

$$c(r) = \frac{Q}{2\pi r u h_{mix}} \left(\frac{V_{dep,p-s}}{V_{dep,s} - V_{dep,p}} \right) \left[\exp B_p \cdot r - \exp B_s \cdot r \right] \quad (14)$$

$$= \frac{A_s}{r} \left[\exp B_p \cdot r - \exp B_s \cdot r \right]$$

where:

$$A_s = \frac{A_p \cdot V_{dep,p-s}}{V_{dep,s} - V_{dep,p}}$$

According to the principle of mass conservation, the Eq. (14) shows that secondary pollutant concentration tends towards zero as r increases, resulting in a monotonically decreasing function. With this equation as a basis, the normalized distribution of the cumulative impact throughout the geographic range can be calculated. In this case, in view of the mass conservation and based on the supposition that concentration operates in terms of distance from the source, the cumulative impact of secondary pollutants will be close to zero in the immediate area of the source, while it will tend to be 100% as distance from the source increases. Eq. (15) can be interpreted as an estimate under the UWM simplification suppositions of the percentage of mass emitted deposited within a defined distance from the emitting source; likewise, it can be interpreted as an estimate of a fraction of the expected impact within the geographic range under study (EC, 1995b).

$$\frac{I}{I_\infty} = \left[1 - \left[\frac{1}{B_s} \exp(B_s \cdot r) - \frac{1}{B_p} \exp(B_p \cdot r) \right] \left[\frac{1}{\frac{1}{B_s} - \frac{1}{B_p}} \right] \right] \quad (15)$$

where:

I = cumulative impact between $r=0$ and $r=R$

I_∞ = total impact (between $r=0$ and $r=\infty$)

$B_p = \frac{-V_{dep,p}}{u h_{mix}}$ = decay constant of primary pollutants

$B_s = \frac{-V_{dep,s}}{u h_{mix}}$ = decay constant of secondary pollutants

r = distance from the source.

Application of Eq. (15) to the cases analyzed in this paper resulted in a normalized cumulative impact curve, illustrated in Fig. 1 with the example of the Altamira electric power plant, one of the seven plants considered in this analysis.

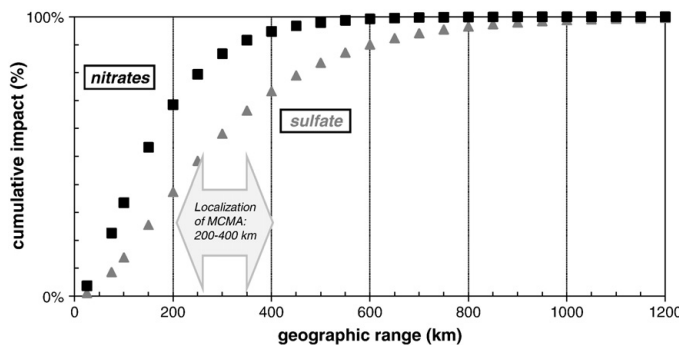


Fig. 1. Cumulative impact of secondary pollutants (power plant of Altamira).

Once the cumulative impact is calculated for each plant, the impact estimate in a specific area requires the following steps:

- Locating the area affected within a concentric ring defined around the emission source. The dimensions of this ring are established by the size of the area affected and its distance from the source. Fig. 2 illustrates the concentric ring defined for the Altamira electric power plant.
- Estimate of the impact within the concentric circle. For secondary pollutants, this estimate is reached in two phases: the first is calculation of the proportion of the impact within the concentric ring in relation to the impact in the entire geographic range, which is done using Eq. (16):

$$I_{SHARE} = \frac{I_{CONR}}{I_{\infty}} = \left[\frac{1}{B_s} \exp(B_s \cdot r_1) - \frac{1}{B_p} \exp(B_p \cdot r_1) \right] \left[\frac{1}{\frac{1}{B_s} - \frac{1}{B_p}} \right] - \left[\frac{1}{B_s} \exp(B_s \cdot r_2) - \frac{1}{B_p} \exp(B_p \cdot r_2) \right] \left[\frac{1}{\frac{1}{B_s} - \frac{1}{B_p}} \right] \quad (16)$$

where:

- $I_{SHARE} = \frac{I_{CONR}}{I_{\infty}}$ = impact in the concentric ring in relation to geographic range
- I_{CONR} = impact in the concentric ring
- I_{∞} = impact in the geographic range
- B_p = decay constant for primary pollutants
- B_s = decay constant for secondary pollutants
- r_1 = radius of the inner edge of the concentric ring
- r_2 = radius of the outer edge of the concentric ring.

The second phase consists of estimating the damage cost by applying Eq. (10), from the UWM, and by using the values of V_{dep} calculated for each electric power plant and the required values of s_{CR} and ρ , which in this case, and with the objective of applying the required adaptation for calculating damage cost in the MCMA, specifically corresponds to this area.

The use of values s_{CR} and ρ corresponding to the MCMA in Eq. (10) does not produce results that can be generalized for the entire geographic range and is done only to estimate damage cost specifically for the MCMA, which is the end objective of this paper. As this paper does not try to determine the damage cost in the geographic range or the total area in the concentric ring in which the MCMA is located, it does not consider relevant introduction of procedures for the observable regional population. This unconventional way of proceeding is believed adequate for the purposes of this paper, as calculation of the impact in the concentric ring makes it

possible to maintain the principle of mass conservation and respect the model's uniformity suppositions with regard to ρ and s_{CR} .

It is also worth noting that impact calculation in the concentric ring responds to the fact that pollutant distribution in the geographic range does not occur uniformly and, as a result, impact is not the same in different areas of the range analyzed, and even when population density as a constant is considered, there may be a fractional impact in which a maximum value is registered that varies depending on the dimensions and location of the ring.

Once the calculation is made with Eq. (10), the impact in the concentric ring is estimated by applying Eq. (16), as shown below:

$$I_{CONR} = (I_{SHARE})(I_{\infty}) \quad (17)$$

- Estimate of impact in a specific area.

The impact in a specific area is calculated as follows:

$$I_{ZONE} = (A_{SHARE})(I_{CONR}) ; A_{SHARE} = \left(\frac{A_{ZONE}}{A_{CONR}} \right) \quad (18)$$

where:

- I_{ZONE} = impact in a specific zone
- $A_{SHARE} = A_{SZ}/A_{CONR}$ = area of the specific zone as a proportion of the area of the concentric ring
- A_{ZONE} = area of the specific zone
- A_{CONR} = area of the concentric ring.

Finally, for the economic valuation of impact estimates each impact calculated is multiplied by the unit cost p .

2.3. Uncertainty analysis

By applying the UWM, the costs caused by pollutant emissions, in this case from electric power plants, can be calculated. In this sense, the model provides an expected value that is not considered an exact figure for the damage cost but rather gives orientation supporting policy design in the areas of energy, the environment and health, for which the expected values can be appropriate indicators (Curtiss and Rabl, 1996b). Nevertheless, the principal sources of uncertainty associated with this approach must be analyzed.

According to Rabl and Spadaro (1999), the principal sources of uncertainty correspond to the data and the model used; to political elections and ethics; to future scenarios, and to the idiosyncrasies of the analyst. The first two sources can be analyzed, while for the last two a sensibility analysis is considered more appropriate.

