



Introducción a la evaluación de los impactos de las termoeléctricas de México

Miriam Zuk, Verónica Garibay, Rodolfo Iniestra,
María Tania López, Leonora Rojas e Israel Laguna

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Instituto Nacional de Ecología

Introducción a la evaluación de los impactos de las termoeléctricas de México

Introducción a la evaluación
de los impactos
de las termoeléctricas
de México

Un estudio de caso en Tuxpan, Veracruz

Miriam Zuk, Verónica Garibay Bravo,
Rodolfo Iniestra Gómez, María Tania López Villegas,
Leonora Rojas-Bracho e Israel Laguna Monroy

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)
Instituto Nacional de Ecología (INE)

Primera edición: octubre de 2006

D.R. © Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT)
www.ine.gob.mx

COORDINACIÓN EDITORIAL Y FORMACIÓN: Raúl Marcó del Pont Lalli
DISEÑO DE LA PORTADA: Álvaro Figueroa
FOTO DE LA PORTADA: IStockphoto
EDICIÓN PARA INTERNET: Susana Escobar Maravillas

ISBN: 968-817-804-7
Impreso y hecho en México

ÍNDICE

Agradecimientos		6
Introducción		7
1 El sector eléctrico en el mundo y en México		13
2 Emisiones derivadas de la producción de energía en centrales termoeléctricas		23
3 Modelación de la contaminación atmosférica		45
4 Impactos en la salud y valoración económica de los contaminantes atmosféricos		76
5 Discusión y conclusiones		99
Glosario		108
Bibliografía		117

AGRADECIMIENTOS

LOS AUTORES DE ESTA OBRA desean agradecer a los siguientes revisores técnicos externos cuyos comentarios han sido de gran utilidad para mejorar este trabajo:

Paul J. Miller. Subdirector. Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM), EE.UU.

Álvaro. R. Osornio Vargas. Investigador, Instituto Nacional de Cancerología, México.

Carlos Santos-Burgoa, Director general de promoción de la salud, Secretaría de Salud, México.

También deseamos destacar los apoyos en insumos y comentarios de Fernando Cuevas, Hugo Landa Fonseca, Claudia Alejandra Octaviano Villasana, Gretchen Stevens y Samudra Vijay.

Por último vale destacar que la coordinación de esta obra estuvo a cargo de Miriam Zuk, Verónica Garibay Bravo y Leonora Rojas-Bracho.

INTRODUCCIÓN

EL DESARROLLO ECONÓMICO de los países depende en gran medida de su capacidad para obtener, generar y distribuir la energía necesaria para sus actividades económicas. La producción de energía eléctrica implica la quema de importantes volúmenes de hidrocarburos, lo que a su vez genera la emisión de contaminantes atmosféricos; éstos deterioran la calidad del aire e impactan la salud de la población potencialmente expuesta, aumentando el riesgo de contraer ciertas enfermedades y de incrementar la mortalidad, lo que puede traducirse en costos para la sociedad en su conjunto.

En nuestro país, 66.8% de la electricidad se genera actualmente en centrales termoeléctricas, y más de la mitad de estas centrales queman combustóleo, combustible residual que produce considerables emisiones de bióxido de azufre, óxidos de nitrógeno y partículas suspendidas. Si bien se prevé un papel creciente del gas natural en este sector, el combustóleo continuará utilizándose durante muchos años más en las termoeléctricas que se encuentran en operación. Por lo anterior, es necesario encontrar diversas formas de controlar y reducir las emisiones contaminantes provenien-

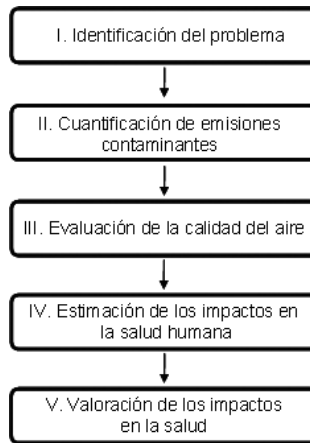
tes del sector eléctrico nacional, como puede ser el uso de tecnologías de control de emisiones o de combustibles y procesos más limpios, a modo de hacer máximos los beneficios, en términos de reducción de emisiones, al menor costo posible. La selección de estas opciones requiere, pues, del análisis sistemático de los impactos de las emisiones contaminantes sobre la calidad del aire y en la salud de la población, así como de los beneficios relacionados con su control.

Así, este libro presenta un acercamiento a la relación entre la generación de electricidad, las emisiones contaminantes que produce, sus impactos sobre la calidad del aire y la salud de la población y, finalmente, la valoración –en términos monetarios– de estos impactos. Su propósito fundamental es proporcionar a autoridades ambientales y de salud, investigadores, estudiantes, organismos no gubernamentales y otros interesados, los elementos teóricos básicos y la metodología para el análisis de los impactos en la salud asociados con la contaminación atmosférica, y su valoración económica. Cabe señalar que ésta puede hacerse en el contexto de análisis costo-beneficio; no obstante, aquí no se cubren los aspectos relacionados con la estimación de los costos por la posible instrumentación de medidas de control.

En general, existen cinco etapas para evaluar y valorar los impactos de la contaminación atmosférica en la salud (figura 1).

En principio, durante la *identificación del problema* se selecciona una fuente de emisión de contaminantes atmosféricos y se determinan sus características; en el caso que nos ocupa serían las centrales termoeléctricas, pero podrían ser otras fuentes fijas, vehículos automotores, etcétera. La *cuantificación de emisiones contaminantes* se hace a través de

FIGURA 1. VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS IMPACTOS EN LA SALUD ASOCIADOS CON LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA



mediciones directas en la fuente o bien mediante el uso de factores de emisión. Una vez que se cuenta con los datos sobre la emisión, éstos se utilizan como insumos para alimentar modelos matemáticos que permiten estimar las concentraciones de los contaminantes en la atmósfera para la etapa de la *evaluación de la calidad del aire* en la zona bajo estudio. Con esta información y con base en resultados de estudios epidemiológicos que permiten relacionar las concentraciones ambientales de los contaminantes con los efectos en la salud humana, se lleva a cabo la *estimación de los impactos en la salud*. Por último, se asigna un valor monetario a los efectos en la salud, que se estima durante la *valoración de los impactos*.

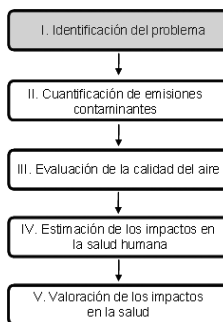
La evaluación-valoración de los impactos en la salud asociados con la exposición a la contaminación atmosférica

constituye una de las metodologías más importantes en la evaluación de proyectos ambientales y en la determinación de los costos sociales asociados con la contaminación. Esta metodología se usa sistemáticamente en muchos países, entre ellos Estados Unidos y miembros de la Comunidad Europea, como parte del análisis para evaluar los beneficios de intervenciones, regulaciones, programas y medidas de control, de tal suerte que sea posible conocer si los beneficios de una acción pueden justificar los costos, y también comparar varias alternativas para evaluar cuál de ellas es la más costo-efectiva; por ello, se ha denominado *análisis beneficio-costo*. En el caso de México, si bien es común contar con información sobre los costos, muy pocas veces los beneficios se cuantifican y se traducen a unidades monetarias. En nuestro país, en la medida en que se utilicen e incorporen estas herramientas como parte fundamental del proceso de toma de decisiones, será posible instrumentar medidas con el mayor beneficio neto para la sociedad.

En los siguientes capítulos se presentan la teoría básica y los fundamentos de cada una de estas etapas, utilizando como estudio de caso a la central termoelectrica Adolfo López Mateos en Tuxpan, Veracruz, que se seleccionó por constituir la termoelectrica de mayor capacidad instalada en México. El capítulo 1 presenta algunas generalidades del sector eléctrico mundial y de México. En el capítulo 2 se explican los fundamentos de la emisión de contaminantes durante la generación de electricidad, y su cuantificación aproximada. El capítulo 3 sienta las bases para la comprensión de los procesos atmosféricos y su representación con modelos matemáticos de la calidad del aire. Finalmente, en el capítulo 4 se exponen los conceptos implicados en la esti-

mación de los impactos en la salud humana y en su valoración económica. Cada capítulo (empezando con el capítulo 2) concluye con la aplicación directa en el estudio de caso: la central termoeléctrica ubicada en Tuxpan, Veracruz.

CAPÍTULO 1
EL SECTOR ELÉCTRICO
EN EL MUNDO Y EN MÉXICO



LA ENERGÍA ELÉCTRICA SE ha convertido en parte de nuestra vida diaria, y está íntimamente relacionada con los requerimientos actuales del hombre; sin ella, difícilmente podríamos imaginarnos los niveles de progreso que el mundo ha alcanzado.

La electricidad se produce a partir de varias fuentes de energía primaria. Los procesos de producción pueden utilizar, por ejemplo, carbón (carboeléctricas), gas natural o combustóleo (termoeléctricas convencionales), energía hidráulica (hidroeléctricas), energía eólica (centrales eólicas), energía nuclear (nucleoeléctricas) y energía geotérmica (geo-termoeléctricas). Sin embargo, es importante tener presente que la energía eléctrica que utilizamos está sujeta a distintos procesos de generación, transmisión y distribución y, por lo tanto, al generar electricidad el impacto potencial en el ambiente puede ser muy diferente si se utilizan combustibles fósiles, en contraposición con fuentes de energía renovable (solar, eólica) o energía nuclear.

Este libro se centra en la generación de electricidad en centrales termoeléctricas convencionales, dado que en

nuestro país aproximadamente el 66.8% de la electricidad se genera en este tipo de centrales (SENER, 2005). Cabe mencionar que la mayoría de estas instalaciones consumen combustóleo, que es un combustible que produce importantes emisiones de bióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x) y partículas suspendidas.

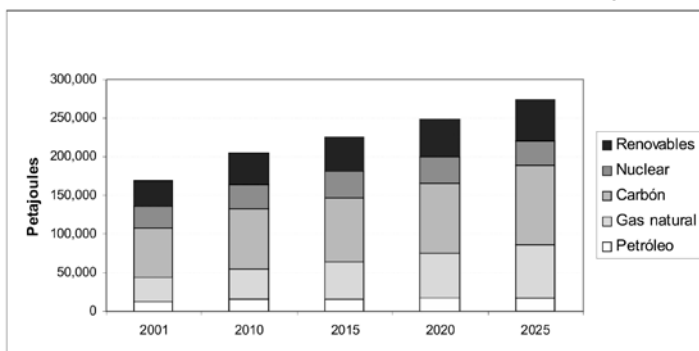
En este capítulo se pone en contexto la generación de energía eléctrica en México en términos de su capacidad de generación, de la contribución relativa de los diferentes medios de generación (hidroeléctrica, termoeléctrica, carbón eléctrica, etc.) y del consumo de combustibles. También se hace referencia, de manera breve, a la perspectiva tecnológica y de combustibles en el sector, y se cita como antecedente la situación de la producción mundial de energía eléctrica.