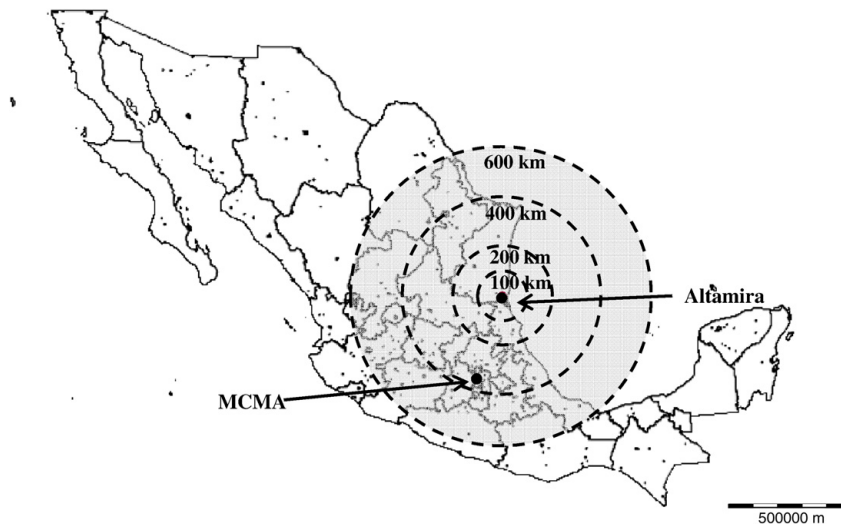


Fig. 2. Localization of the MCMA and the power plant of Altamira.

UWM uncertainty analysis can be carried out in simplified form by considering a log-normal distribution of variables, as this is the most appropriate form of describing multiplicative process behavior, such as that observed in a large number of environmental impacts. Thus, if there is a geometric mean μ_g (equal to the median) of a variable with a log-normal distribution as well as its geometric standard deviation σ_g , there is a 68% probability that the real value is within the confidence interval $[\mu_g/\sigma_g, \mu_g \sigma_g]$, and about a 95% probability that it is situated within the confidence interval $[\mu_g/\sigma_g^2, \mu_g \sigma_g^2]$ (Rabl and Spadaro, 1999).

In the first two sources of uncertainty mentioned the two parameters exercising a greater influence on results are the following: depletion velocity and the value of a statistical life (Spadaro and Rabl, 2008). In the variables used to calculate particle depletion velocity, the analysis of various studies points to a greater variability in dry deposition, related to the nature of the surface and observation conditions. This situation is accentuated in the case of nitrogen compounds due to their high chemical reactivity.

An additional source of uncertainty in the case of secondary pollutants arises from the reactions involved in their formation, which depend on the background concentrations and usually are unknown. The value of σ_g calculated by the authors for secondary pollutant dispersion is 1.7, against 1.5 estimated for non-reactive primary pollutants. This greater value for secondary pollutants is due to the fact that they are formed over great distances and their impact is of regional scope.

As for chronic mortality, a typical value is estimated at $\sigma_g = 1.5$ to calculate the relative risk. Also identified is the need to determine the relationship between years of life lost (YOLL) and the change in the rate of age-specific mortality reported in studies of chronic mortality; consequently, a value of $\sigma_g = 1.3$ is suggested to calculate YOLL with a given relative risk. However, an additional source of uncertainty has to do with the relative toxicity of the different components of the particles, of which sulfates and nitrates are only a part. The difficulty in evaluating this uncertainty produces an estimate of $\sigma_g = 2$ for sulfates and nitrates, based on subjective judgments derived from the opinions of epidemiologists and toxicologists.

Another important aspect related to chronic mortality has to do with its monetary valuation because it implies the value of a statistical life (VSL), known as the value of a prevented fatality (VPF). This value

expresses willingness to pay (WTP) to avoid a premature death rather than what people might consider the intrinsic value of life. This value is difficult to monetize and is very uncertain. Based on reviews of European and American experience, a value of $\sigma_g = 2$ for the VPF and for the value of a lost year (VOLY) is recommended.

For impacts associated with morbidity, a value of $\sigma_g = 2$ is assigned for chronic bronchitis, and of 1.5 for restricted activity days.

3. The MCMA case study

The MCMA is located on the coordinates 19°25 latitude north and 99°10 longitude west, on a plateau with an elevation of 2240 m above sea level. Its surface is almost flat, is surrounded on the east, south and west by mountains and has a wide open area to the north and a narrower one on the south-southwestern side (Molina et al., 2002a). The area covers two political entities: the Federal District, that is divided into 16 political delegations, and part of the state of Mexico, which had 35 suburban municipalities in 2005 (INEGI-GDF, 2005). In that same year, the population was 18.5 million (INEGI, 2005), concentrated in an area of 4979 km² (INEGI-GDF, 2005), creating a population density of 3717 hab/km².

The phases and the information required to quantify the externalities generated by secondary pollutants in the MCMA will now be described. It should be clarified that this calculation was carried out using Simpacts, as this software simultaneously calculates damage costs from secondary pollutants and the confidence intervals necessary for uncertainty analysis.

3.1. Identification of emission sources

The calculation included seven electric power plants, all of which were operated by the public utility company, the Federal Electricity Commission (Comisión Federal de Electricidad — CFE). The selection criteria were as follows: location, based on a maximum distance of 600 km between the MCMA and the source, and a minimum distance of 150 km; use of coal, fuel oil or natural gas; and generation capacity. Fig. 3 shows the location of the selected electric power plants in Mexico. The generating units Manzanillo I and II (both operating with steam technology) were analyzed separately.

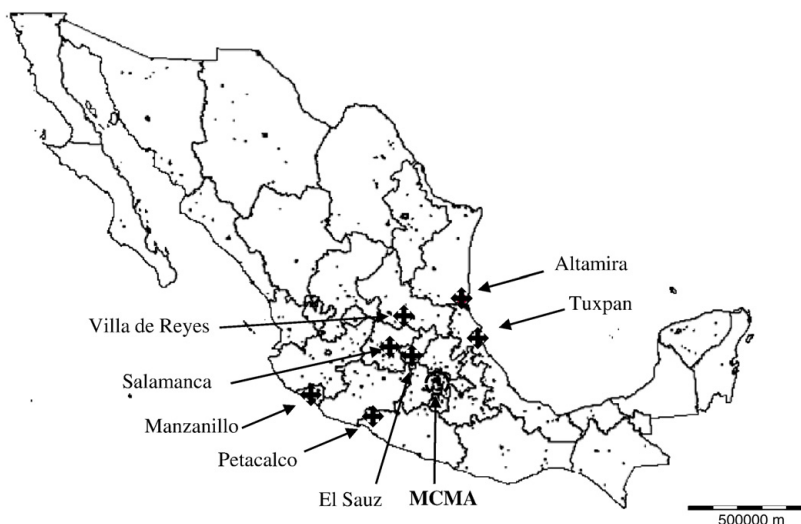


Fig. 3. Localization of the MCMA and the seven selected power plants.

3.2. Pollutant dispersion

The variables used in the UWM and in the adaptation carried out to estimate the impacts on the MCMA were obtained from different sources. Table 1 shows the variables corresponding to each electric power plant or generating unit. The depletion velocities were calculated by Sánchez et al. (2005) with a regression analysis of the increments observed in the pollutant concentration by distance from the source, using six electric power plants located in Mexico and Cuba. For the analysis in this paper three Mexican power plants were included: Tuxpan, Manzanillo and Tula, while for the rest of the plants analyzed the values of the nearest plant had to be assigned. Thus, the

values for Tula were assigned to Salamanca, Villa de Reyes and el Sauz; those for Tuxpan were assigned to Altamira, and those for Manzanillo, to Petacalco. Similarly, it must be taken into account that the reaction rates, atmospheric parameters and the deposition process considered by Sánchez et al. (2005) were adapted from external sources and the values of these variables were taken as the sole ones in the entire domain analyzed, which covered the Caribbean, Mexico and parts of Central America; thus, the depletion velocities used should be regarded as an approximation.