1.1 La generación de energía eléctrica a escala mundial

La generación de energía eléctrica en el mundo depende fuertemente de la quema de combustibles fósiles. Por ejemplo, de los 16 054 TWh que se produjeron mundialmente en el año 2002, el 65.3% se generó en centrales térmicas a través de la combustión de gas natural, derivados del petróleo y carbón; el 16.6%, en centrales nucleares; el 16.2%, en hidroeléctricas, y el 1.9% mediante otras fuentes de energía, incluidas la geotermia, la solar, la eólica y la biomasa (IEA, 2004). Con respecto al tipo de combustible empleado, el principal energético utilizado en la generación de energía eléctrica durante ese mismo año fue el carbón, con el 39%, seguido del gas natural, con el 19.1%, y los derivados del petróleo (principalmente combustóleo) con el 7.2%.

Para el año 2025 se espera que la demanda mundial de energía eléctrica se duplique con una tasa de crecimiento anual de 2.3% y, de conservarse la tendencia actual de consumo de combustibles para generarla, se prevé que para ese año los combustibles fósiles (carbón, gas natural y derivados del petróleo) proporcionarán el 69% de la energía eléctrica (figura 1.1).

FIGURA 1.1 EVOLUCIÓN MUNDIAL DE LA DEMANDA DE ENERGÍA PARA LA PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD (2001-2025)



Fuente: elaboración propia de los autores con datos de la IEA (2004).

Se espera también que para el periodo 2001-2025 el gas natural sea el combustible con la mayor tasa de crecimiento anual (3.3%). En contraste, el crecimiento esperado en el consumo de energías renovables (energía hidráulica, eólica, solar, etc.) y de energía nuclear será apenas del 1.9% y el 0.6% anual, respectivamente (IEA, 2004). Esto es, en los próximos años la generación de energía eléctrica en el mundo seguirá dependiendo fuertemente del consumo de combustibles fósiles.

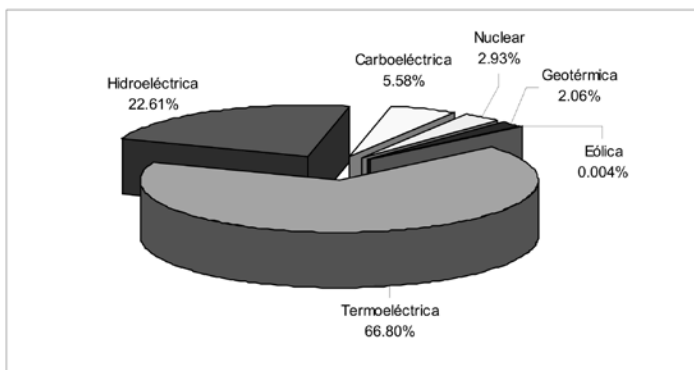
1.2 El sistema eléctrico y el consumo nacional

El sistema eléctrico en México está conformado por dos sectores, el público y el privado. El sector público se integra por la Comisión Federal de Electricidad (CFE), Luz y Fuerza del Centro (LFC) y Productores Independientes de Energía (PIE). Los PIE son considerados dentro del sector público porque toda su producción se destina exclusivamente a la CFE o a la exportación. Por otro lado, el sector privado agrupa las modalidades de cogeneración, autoabastecimiento, usos propios y exportación (SENER, 2005). En México la provisión del servicio de energía eléctrica, cuando tiene por objeto la prestación del servicio público, es competencia exclusiva de la CFE y de LFC (SENER, 2006).

En nuestro país, para generar aproximadamente el 72% de la energía eléctrica se utilizan combustibles fósiles (combustóleo, gas natural y carbón), siendo preponderantes el combustóleo y el gas natural. Hasta mediados de la década de los noventa, el combustóleo era el energético primario de mayor importancia para la generación de energía eléctrica a través de centrales térmicas; lo anterior obedeció a que a partir de los años setenta, y hasta finales de la década de los noventa, se promovió la instalación de centrales convencionales con combustóleo. Posteriormente, por motivos regulatorios, ambientales y de capital, se fomentó la instalación de centrales de ciclo combinado con gas natural; por ello, la participación de este energético primario se ha incrementado considerablemente en los últimos años. De acuerdo con datos de 2004, la capacidad efectiva instalada para la generación de energía eléctrica en todo el país fue de 53 561 MW. De ésta, cerca del 66.8% correspondió a centrales termoeléctricas, y aproxi-

madamente el 22.61% a centrales hidroeléctricas. El resto de la generación se distribuyó entre carboeléctricas, nucleoeeléctricas, centrales geotérmicas y eólicas (figura 1.2).