In spite of these limitations, the values for the depletion velocities used in this research are believed to reflect the climatic conditions of the power plant regions under analysis more closely than those

Table 1
Geographical, meteorological and atmospheric data of the selected power plants, 2005.

Name/technology ^a	(1) Fuel ^b	(2) Coordinates ^c		(3) Distance from MCMA ^d (km)	(4) Emissions (ton) ^e		(5) Depl. velocity (cm/seg) ^f				(6) Wind speed (m/s)	(7) Mix. L. height (m) ^g	(8)% of total cumulative impact ^h	
		N	W		SO ₂	No _x	SO ₂	No _x	Sulfates	Nitrates			Sulfates	Nitrates
El Sauz/CC	NG	20.450	-100.133	152	106	4072	1.09 ± 0.05	0.81 ± 0.04	1.19 ± 0.46	2.85 ± 1.38	2.05	923	42.01	44.26
Salamanca/S	FO-NG	20.567	-101.217	249	29,777	2808	1.09 ± 0.05	0.81 ± 0.04	1.19 ± 0.46	2.85 ± 1.38	2.05	1012	34.40	32.30
Villa de Reyes/S	FO	21.833	-100.920	323	49,201	3760	1.09 ± 0.05	0.81 ± 0.04	1.19 ± 0.46	2.85 ± 1.38	2.11	877	35.61	32.21
Altamira/S	FO-NG	22.436	-98.009	360	69,479	4621	1.10 ± 0.05	2.48 ± 0.17	1.15 ± 0.49	1.73 ± 0.40	2.10	822	35.95	26.25
Adolfo López Mateos (Tuxpan)/S	FO	21.017	-97.328	260	209,798	13,898	1.10 ± 0.05	2.48 ± 0.17	1.15 ± 0.49	1.73 ± 0.40	2.11	797	36.03	25.36
M. Álvarez Moreno (Manzanillo I)/S	FO	19.027	-104.325	539	96,891	6777	1.01 ± 0.03	2.22 ± 0.11	0.55 ± 0.04	0.73 ± 0.03	2.11	940	20.87	17.31
M. Álvarez Moreno (Manzanillo II)/S	FO	19.027	-104.325	539	65,336	4837	1.01 ± 0.03	2.22 ± 0.11	0.55 ± 0.04	0.73 ± 0.03	2.11	940	20.87	17.31
Plutarco Elías Calles (Petacalco)/D	C-FO	17.918	-102.106	353	85,223	623	1.01 ± 0.03	2.22 ± 0.11	0.55 ± 0.04	0.73 ± 0.03	2.14	890	27.03	32.77

^a S = steam; CC = combined cycle; D = dual.

^b NG = natural gas; FO = fuel oil; C = coal.

^c Source: Vijay et al. (2004b).

^d Straight-line distance.

^e Source: SENER (2007).

^f Source: Sánchez et al. (2005). Includes the confidence interval. Due to the lack of information, the depletion velocities of Tula, Tuxpan and Manzanillo were assigned to the remaining power plants considering the nearness to the plants with available information.

^g Estimated with data from SMN (2005) and the observatory of Manzanillo, using a simplified model (CSIRO, 1999). The figures represent the annual average of the mixing layer height.

^h Impact in the concentric ring in relation to geographic range. Calculated using Eq. (16) and data from SMN (2005), and column (6).

Table 2
Concentration–response functions in MCMA.

	(1) RRI (%) ^a	(2) Incidence ^b	(3) Population at risk in the MCMZ ^c		(4) Slope ^d
	µg PM/m ³	case/person/year	Age	%	Cases/(person-year-µg PM/m ³)
<i>Sulfates</i>					
Chronic mortality (CM)	0.384%	4.13E–03	>30 years	45.30%	7.18E–05
Chronic bronchitis (CB)	0.360%	7.07E–03	>18 years	67.40%	1.72E–05
Hospital admissions Respiratory (HA-R)	0.139%	4.11E–03	Total	100%	5.71E–06
Cardio-cerebro vascular (HA-CCV)	0.060%	4.03E–03	Total	100%	2.42E–06
ER visits (ERV)	0.311%	3.17E–02	Total	100%	9.85E–05
Restricted activity days (RAD)	0.774%	6.46E+00	>18 years	67.40%	3.37E–02
Asthma attacks (AA)	0.774%	1.27E–01	Asthmatics	8%	7.86E–05
Chronic cough	0.030%	5.77E–02	Children	27.10%	4.69E–06
<i>Nitrates</i>					
Chronic mortality (CM)	0.192%	4.13E–03	>30 years	45.30%	3.59E–05
Chronic bronchitis (CB)	0.180%	7.07E–03	>18 years	67.40%	8.58E–06
Hospital admissions Respiratory (HA-R)	0.070%	4.11E–03	Total	100%	2.88E–06
Cardio-cerebro vascular (HA-CCV)	0.030%	4.03E–03	Total	100%	1.21E–06
ER visits (ERV)	0.156%	3.17E–02	Total	100%	4.94E–05
Restricted activity days (RAD)	0.387%	6.46E+00	>18 years	67.40%	1.69E–02
Asthma attacks (AA)	0.387%	1.27E–01	Asthmatics	8%	3.93E–05
Chronic cough	0.015%	5.77E–02	Children	27.10%	2.35E–06

All costs include direct costs and productivity losses, with the exception of chronic mortality and restricted activity days.

^a Relative risk increase. Source: Cesar et al. (2002).

^b Basal incidence rate. Source: Cesar et al. (2002).

^c Source: INEGI (2005).

^d Product of the multiplication of the RRI × incidence × % of population at risk. For chronic mortality one episode of chronic death is equal to 10 years of lost life.

obtained in studies done for other geographic regions; however, in cases in which no local data are available, the results obtained for other regions must be adapted, which applies not only to depletion velocities but also to the CRF slope or the unit costs.

Column (5) of Table 1 shows the great uncertainty in depletion velocities calculated by Sánchez et al. (2005), in data on sulfates in Tuxpan, and in data on nitrates in Tuxpan and in those assigned to El Sauz, Salamanca and Villa de Reyes. This is mainly due to the fact that the pollutant concentration registered beyond the source occurs in a narrow angular sector, resulting in an elongated area affected by the pollutant, and affects the adjustment quality of the model.

The variables in columns (6), (7) and (8) in Table 1 were used to estimate the effects of sulfates and nitrates in the MCMA. The height of the mixing layer (column 7) is defined as the level in the atmosphere beyond which vertical air exchange is inhibited. A low mixing layer height implies that the air is generally stationary, with little vertical movement, and this traps pollutants near the surface. In contrast, great mixing layer heights allow for vertical mixing in the atmospheric layer, which makes good pollutant dispersion possible (Ferguson, 1998). The data in this column show the average annual mixing layer height estimated for each power plant or generating unit. The calculations of this variable were made using a simplified model (CSIRO, 1999) with data from the National Weather Service's automatic monitoring stations and with information from the Manzanillo observatory (SMN, 2005). With regard to the latter source, it is possible that different criteria used to register average wind speed from those applied in the automatic monitoring stations might create a greater margin of error than in the other power plants analyzed. Another source of uncertainty is the lack of information in the case of Salamanca, which made it necessary to turn to the nearest station for information.