FIGURA 1.2 CAPACIDAD EFECTIVA INSTALADA NACIONAL Y POR TIPO DE CENTRAL, 2004

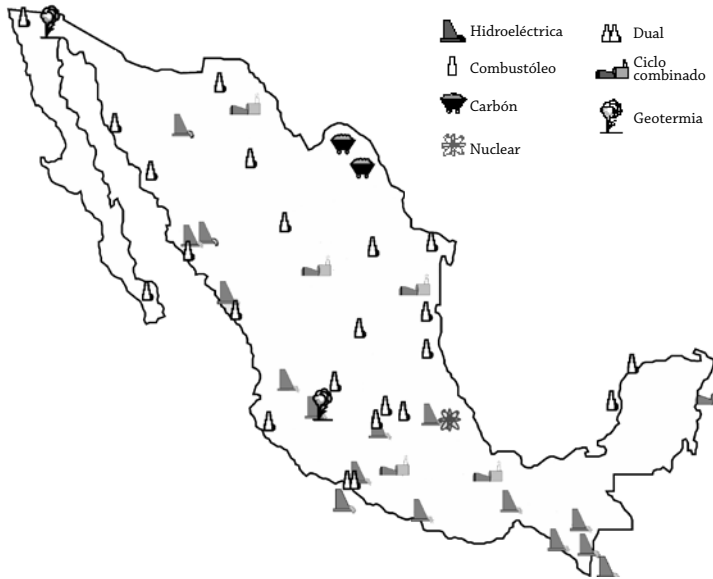


Fuente: elaboración propia de los autores con datos de SENER (2005).

En general, en nuestro país las centrales termoeléctricas convencionales que operan con combustóleo se localizan en la proximidad de las refinerías de Petróleos Mexicanos, en tanto que las que usan gas natural se ubican predominantemente en zonas críticas, como las zonas metropolitanas del Valle de México y de Monterrey. Con respecto a las hidroeléctricas, destaca el hecho de que el mayor aprovechamiento hidráulico se encuentra en el río Grijalva, en el sureste del país, mientras que las centrales carboeléctricas se ubican en el estado de Coahuila y Guerrero (figura 1.3). El cuadro

1.1 muestra las diez termoeléctricas más grandes de nuestro país, de acuerdo con su capacidad efectiva instalada.

FIGURA 1.3 DISTRIBUCIÓN DE LAS PRINCIPALES CENTRALES DE GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA, POR TIPO DE TECNOLOGÍA



Fuente: Powers (2002).

En el año 2004 el consumo nacional de electricidad fue de 183.9 TWh, correspondiendo al servicio público 163.5 TWh, y el resto al autoabastecimiento (SENER, 2005). En ese mismo año el número de usuarios atendidos por la CFE y LFC fue de poco más de 28 millones (SENER, 2005). Asimismo, de las ventas totales destinadas al servicio público durante el periodo 1994-2004, el sector industrial participó

CUADRO 1.1. PRINCIPALES CENTRALES TERMOELÉCTRICAS
EN MÉXICO

Nombre de la central y ubicación	Combustible	Capacidad efectiva instalada MW)
P. Elías Calles (Petacalco, Guerrero)	Carbón	2,100
A. López Mateos (Tuxpan, Veracruz)	Combustóleo	2,100
F. Pérez Ríos (Tula, Hidalgo)	Combustóleo	1,500
Carbón II (Nava, Coahuila)	Carbón	1,400
J. López Portillo (Río Escondido) (Nava, Coahuila)	Carbón	1,200
M. Álvarez Moreno-Manzanillo I (Manzanillo, Colima)	Combustóleo	1,200
Valle de México (Acolman, México)	Gas natural	999.3
Salamanca (Salamanca, Guanajuato)	Combustóleo	866
Altamira (Altamira, Tamaulipas)	Combustóleo	800
Manzanillo II (Manzanillo, Colima)	Combustóleo	700

Fuente: elaboración propia de los autores con datos en línea de la página de Internet de la CFE.

con el 59% del consumo total de electricidad, en tanto que el sector residencial fue el segundo gran consumidor, con el 24.9%. En términos volumétricos, durante 2004 se consumieron 41.7 mil m³ diarios de combustóleo, 50.5 millones

de m³ diarios de gas natural, mil m³ diarios de diesel y 11.5 millones de toneladas cortas de carbón, arrojando un total de energía producida equivalente a 4213 terajoules/día.

1.3 Prospectiva del sector eléctrico mexicano

Se estima que la tasa de crecimiento anual del consumo nacional de energía eléctrica para el periodo 2005-2014 será del 5.2%, con lo que pasaría de un consumo de 183.9 TWh en 2004, a 305.1 TWh para el año 2014. Esta tasa de crecimiento considera un aumento del 5.5% en las ventas destinadas al servicio público, así como un incremento del 2.2% para el autoabastecimiento. En este mismo periodo, se espera que el sector industrial sea el que muestre el mayor incremento en su consumo (6% anual) con respecto a los sectores residencial, comercial y de servicios (5% anual) (SENER, 2005).

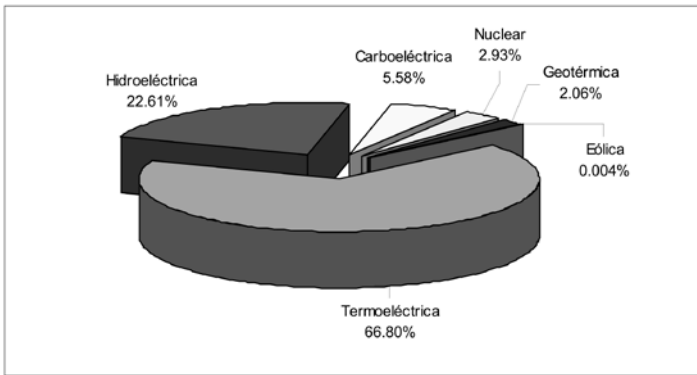
Para cubrir este crecimiento en el consumo de energía eléctrica, el Programa de Expansión del Sistema Eléctrico Nacional contempla incrementos en la capacidad de generación equivalentes a 22 574 MW, en tanto que el incremento estimado en relación con el autoabastecimiento y la cogeneración se espera que sea de 354 MW. También se prevén retiros por 5108 MW, equivalentes a la capacidad de plantas viejas o costosas para el sistema eléctrico nacional. Así, desde una perspectiva integral, considerando las adiciones de los servicios público y privado y los retiros, se estima que el sistema eléctrico nacional contará con una capacidad total de 64 564 MW para el año 2014, lo que significa un crecimiento del 19% en 10 años.

Desde el punto de vista tecnológico, se prevé que la mayor parte de la capacidad adicional requerida en el país se

satisfaga con la operación de centrales de ciclo combinado, dado su mayor rendimiento termoeléctrico y sus menores emisiones contaminantes (de bióxido de carbono, SO_2 y partículas), comparadas con las plantas convencionales. Las centrales de ciclo combinado se caracterizan por su flexibilidad, su rápida puesta en operación y su elevada eficiencia. Actualmente se construyen centrales de ciclo combinado con el concepto *construcción en fases*; mientras haya gas natural y sea competitivo, se utilizará como combustible, y si el gas escasea o aumenta su precio, se conserva la opción de agregar gasificadores de carbón. Sin embargo, ante la posibilidad de que en el futuro se incremente el precio del gas o haya limitaciones en el suministro, se estudian permanentemente otras posibilidades, como el uso de carbón, gas natural licuado y gas de síntesis (a partir de residuos de refinación), los que se pueden utilizar como energético primario en centrales carboeléctricas y de ciclo combinado (SENER, 2005).

En cuanto a los pronósticos de consumo de combustible, se estima que, debido a que gran parte de las nuevas centrales de generación de electricidad serán grandes centrales de ciclo combinado, el consumo de combustóleo se reducirá a una tasa del 4% en los próximos 10 años, mientras que el consumo de gas natural crecería a una tasa del 8.8%. En forma más específica, los pronósticos indican que en el año 2014 se consumirían 6569 terajoules/día de energía primaria, de los cuales el 55.8% correspondería a gas natural, y el 17.6% a combustóleo. De hecho, se calcula que si se incluye en los estudios de pronóstico de consumo de gas a las tecnologías libres, se requeriría satisfacer una demanda del orden del 67.6% para este energético (figura 1.4).

FIGURA 1.4. CONSUMO DE COMBUSTIBLES FÓSILES PARA LA GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA: PRONÓSTICO PARA 2014

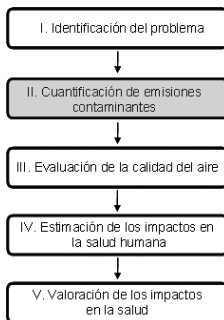


Fuente: Comisión Federal de Electricidad (en SENER, 2005).

A pesar de la reducción progresiva que se ha experimentado en el consumo de combustóleo durante los últimos diez años, y de la reducción aún más acentuada que se espera para la próxima década, es claro que representa y seguirá representando por algunos años una fuente significativa de energía primaria; por ello, es conveniente no perder de vista las emisiones contaminantes que se le asocian, especialmente por sus impactos potenciales en la salud humana.

CAPÍTULO 2

EMISIONES DERIVADAS DE LA PRODUCCIÓN DE ENERGÍA EN CENTRALES TERMOELÉCTRICAS



TODAS LAS FORMAS de generación de electricidad a gran escala afectan de alguna manera al ambiente. Así, la mayor parte de las emisiones de contaminantes atmosféricos del sector proceden de las centrales que utilizan carbón o petróleo como combustible; no obstante, las plantas que operan a base de gas natural emiten una gran cantidad de NO_x —precursor de ozono y partículas suspendidas finas ($\text{PM}_{2.5}$)— y de bióxido de carbono, gas de efecto invernadero. Las grandes centrales hidroeléctricas pueden desplazar comunidades enteras, destruir o degradar hábitats críticos —como arroyos o ríos— y dañar a las poblaciones nativas de peces y a otras especies silvestres. Las plantas nucleares representan riesgos a la seguridad y a la salud en virtud de su operación, así como durante el transporte y el almacenamiento del combustible usado. Incluso las instalaciones de energía eólica, dependiendo de su ubicación y de la tecnología empleada, pueden dar lugar a preocupaciones estéticas, o en relación con las aves silvestres. Determinar el impacto ambiental de las distintas formas de generación de electricidad ha resultado ser una tarea por demás desafiante, dadas las dificulta-

des para cuantificar los efectos en el ambiente de las diversas fuentes y tecnologías a lo largo de su ciclo de vida (CCA, 2002a).