Column (8) gives the proportion of pollutant concentration in the concentric ring in relation to the concentration in the entire geographic range. According to our criteria, this proportion was estimated by establishing the width of the ring at 200 km for all the plants analyzed. It should be noted that these calculations did not consider differences in MCMA's topology, and as a result, it is important to refine the impact estimates made for these plants in subsequent studies. In addition, the modeling results express only the effects in the MCMA of secondary pollutants produced from the

electric power plants analyzed, and, thus, background concentrations of these pollutants in the MCMA were not considered, nor were those related to ammonia emitted from agricultural and livestock activity in regions adjoining the area under study. In the latter case, with the exception of analyses carried out in the MCMA, there are no studies of ammonia concentration in rural Mexico that could indicate the influence this compound has on the formation of secondary pollutants at the regional level.

3.3. Impact quantification

Impact quantification was carried out using the values of S_{CR} shown in Table 2. These slopes were estimated using the information from a meta-analysis done to establish the relative risk increase (RRI) from PM₁₀ in the MCMA (Table 2, column 1); the RRI is understood as the percentage change observed for each 10 µg/m³ of daily pollutant concentration (Cesar et al., 2002). This meta-analysis considered 126 peer-reviewed national and international periodicals and sought to establish the association between exposure to ozone and PM₁₀ and recognizable clinical effects on human health. Use of these results from the meta-analysis are reliable as research was not considered that did not include relevant statistics (variance, standard error or confidence intervals); reports on small populations or with excessively large confidence intervals and standard errors; also not included were research projects that did not take into account temperature or seasonal variations throughout the period under study; nor studies that did not analyze the effects of ozone or PM₁₀. To

Table 3
Unit costs per health impact.
Source: EC (2005), INSP-INE (2003), WB (2010).

Health impact	Unit cost (USD 2000)
Chronic mortality	21,798
Chronic bronchitis	17,831
Hospital admissions respiratory	2932
Cardio-cerebro vascular	11,410
ER visits	327
Restricted activity days	12
Asthma attacks	340
Chronic cough	93

Table 4
Health impacts in the MCMA due to secondary pollutants generated by electric power plants (cases/year).
Source: own estimations with Simpacts.

	CM ^a	CB	CC	RAD	ERV	AA	HA-R	HA-CCV
Sulfates								
Tuxpan	727	174	47	341,101	997	796	58	24
Petalcalco	463	111	30	217,334	635	507	37	16
Manzanillo I	244	58	16	114,435	334	267	19	8
Altamira	240	58	16	112,711	329	263	19	8
Manzanillo II	164	39	11	77,178	226	180	13	6
Villa de Reyes	163	39	11	76,385	223	178	13	5
Salamanca	95	23	6	44,662	131	104	8	3
El Sauz	1	0	0	290	1	1	0	0
Total sulfates	2097	502	137	984,086	2876	2295	167	71
Nitrates								
Tuxpan	11	3	1	5302	16	12	1	0
Manzanillo I	5	1	0	2509	7	6	0	0
El Sauz	5	1	0	2469	7	6	0	0
Altamira	4	1	0	1825	5	4	0	0
Manzanillo II	4	1	0	1791	5	4	0	0
Villa de Reyes	2	1	0	1106	3	3	0	0
Salamanca	2	0	0	828	2	2	0	0
Petalcalco	2	0	0	728	2	2	0	0
Total nitrates	35	8	2	16,557	48	39	3	1
Total	2132	511	139	1,000,654	2925	2334	170	72

^a Expressed in YOLL.

pool the studies that were used, a random effects model was applied, doubly pooling those articles based on Mexico City's population with respect to those done in other countries. Even with these considerations, an important source of uncertainty is the fact that the available epidemiology studies include the effects of particles not solely arising from the generation of electricity (SEMARNAT, 2004).

To determine the values of s_{CR} , the criteria for the last update of the ExternE methodology done in 2005 (EC, 2005) were followed. This document, according to the criteria arising from the review of recent epidemiological literature, proposes sulfates toxicity as equivalent to that of PM_{10} , while for nitrates the toxicity level is established at $0.5 PM_{10}$. It is important to emphasize that in spite of the revisions made by authors like Pope and Dockery (2006), the scientific evidence on the negative effects of secondary pollutants on human health still confronts a significant level of uncertainty, especially in the case of nitrates, while there are some studies on sulfates that show a relationship between these pollutants and certain effects on health. Nevertheless, the epidemiological information presented in this paper is the best reference at hand on the subject, considering the limited availability of data.

The criteria for determining s_{CR} in this research sought to maintain the gradualness principle for short-term impacts. This principle establishes that the greater the gravity of the impact on health

produced in the lapse of a week, the smaller the population at risk. Under this criterion, the starting point for identifying impacts on health are the physiopathological changes in the population at risk, leading to episodes of morbidity or mortality (Ballester et al., 1999).

The basal incidence rate (Table 2, column 2) was also obtained from (Cesar et al., 2002), while figures for the population at risk were taken from INEGI (2005). Determination of the population at risk for chronic mortality considered the age range established by Leksell and Rabl (2001), with the most important studies reported in the specialized literature taken as a base. For the case of other kinds of impact, Ostro's (1996) criteria were followed; these are based on analysis of peer-reviewed periodicals, with the exception of chronic bronchitis, on the population at risk over 18 years old, and as pointed out by Zemp et al. (1999) and the range left open, as established by Ostro (1996). In addition, the age group for hospital admissions for cardio-cerebrovascular causes was established for people 65 years old and over, as this age group is studied with greater frequency in the epidemiological literature of this impact, as can be observed in the review by Morris (2001). The definition of these age ranges made it possible to calculate the percentage of the population at risk in the MCMA (Table 2, column 3). For chronic mortality, the ExternE (EC, 2005) guidelines were followed, applying the YOLL approach, in which a chronic death is equivalent to ten years of lost life.

With this information as a starting point, the values for s_{CR} were determined for each impact by multiplying columns (1) to (3) from Table 2. The resulting figures (column 4) are shown in cases/(person-year- $\mu g PM/m^3$).

3.4. Monetary valuation

Some of the unit costs used in this estimate are the same as those used by McKinley et al. (2005) in a study of the benefits of reducing pollutant emissions in the MCMA (Table 3). These values are part of the results of a broader analysis conducted by INSP-INE (2003) for the U.S. Environmental Protection Agency's Integrated Environmental Strategies (IES) program, that includes direct cost estimate, productivity losses and willingness to pay (WTP). The values used for the calculations made in this paper are based, on the one hand, on the direct costs calculated with information from the Mexican Social Security Institute (Instituto Mexicano del Seguro Social – IMSS), (belonging to the Mexican social security system) for three levels of service (emergency visits, intensive therapy (ICU) and admissions), and the costs for each ailment were estimated. On the other hand, the costs from productivity loss were taken as time lost by an individual during his/her hospitalization or while bedridden (free time valuation is not included). Thus, the cost of medical treatment was calculated by multiplying lost days/case by average daily wage. For this calculation, the number of average hospitalization days was obtained from the IMSS; this may produce an underestimate of costs, as individuals may

Table 5
Damage costs in the MCMA due to secondary pollutants generated by electric power plants (thousand USD 2000).
Source: own estimations with Simpacts.