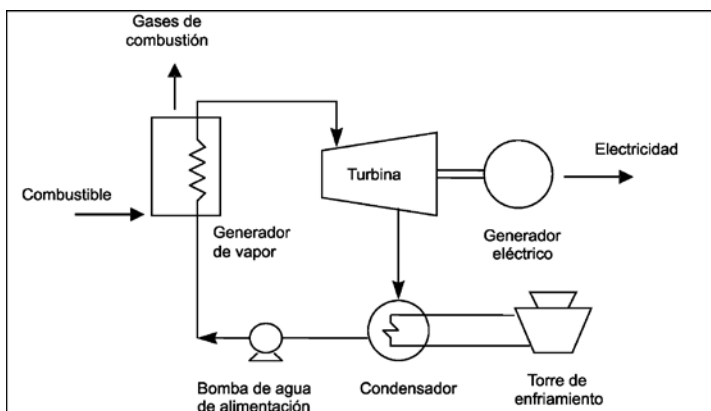
El tipo y la cantidad de las emisiones contaminantes derivadas de la generación de energía eléctrica dependen del tipo de energético primario empleado y de la tecnología de conversión. Sin embargo, para los propósitos de este libro, son de interés particular las emisiones a la atmósfera provenientes de las plantas termoeléctricas que utilizan combustible y diesel, debido a que sus emisiones representan el 79% y el 35%, respectivamente, de las emisiones de SO_2 y NO_x del sector eléctrico nacional (Miller y VanAtten, 2004). Para dar contexto a estas cifras, vale decir que en México, de acuerdo con la Secretaría de Energía, el sector eléctrico aporta aproximadamente el 68% de las emisiones totales nacionales de SO_2 , el 20% de las emisiones de NO_x , y aproximadamente el 24% de las emisiones de partículas primarias (SENER 2002).

Este capítulo presenta una breve descripción de los principales contaminantes atmosféricos que son emitidos por la industria termoeléctrica en México, la normatividad vigente para regular tales emisiones, y la metodología que se usa para estimar las emisiones. Finalmente, en este capítulo se inicia la descripción del estudio de caso de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos, ubicada en Tuxpan, Veracruz, para ilustrar la metodología utilizada para la evaluación y la valoración –en términos monetarios– de los impactos asociados con sus emisiones.

2.1 Generación de contaminantes atmosféricos en centrales termoeléctricas

Una central termoeléctrica es una instalación industrial empleada para la generación de electricidad a partir de la energía liberada en forma de calor, normalmente mediante la combustión de algún combustible fósil. El calor se emplea para producir vapor; éste, a su vez, mueve una turbina acoplada a un generador que, finalmente, produce la energía eléctrica (figura 2.1).

FIGURA 2.1 GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD
EN UNA PLANTA TERMOELÉCTRICA



Fuente: elaboración propia de los autores.

Dentro del proceso de generación de energía eléctrica ocurren emisiones de contaminantes a la atmósfera durante las operaciones de manejo y transporte de combustible en tuberías, el almacenamiento del combustible en tanques, y

el proceso de combustión en sí mismo (EIIIP, 2001). Sin embargo, se hace referencia a las emisiones producidas durante la combustión, por su gran volumen y potencial de impacto en la calidad del aire a escalas local y regional.

El proceso de combustión se define como la oxidación rápida de sustancias (llamadas combustibles) por la aplicación de calor. En las centrales termoeléctricas, este proceso se lleva a cabo en calderas de gran capacidad. Los combustibles que se utilizan comúnmente en estos procesos son carbón, combustible y gas natural, aunque puede llegar a usarse también diesel, madera, gas licuado de petróleo (LP) o gases de proceso.

Cuando la combustión de hidrocarburos es completa, se producen dióxido de carbono (CO_2) y agua. Sin embargo, normalmente existe una porción de estos materiales que no es combustible o lo es sólo parcialmente y, por lo tanto, se generan sustancias como el monóxido de carbono (CO) e hidrocarburos parcialmente oxidados. Adicionalmente, los combustibles pueden contener otras sustancias que al oxidarse producen contaminantes atmosféricos, como las partículas, los óxidos de azufre (SO_2 y SO_3), los NO_x , el ácido clorhídrico, sustancias organohalogenadas como las dioxinas y los furanos, el formaldehído y compuestos orgánicos policíclicos. Algunas de las “impurezas” de los combustibles también son emitidas después de la combustión, como por ejemplo, los metales pesados –mercurio, arsénico y cadmio– que se encuentran de manera natural en el carbón. La generación de estas emisiones depende principalmente del tipo de combustible, caldera y quemador de que se trate, de la configuración de la caldera y de las condiciones de operación de la misma. Asimismo, la cantidad emitida varía a lo largo del año, dependiendo, entre otras cosas, de la intensidad de

su uso (Vijay *et al.*, 2004). Cabe mencionar que algunos contaminantes se forman por la temperatura del proceso, y no solamente la quema incompleta del combustible. Por ejemplo, una fracción importante de los NO_x emitidos se forman de reacciones a altas temperaturas entre el nitrógeno y el oxígeno que existen en el aire.

El cuadro 2.1 muestra un listado de los principales contaminantes relacionados con el uso de distintos combustibles en calderas. Si bien estos listados no son exhaustivos, sí contienen los principales contaminantes de interés en cada caso, aunque es posible que no todos los contaminantes se emitan siempre que se utiliza cada combustible. Por ejemplo, en el caso del gas natural predominan las emisiones de NO_x e hidrocarburos no quemados; en el caso del carbón, las principales emisiones son de SO₂, partículas, NO_x, y metales pesados, dependiendo de su composición y lugar de origen.

En lo que respecta al combustóleo, las principales emisiones asociadas con su combustión son las de SO₂, NO_x y partículas; cabe mencionar que este combustible es un producto residual de la refinación del petróleo, y su calidad depende de la calidad del petróleo crudo del que provenga. En México, el 60% del petróleo crudo es un crudo pesado cuyo contenido de azufre es tres veces mayor que el contenido de azufre de otros crudos pesados. Por lo tanto, el combustóleo del país contiene entre el 2.6% y el 4% en peso de azufre, mientras que en el resto del mundo se encuentra entre 1.5 y 4% (IIE, 1998; Bunkerworld, 2006).

A continuación se hace una breve descripción de los diferentes orígenes y de la importancia de los principales contaminantes atmosféricos generados en una planta termoeléctrica.

CUADRO 2.1 PRINCIPALES CONTAMINANTES EMITIDOS
POR EL USO DE DISTINTOS COMBUSTIBLES

Combustible	Contaminantes emitidos
Carbón	<ul style="list-style-type: none"> • Monóxido de carbono • Plomo • Óxidos de nitrógeno • Partículas suspendidas primarias • Óxidos de azufre • Antimonio y sus compuestos • Berilio y sus compuestos • Metales pesados (cadmio, cromo, cobalto, mercurio, níquel) y sus compuestos • Dioxinas y furanos • Etilbenceno • Formaldehído • Ácido clorhídrico y ácido fluorhídrico • Aromáticos (benceno, tolueno y xileno)
Gas natural	<ul style="list-style-type: none"> • Monóxido de carbono • Plomo • Óxidos de nitrógeno • Partículas suspendidas • Óxidos de azufre • Metales pesados (cadmio, cromo, cobalto, mercurio, níquel) y sus compuestos • Formaldehído • Aromáticos (tolueno y benceno)
Combustibles pesados (combustóleo)	<ul style="list-style-type: none"> • Monóxido de carbono • Plomo • Óxidos de nitrógeno

Continúa

CUADRO 2.1 PRINCIPALES CONTAMINANTES EMITIDOS
POR EL USO DE DISTINTOS COMBUSTIBLES (continúa)

Combustible	Contaminantes emitidos
Combustibles pesados (combustóleo) <i>ç(continúa)</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Partículas suspendidas primarias • Óxidos de azufre • Benceno • Berilio y sus compuestos • Metales pesados (cadmio, cromo, cobalto, mercurio) y sus compuestos • Dioxinas y furanos • Etilbenceno • Formaldehído • Manganeso y sus compuestos

Fuente: EIIP (2001).

El dióxido de azufre (SO_2) es un contaminante cuyo origen puede ser natural o antropogénico. La fuente natural de SO_2 es principalmente la actividad volcánica, mientras que la quema de combustibles que contienen azufre es la actividad humana que origina este contaminante en mayor cantidad, aunque existen otros procesos industriales –como algunas operaciones de refinación de petróleo– que también lo generan. El SO_2 es además precursor de otros contaminantes, como el trióxido de azufre (SO_3), el ácido sulfúrico (H_2SO_4) y los sulfatos, que contribuyen a la concentración de partículas suspendidas en la atmósfera y a la formación de la llamada “lluvia ácida”.

Las emisiones de SO_2 provenientes del uso de combustibles fósiles son directamente proporcionales a la cantidad de combustible utilizado y a su contenido de azufre, y por lo

general son independientes del tipo y la configuración del equipo de combustión (Vijay, *et al.*, 2004). En promedio, se considera que más del 95% del azufre presente en el combustible se transforma en SO_2 , mientras que del 1% al 5% se oxida hasta formar SO_3 o sulfatos (EPA, 1998). En México, el combustóleo que se utiliza en la generación de energía eléctrica contiene entre 3% y 4% en peso de azufre, mientras que el diesel tiene una concentración en peso de azufre del 0.5% (Vijay *et al.*, 2004).

Los NO_x se refieren a la suma del óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO_2). Estos compuestos existen naturalmente en la atmósfera como resultado de la descomposición bacteriana de compuestos nitrogenados, y de las tormentas eléctricas. Por otro lado, entre las principales fuentes antropogénicas de generación de NO_x se encuentran los vehículos automotores y los procesos de combustión en la industria. Por esta razón, generalmente las concentraciones de NO_x que se observan en áreas urbanas pueden ser de 10 a 100 veces mayores que aquellas que se encuentran en áreas rurales. Los NO_x también son precursores de lluvia ácida, ozono (O_3) y partículas secundarias.

En general, se considera que más del 95% de los NO_x emitidos por los equipos de combustión que utilizan combustibles fósiles son óxido nítrico (NO). Las emisiones de NO_x producidas durante la combustión en centrales termoeléctricas dependen principalmente de las condiciones de operación y la configuración de la caldera. Los NO_x pueden formarse a través de tres mecanismos principales: la conversión del nitrógeno presente en el combustible; la oxidación del nitrógeno molecular presente en el aire de combustión (conocido como “ NO_x térmico”); y la reacción de los hidro-

carburos presentes en el combustible con el nitrógeno del aire. De éstos, el mecanismo predominante, tratándose de combustibles pesados como el combustóleo, es el primeramente mencionado. En este caso, el nitrógeno presente en el combustible es responsable de hasta el 50% del total de emisiones de NO_x . Normalmente, entre el 20% y el 90% del nitrógeno presente en el combustible se convierte en NO_x (EIIP, 2001; EPA, 1998).