	Sulfates			Nitrates			Total		
	Damage cost	Low value	High value	Damage cost	Low value	High value	Damage cost	Low value	High value
Tuxpan	24,089	6710	88,105	373	104	1366	24,462	6814	89,471
Petalcalco	15,346	4275	56,123	51	14	187	15,397	4289	56,310
Manzanillo I	8082	2251	29,562	177	49	647	8259	2300	30,209
Altamira	7961	2217	29,111	129	36	470	8090	2253	29,581
Manzanillo II	5449	1518	19,934	126	35	461	5575	1553	20,395
Villa de Reyes	5396	1503	19,735	78	22	285	5474	1525	20,020
Salamanca	3154	879	11,535	58	16	213	3212	895	11,748
El Sauz	20	6	75	174	48	636	194	54	711
Total costs	69,497	19,359	254,180	1166	324	4265	70,663	19,683	258,445
%	98.35%			1.65%			100.00%		

Low and high costs refer to the 68% confidence interval.

lose additional work days after leaving the hospital. In the case of chronic cough, given the lack of direct information, a gross estimate of productivity losses related to pneumonia was used. Additionally, restricted activity days were considered to be productivity losses.

It must be noted that in addition to the underestimate attributed to the omission of some costs, using only information from the IMSS may introduce deviations to the estimates, as there is evidence of a high percentage of private health expenditure in the MCMA, not covered by the social security system. In 2002, 57% of the total spent on health care in Mexico City and 65.2% in the state of Mexico was private, according to Sesma-Vázquez et al. (2005). However, there are no estimates of costs that include other public health institutions or private institutions.

For chronic mortality the value assigned corresponds to the mean value of life year (VOLY) in Mexico, calculated from the lowest value (18,296 USD 2000), resulting in the VOLY in Europe (EC, 2005) adjusted by the GNP quotient of Mexico and Europe (WB, 2010), and a high value (25,300 USD 2000), calculated as the quotient between the estimated value of a statistical life (VSL) of Europe (EC, 2005) and Mexico (Ibararán et al., 2002 — cited by INE-INSP, 2003), multiplied by Europe's VOLY (EC, 2005). In both cases an income elasticity of 1 is assumed. This procedure is justified in the cases where local data are unavailable (EC, 2005).

4. Results and discussion

This section presents the results of the estimate made in terms of impacts on health and damage costs. It includes an uncertainty analysis and a general panorama of the implications of these calculations for energy policy.

4.1. Impacts on health in the MCMA

The results in terms of the impacts of secondary pollutants originating from emissions from the seven electric power plants analyzed on the health of MCMA residents, are shown in Table 4. The restricted activity days (RAD) are the most important short-term impact on cases per year, with a figure of about 1 million cases. Under the gradualness principle, emergency room visits (ERV) were the second most important short-term impact, with almost 3 thousand cases, while asthma attacks (AA) registered 2.3 thousand cases. Hospital admissions-respiratory (HA-R) and cardio-cerebro-vascular admissions (HA-CCV) numbered 0.2 and 0.07 thousand cases, respectively.

Long-term impacts attributed to the secondary pollutants examined in this study are the following: chronic bronchitis (CB) with 0.5 thousand cases, and chronic cough (CC) with 0.1 thousand cases. The chronic mortality (CM) impact was quantified in terms of 2.1 thousand YOLL.

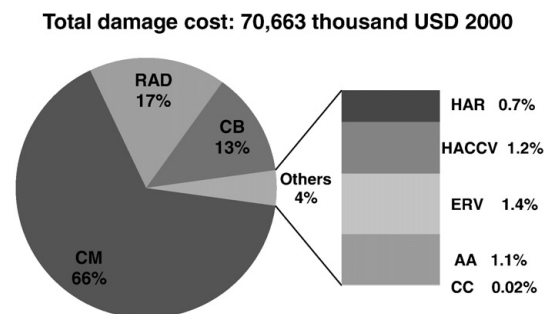


Fig. 4. Structure of damage costs in MCMA by impact.

The figures obtained for each power plant depended on the quantity of emissions for each primary pollutant (SO_2 and NO_x), and were determined by the fuel and technology used. Another important factor was the emission source's distance from the MCMA, as this determined the percentage of total concentration of the pollutant in the concentric ring, shown in Table 1. According to the results in Table 4, the steam unit in Tuxpan is the greatest source of impacts on health due to sulfates, which contributed 34.7% of each impact estimate. The dual Petacalco plant follows, with 22.1%, that plant alternates the use of coal and fuel oil every year, and in 2005 used coal as the main fuel, resulting in an emission composition different that year from the composition produced with fuel oil. The Manzanillo I plant is third, with an 11.6% participation in the impacts stemming from sulfates in the MCMA; Altamira contributed 11.4% to each of the impacts from sulfates. The four power plants mentioned above taken together contributed 79.8% of the total impacts calculated for sulfates, and the remaining 20.2% was attributed to Manzanillo II, Villa de Reyes, Salamanca and El Sauz. In 2005 Salamanca operated at lower levels than previous years as a measure to mitigate the serious levels of pollution registered in the urban area in which it is located. The contribution to impacts attributable to sulfates from the combined-cycle plant in El Sauz was much lower.

As for nitrates, the results show that Tuxpan contributed 32%, Manzanillo I, 15.1% and El Sauz 14.9%, Altamira 11% and Manzanillo II 10.8%. Together, these plants were responsible for 83.8% of the impacts from nitrates while the remaining 16.2% was attributed to other plants using fuel oil (Altamira and Manzanillo II) and the dual Petacalco plant.

4.2. Damage costs in the MCMA

According to the estimates, in the MCMA the total damage costs expected from sulfates and nitrates originating from the emissions of the seven power plants selected totaled 71 million USD¹ (min/max 20/258 million USD) (Table 5). Of these costs, 98% corresponds to sulfates and the remaining 2%, to nitrates. Each plant's contribution to these costs depends on the quantity and type of primary pollutant emitted; the plant's distance from the MCMA, and meteorological variables.

By plant, the largest damage cost originates from the steam plant in Tuxpan, with a total of 24 million USD, followed by the dual Petacalco plant, with 15 million USD. By contrast, the costs attributed to the other plants using mainly fuel oil, even when high, figure in the 8 and 3 million USD range, well below Tuxpan and Petacalco (Table 5). The combined-cycle plant El Sauz plant make up 0.3% of the total damage cost, with a damage cost of 0.2 million USD.

The health-impact damage cost structure is characterized, in the case of both pollutants, by the predominance of chronic mortality (66% of the total damage cost), as shown in Fig. 4.

By contrast, even when the unit cost for restricted activity days is the lowest of all those considered, the high number of cases per year places its participation at 17% of the total expected damage costs caused by the plants analyzed in the MCMA. Chronic bronchitis accounts for 13% of the estimate for total costs expected.

The remaining impacts on health are responsible for 4% of the total. However, in spite of this low percentage in relation to the costs attributed to chronic mortality, chronic bronchitis and restricted activity days, the other impacts should not be minimized, given their relevance at the private and social level when the unequal income distribution in the MCMA is taken into account; this places many social sectors in vulnerable positions. Similarly, it will be necessary to include both other economic costs and additional social costs in future analyses.

¹ The currency units expressed in this work are in USD of 2000.

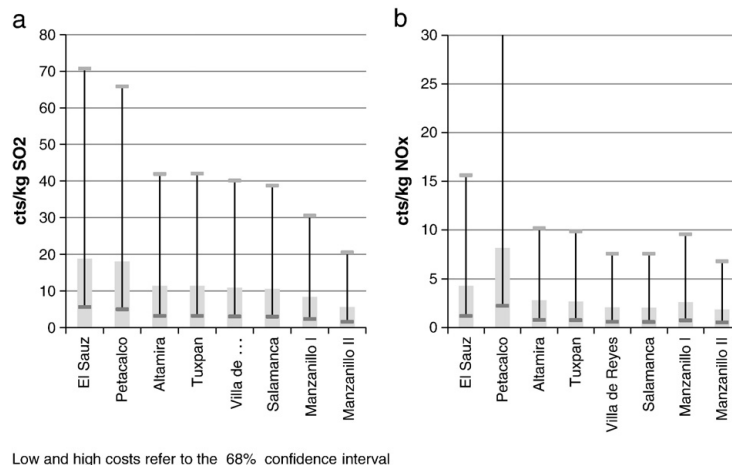


Fig. 5. Damage cost in MCMA per unit of pollutant.

The analysis of the results normalized per unit emission of pollutant, shows that highest costs are for El Sauz and Petacalco, both reaching a level of about 18 cts/kg of SO₂ for damage costs in MCMA associated with the sulfates, and 4 and 8 cts/kg respectively in the case of nitrates. The lowest costs per unit emission of SO₂ are for Manzanillo I and II, with respective values of 6 and 8 cts/kg, and the remaining plants show a unit cost of about 11 cts/kg. With regard to nitrates, all steam plants analyzed showed a cost within a range of 2–3 cts/kg (Fig. 5a).

By contrast, the results in terms of costs per unit of electricity are significantly lower for El Sauz (0.006 cts/kWh) compared with the other plants, whose costs per kWh are in the range between 0.1 and 0.2 cts (Fig. 6).

The reasons of this behavior can be explained considering that El Sauz is a combined-cycle plant using natural gas. With the exception of Manzanillo II, the largest generation cost per kWh is for the steam plants included in this study.

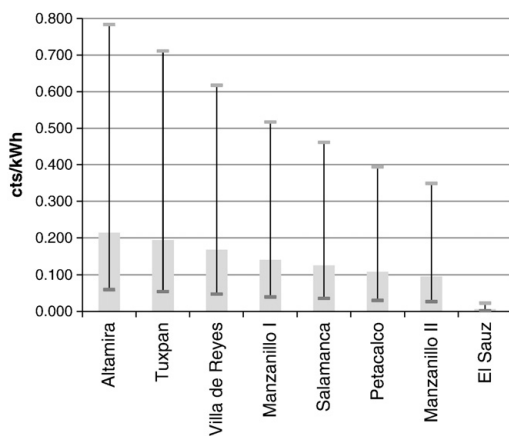


Fig. 6. Damage cost in MCMA per unit generated.

4.3. Policy implications

The growth of mega cities over the last 30 years is an important trend worldwide. In 2007 these cities accounted for 4% of the world population and 9% of all urban residents (UNFPA, 2007). In the case of Mexico, 44 of 57 metropolitan areas in the country (SEDESOL-SEGOC-CONAPO-INEGI, 2005) are located in the geographic range of the seven electric power plants considered in this estimate. Moreover, the five largest metropolitan areas, including the MCMA, which as a whole accounted for 29% of the country's population in 2005 (INEGI, 2005), are probably affected by one or more of the power plants analyzed.

The rapid expansion of the metropolitan areas, resulting from the urbanization process in Mexico, is a phenomenon that will continue during the next few decades. This tendency translates into greater requirements for territorial planning for better management of public utilities and improvement in the quality of life (SEDESOL-SEGOC-CONAPO-INEGI, 2005).

The damage cost estimates in this research are important indicators of the sulfates and nitrates externalities produced by secondary pollutants in the MCMA from the emissions of the seven power plants analyzed. The results are adequate indicators for decision making and can complement more detailed studies, in addition to giving a general perspective on the externality problem. This offers the possibility of a better understanding of the problem and allows for more informed decision making on aspects of environmental, energy and public health policies, with consideration given to social equality criteria.

Integrating the results of externality analysis in energy policy should be carried out at the national level with an effective method that incorporates minimum social costs. Externality internalization should be part of a process that does not focus solely on monetary aspects but also develops into one that is more complex, in which one effective short-term measure is a change in dispatch rules within the electric sector, which should be strengthened, and at the local level, reinforced regulation of electric power plants together with stricter regulations for SO₂ and NO_x emissions.

5. Conclusions

The estimates made in this study are an important analytical exercise in the importance of impacts on health in the MCMA,

attributed to seven electric power plants through secondary pollutants produced from NO_x and SO₂ emissions. Sulfates contribute 98% of the total expected costs occasioned by secondary pollutants formed by the emissions from the power plants analyzed: this situation does not affect the importance of the costs caused by nitrates, which also reach relevant monetary levels.

The economic valuation focused on three long-term impacts: chronic mortality, chronic bronchitis and chronic cough and on five short-term impacts: restricted activity days, emergency room visits, asthma attacks, and hospital admissions, including both cardiovascular and respiratory cases. With respect to morbidity, the main impacts in terms of cases per year are restricted activity days, while other more serious short-term impacts total a significantly lower number of cases, under the gradualness principle.

In terms of damage costs, the estimate made for the MCMA is an annual cost of 71 million USD (min/max 20/259 million USD). In this estimate, the most important cost is for chronic mortality, 66% of the total, followed by restricted activity days at 17% and chronic bronchitis at 13%, an important figure due to the social burden it suggests. The remaining impacts on health are not as important in economic terms as the aforementioned, but should be addressed from a social perspective, considering such aspects as income concentration; the population's access to healthcare services; and, in general, the quality of life of the MCMA population, as well as the design of adequate, effective energy policies. The analysis of the results normalized per unit emission of pollutant, shows that the highest costs are for the combined-cycle plant El Sauz and the dual plant of Petacalco. The results in terms of costs per unit of electricity are significantly lower for El Sauz and with the exception of Manzanillo II, the largest generation cost per kWh is for the steam plants included in this study.

The approach developed in this research analysis of externalities produced by electric power plants located outside the MCMA offers a view of the situation in this zone in terms of impacts on health and economic costs, and can constitute an important support for the design of policies dealing with public health, energy and other social topics. It is important to conduct more studies to help reduce the uncertainty associated with the availability of information on atmospheric variables (such as those related to decay rates, depletion velocities, ammonia emissions and mixing layer height, among others). Another area that should be addressed in detail has to do with the estimates of the costs of each impact on health, with the objective of reducing the uncertainties or underestimates arising from the available data through more extensive analysis in the MCMA.

Acknowledgements

This research was done with the support of the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) through the doctoral fellowship 195031 and the project CONACYT-SENER-Sustentabilidad Energética No. 117808.

References

- Abt (Abt Associates Inc.), 2000. The particulate-related health benefits of reducing power plant emissions. USA.
- Avila-Burgos L, Gutiérrez-Zúñiga C, Hernández-Peña P, Santos-Burgoa C, Silva-Aytauer L. El costo social de la bronquitis crónica en la Ciudad de México: una experiencia piloto. *Salud Pública Méx* 1996;38:128–38.
- Ballester F, Tenías JM, Pérez-Hoyos S. Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud: una introducción. *Rev Esp Salud Pública* 1999;73(2):109–21.
- Blanchard Ch, Tannenbaum S. The effects of changes in sulfate, ammonia and nitric acid on fine PM composition at monitoring sites in Illinois, Indiana, Michigan, Missouri, Ohio and Wisconsin, 2000–2002. Lake Michigan Air Directors Consortium; 2004. USA http://www.ladco.org/reports/technical_support_document/references/pmfinalreport_2.pdf consulted on 28/12/07.
- Bozicevic V, Tomšic Z, Debrešin N. External costs of electricity production: case study Croatia. *Energy Policy* 2005;33(11):1385–95.
- Catalán M. Estudio de la percepción pública de la contaminación del aire y sus riesgos para la salud: perspectivas teóricas y metodológicas. *Rev del Inst Nac de Enferm Respiratorias* 2006;19(1):28–37.
- Catalán M, Rojas M, Pérez J. La percepción que tiene la población adulta del Distrito Federal sobre la contaminación del aire. *Estudio Descriptivo. Rev del Inst Nac de Enferm Respiratorias* 2001;14(4):220–3.
- Cesar H, Borja-Aburto V, Cicero-Fernández P, Dorland K, Muñoz R, Brander L, Cropper M, González AC, Olaiz-Fernández G, Martínez AP, Olsthoorn X, Rosales-Castillo A, Soto G, Torres-Meza V, Uribe R, Van Beukering P, Vega E, Niño MM, Niño MA, Vergara W. Improving air quality in metropolitan Mexico City. An economic valuation. USA: The World Bank; 2002.
- Chestnut LG. Human health benefits from sulfate reductions under Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments. Final report, US Environmental Protection Agency. National Center for Environmental Economics. <http://yosemite.epa.gov/ee/epa/riafile.nsf/886790b0fe28e51e85256c980056749a/89a4b4166ac1d9928525651a0062cf631OpenDocument>, consulted on 28/12/07; 1995. USA.
- CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization). Surface heat flux & mixing height calculator; 1999. <http://www.dar.csiro.au/pollution/Mix-Height/>, Australia, consulted on 04-02-07.
- Curtiss PS, Rabl A. Impacts of air pollution: general relationships and site dependence. *Atmos Environ* 1996a;30(19):3331–47.
- Curtiss PS, Rabl A. Impact analysis for air and water pollution: Methodology and software implementation. In: Zannetti P, editor. *Environmental modeling*, vol. 3. Southampton: Computational Mechanics Publications; 1996b. p. 393–426. chapter 13.
- de Foy B, Molina LT, Molina MJ. Satellite-derived land surface parameters for mesoscale modeling of the Mexico City basin. *Atmos Chem Phys* 2006;6:1315–30.
- EC (European Commission). Externalities of energy "ExternE" Project. Methodology, vol. 2; 1995a. EC, UK, <http://www.externe.info/>, consulted on 24/09/08.
- EC (European Commission). ExternE. Externalities of Energy. Oil and gas, vol. 4; 1995b. Belgium.
- EIA (Energy Information Administration). Electricity generation and environmental externalities: case studies; 1995. EIA, USA <http://www.eia.doe.gov/neaaf/electricity/external/external.pdf>, consulted on 24/04/06.
- EC (European Commission). ExternE. Externalities of energy. Methodology 2005 update, Luxembourg; 2005.
- Ferguson S. Air quality climate in the Columbia river basin. USA: United States Department of Agriculture; 1998.
- Fierro M. Particulate matter. USA: Environmental Protection Agency – Pima County; 2000. http://www.airinforow.com/pdf/Particulate_Matter.pdf consulted on 26/10/06.
- Forkel R, Smiatek G, Hernández F, Iniestra R, Rappenglück B, Steinbrecher R. Numerical simulations of ozone level scenarios for Mexico City. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH – Institute of Meteorology and Climate Research. Germany–México: Garmisch Partenkirchen, Secretaría del Medio Ambiente del DF, Instituto Nacional de Ecología; 2003.
- GDF (Gobierno del Distrito Federal). Inventario de Emisiones. Zona Metropolitana del Valle de México 2004; 2006. GDF, http://www.sma.df.gob.mx/inventario_emisiones/index.php?op=pub# México, consulted on 06/07/09.
- Hao J, Wang L, Shen M, Li L, Hu J. Air quality impacts of power plant emissions in Beijing. *Environ Pollut* 2007;147:401–8.
- Hirschberg S, Heck T, Gantner U, Lu Y, Spadaro JV, Trukenmuller A, et al. Health and environmental impacts of China's current and future electricity supply, with associated external costs. *Int J Global Energy Issues* 2004;22(2/3/4):155–79.
- Ibarrarán M, Guillomen E, Zepeda Y, Hammit J. Estimate the economic value of reducing health risks by improving air quality in Mexico City, preliminary results; 2002.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). Evaluación del impacto de las emisiones de la termoeléctrica de Tuxpan en la calidad del aire de la región, usando el sistema de modelado de dispersión CALMET-CALPUFF. México: Instituto Nacional de Ecología; 2003.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). II Censo de población y vivienda 2005; 2005. INEGI, México, <http://www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/proyectos/conteos/conteo2005/default.asp?c=10215>, consulted on 10/10/07.
- INEGI-GDF (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática – Gobierno del Distrito Federal). Estadísticas del medio ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana, 2002; 2005. INEGI-GDF, México.
- INSP-INE (Instituto Nacional de Salud Pública–Instituto Nacional de Ecología). The local benefits of global air pollution control in Mexico City. Integrated Environmental Strategies. Environmental Protection Agency; 2003. <http://www.epa.gov/ies/mexico/documents.htm>, consulted on 01/10/09.
- Islas J, Grande G. Optimization of alternative options for SO₂ emissions control in the Mexican electrical sector. *Energy Policy* 2007;35(9):4495–503.
- Islas J, Grande G. Abatement costs of SO₂-control options in the Mexican electric-power sector. *Appl Energy* 2008;85(2–3):80–94.
- Johnson KS, Zuberi B, Molina LT, Iedema MJ, Cowin JP, Gaspar DJ, et al. Processing of soot in an urban environment: case study from the Mexico City Metropolitan Area. *Atmos Chem Phys Discuss* 2005;5:5585–614.
- Leksell I, Rabl A. Air pollution and mortality: quantification and valuation of years of life lost. *Risk Anal* 2001;21(5):843–57.
- Levy JI, Spengler JD, Hlinka D, Sullivan D, Moon D. Using CALPUFF to evaluate the impacts of power plant emissions in Illinois: model sensitivity and implications. *Atmos Environ* 2002;36:1063–75.
- López MT, Zuk M, Garibay V, Tzintzun G, Iniestra R, Fernández A. Health impacts from power plant emissions in Mexico. *Atmos Environ* 2004;39(7):1199–209.
- Margulis S. Back-of-the-envelope estimates of environmental damage costs in Mexico. USA: The World Bank; 1992.

- Margulis S, Sheti S. Perspectivas del Banco Mundial sobre instrumentos económicos. In: Hurtado C, editor. Los Instrumentos económicos aplicados al medio ambiente. México: Secretaría de Desarrollo Social; 1992. p. 102–24.
- McKinley G, Zuk M, Hojer M, Avalos M, González I, Hernández R, et al. Quantification of local and global benefits from air pollution control in Mexico City. *Environ Sci Technol* 2005;39(7):1954–61.
- Meneses E, Turtós L, Molina E. Mejoras en la estimación de las externalidades de la generación eléctrica en Cuba. *Ecosolar, Cubasolar*, (7); 2004. <http://www.cubasolar.cu/biblioteca/Ecosolar/Ecosolar07/HTML/articulo01.htm>.
- Molina LT, Molina M. Air quality impacts: local and global concern. In: Molina LT, Molina M, editors. Air quality in the Mexico megacity. An integrated assessment. Netherlands: Kluwer Academic Publishers; 2002. p. 2–19.
- Molina LT, Molina MJ, Favela R, Fernández A, Slott R, Zavala MA, et al. Cleaning the air: a comparative overview. In: Molina LT, Molina M, editors. Air quality in the Mexico megacity. An integrated assessment. Netherlands: Kluwer Academic Publishers; 2002a. p. 21–59; 2002a.
- Molina M, Molina LT, West J, Sosa G, Sheinbaum C, San Martini F, Zavala MA, McRae G. Air pollution science in the MCMA: understanding source–receptor relationships through emissions inventories, measurements, and modeling. In: Molina LT, Molina M, editors. Air quality in the Mexico megacity. An integrated assessment. Netherlands: Kluwer Academic Publishers; 2002b. p. 137–212.
- Morris RD. Airborne particulates and hospital admissions for cardiovascular disease: a quantitative review of the evidence. *Environ Health Perspect* 2001;109(4):495–500.
- Munguía ME, Pérez J. La contaminación atmosférica en el sur de la Zona Metropolitana del Valle de México. *Rev Mex Enferm Respiratorias* 2003;16(1):48–53.
- Ostro B. Estimating the health effects of air pollutants. A method with application to Jakarta. USA: World Bank. Policy Research Department; 1994.
- Ostro B. A methodology for estimating air pollution health effects. Geneva: World Health Organization; 1996.
- Ottinger R, Wooley DR, Robinson NA, Hodas DR, Babb SE. Environmental costs of electricity. USA: Pace University Center for Environmental Legal Studies, Oceana Publications; 1990.
- Park RJ, Jacob DJ, Field BD, Yantosca RM, Chin M. Natural and transboundary pollution influences on sulfate–nitrate–ammonium aerosols in the United States: Implications for policy. *J Geophys Res* 2004;109:D15204. doi:10.1029/2003JD004473.
- Pope CA, Dockery D. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manage Assoc* 2006;56:709–42.
- Rabl A, Spadaro JV. Damages and cost of air pollution: an analysis of uncertainties. *Environ Int* 1999;25(1):29–46.
- Rabl A, Spadaro JV. Public health impact of air pollution and implications for the energy system. *Annu Rev Energy Environ* 2000;25:601–27.
- Riojas-Rodríguez H, Holguín F, González-Hermosillo A, Romieu I. Uso de la variabilidad de la frecuencia cardíaca como marcador de los efectos cardiovasculares asociados con la contaminación del aire. *Salud Pública Méx* 2006;48:348–57.
- Rosales-Castillo JA, Torres-Meza VM, Olaiz-Fernández G, Borja-Aburto VH. Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos. *Salud Pública Méx* 2001;43:544–55.
- Salcedo, D. Onasch, T.B., Dzepina, K., Canagaratna, M.R., Zhang, Q., Huffman, J.A., DeCarlo, P.F., Jayne, J.T., Mortimer, P., Wormsop, D.R., Kolb, C.E., Johnson, K.S., Zuberi, B., Marr, L.C., Volkamer, R., Molina, L.T., Molina, M.J., Cárdenas, B., Bernabé, R.M., Márquez, C., Gaffney, J.S., Marley, N.A., Laskin, A., Shuttanandan, V., Xie, Y., Brune, W., Leshner, R., Shirley, T., Jiménez, J.L., 2006. Characterization of ambient aerosols in Mexico City during the MCMA – 2003 campaign with aerosol mass spectrometry: results from the CENICA supersite. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2005 Special issue;(6):925–946.
- Sánchez M, Turtós L, Rivero JJ. Velocidades de decaimiento de contaminantes atmosféricos para mejorar la modelación simplificada de la dispersión regional. *Nucleus* 2005;38:39–44.
- Schleissner L. Differences in methodologies used for externality assessment. Denmark: Riso National Laboratory; 2000.
- SEDESOL-SEGOB-CONAPO-INEGI (Secretaría de Desarrollo Social, Secretaría de Gobernación, Consejo Nacional de Población, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). Delimitación de las Zonas Metropolitanas de México; 2005. SEDESOL-SEGOB-CONAPO-INEGI, México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México). Evaluación de las externalidades ambientales de la generación termoelectrónica en México; 2004. SEMARNAT-CEPAL, México.
- SENER (Secretaría de Energía). Emisiones sector eléctrico. 2005. Excel database; 2007. <http://www.sener.gob.mx>, consulted on 08/03/07.
- Sesma Vázquez S, Pérez-Rico R, Martínez-Monroy T, Lemus-Carmona EA. Gasto privado en salud por entidad federativa en México. *Salud Pública Méx* 2005;47(supl 1):27–36.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). Estaciones de Monitoreo Automático. Excel database; 2005. SMN, México.
- Spadaro J. Impact methodology. Austria: International Atomic Energy Agency; 2002.
- Spadaro JV, Rabl A. Estimates of real damage from air pollution: site dependence and simple impact indices for LCA. *Int J LCA* 1999;4(4):230–43.
- Spadaro JV, Rabl A. Estimating the uncertainty of damage costs of pollution: a simple transparent method and typical results. *Environ Impact Assess Rev* 2008;28(2008):166–83.
- Streimikiene D, Roos I, Rekis J. External cost of electricity generation in Baltic States. *Renewable Sustainable Energy Rev* 2008. doi:10.1016/j.rser.2008.02.004.
- TERI (The Energy Resources Institute). Electricity externalities in India: Information Gaps and Research Agenda; 2003. TERI, New Delhi.
- Thurston GD. Particulate matter and sulfate: evaluation of current California air quality standards with respect to protection of children, prepared for California Air Resources Board. USA: California Office of Environmental Health Hazard Assessment; 2000.
- Turtós L, Meneses E, Sánchez M, Rivero J, Díaz N. Assessment of the impacts on health due to the emissions of Cuban power plants that use fuel oils with high content of sulfur. Estimation of external costs. *Atmos Environ* 2007;41:2202–13.
- UNFPA (United Nations Population Fund). State of World Population, 2007. Chapter 1. The Future of Urban Growth: Rates, Speed and Size; 2007. http://www.unfpa.org/swp/2007/english/chapter_1/urban_growth.html, consulted on 11/12/08.
- Vijay S, Molina LT, Molina MJ. Estimating air pollution emissions from fossil fuel use in the electricity sector in Mexico. Text prepared for the Commission for Environmental Cooperation of North America. USA: Integrated Program on Urban, Regional and Global Air Pollution-MIT; 2004a.
- Vijay S, Molina LT, Molina MJ. Mexico 2002 power plant emissions. Excel database prepared for the Commission for Environmental Cooperation of North America; 2004b. <http://www.cec.org/news/details/index.cfm?varlan=espanol&ID=2648>. Consulted on 12/28/07.
- WB (The World Bank Group). World Data Bank; 2010. <http://databank.worldbank.org/ddp/home.do?Step=3&id=4>. Consulted on, 05/25/10.
- Zemp E, Elsasser S, Schindler Sh, Künzli N, Perruchoud AP, Domenighetti G, et al. Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA Study). *Am J Respir Crit Care Med* 1999;159:1257–66.
- Zhou Y, Levy J, Hammit JK, Evans JS. Estimating population exposure to power plant emissions using CALPUFF: a case study in Beijing, China. *Atmos Environ* 2003;37(2003):815–26.
- Zuk M, Garibay V, Iniestra R, López MT, Rojas L, Laguna I. Introducción a la evaluación de los impactos de las termoelectrónicas en México. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología; 2006.