Los factores que influyen en la emisión de NO_x en este tipo de procesos son los siguientes: (1) la temperatura máxima de combustión; (2) la concentración de nitrógeno en el combustible; (3) la concentración de oxígeno; (4) el tiempo de exposición a la temperatura máxima. Por esta última razón, debido a que los equipos de mayor capacidad operan a temperaturas más elevadas, generalmente sus emisiones de NO_x son más importantes. Asimismo, las emisiones por unidad de combustible consumido en calderas con quemadores tangenciales son menores que aquellas producidas por calderas con quemadores horizontales (EPA, 1998; Vijay *et al.*, 2004).

Las partículas suspendidas son una mezcla compleja de materiales sólidos y líquidos, que pueden variar significativamente en tamaño, forma y composición, dependiendo fundamentalmente de su origen. Su tamaño varía desde 0.005 hasta 100 micras (μm) de diámetro aerodinámico, esto es, desde unos cuantos átomos hasta el grosor de un cabello humano. Las partículas suspendidas se clasifican según su tamaño en las siguientes fracciones: partículas suspendidas totales (PST), que tienen un diámetro aerodinámico menor a 100 μm ; las partículas “inhalables” (PM_{10}), fracción con un diámetro aerodinámico menor a 10 μm ; las partículas “res-

pirables” o “finas”, con diámetro aerodinámico menor a $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$); y, por último, las partículas “ultrafinas”, con diámetro aerodinámico menor a $1 \mu\text{m}$ (PM_1). Cabe mencionar que con base en su origen también se clasifican en *primarias* y *secundarias*; así, las partículas primarias se encuentran en la atmósfera tal como fueron emitidas por la fuente y, aquellas que se forman como producto de procesos y reacciones químicas entre SO_2 , NO_x y otras moléculas reactivas, son las partículas secundarias.

Las fuentes de emisión de las partículas al ambiente pueden ser naturales –como tormentas de arena, actividad volcánica, incendios forestales, erosión de suelos, etcétera– o antropogénicas –como procesos metalúrgicos a altas temperaturas, procesos de molienda o procesos de combustión.

En general, la emisión de partículas por la quema de combustibles pesados en la producción de energía eléctrica depende de qué tan completa sea la combustión y del contenido de ceniza en el combustible. En el caso del combustible, el contenido de azufre es determinante para la emisión de partículas; el alto contenido de azufre se relaciona con mayor viscosidad y contenido de cenizas, lo que dificulta la atomización del combustible, provocando una combustión incompleta.

La carga es otro factor que afecta a la emisión de partículas en este tipo de procesos. Al utilizar una caldera al 50% de la capacidad nominal del equipo, las emisiones de partículas pueden reducirse entre un 30 y un 40%. Sin embargo, al reducir la carga hasta aproximadamente el 30% de su capacidad nominal, se dificulta el control de la combustión y las emisiones de partículas pueden incrementarse significativamente (EPA, 1998).

Existen otros contaminantes emitidos durante la generación de energía eléctrica que también son relevantes por sus impactos en el ambiente y en la salud de la población, como los compuestos orgánicos volátiles (COV), el CO y el bióxido de carbono (CO₂), entre otros.

Los COV incluyen principalmente hidrocarburos, como benceno, formaldehído, clorofluorocarbonos (CFC), metano, etc. El metano es además uno de los llamados “gases de efecto invernadero”. Con excepción de este último, las principales fuentes de COV son la industria, los vehículos automotores y el uso de refrigerantes y de solventes. Algunos COV, como los compuestos aromáticos y el formaldehído, se consideran contaminantes tóxicos por sus efectos en la salud; otros son altamente reactivos con otras sustancias y producen contaminantes secundarios, como el O₃.

El CO es un gas inodoro e incoloro que se produce principalmente por la combustión incompleta de combustibles fósiles durante el transporte, en la industria o en los hogares. En áreas urbanas, la emisión de CO es comúnmente un orden de magnitud mayor que las emisiones de los demás contaminantes.

La generación de electricidad también produce gases de efecto invernadero, como el CO₂. Si bien este contaminante no representa un riesgo para la salud, como sucede con otros contaminantes, en las últimas décadas se han observado sus efectos en el incremento de la temperatura global, que ha ocasionado un desequilibrio en los procesos naturales de la Tierra, con efectos potenciales tales como inundaciones, sequías y desastres naturales.

2.2 Normatividad sobre la emisión de contaminantes en equipos industriales de combustión

En México existen límites máximos permisibles para la emisión de contaminantes provenientes de equipos de combustión industriales. Entre estos equipos, los de mayor tamaño son los que se utilizan en la generación de energía eléctrica. La Norma Oficial Mexicana NOM-085-ECOL-1994 establece estos límites máximos permisibles, de acuerdo con el tamaño de los equipos de combustión (DOF, 1994a). En el caso de las calderas usadas en la generación de energía eléctrica, los parámetros vigentes son los que se indican en el cuadro 2.2; los requisitos para la medición de estos parámetros se encuentran en la misma norma (cuadro 2.3).

Esta normatividad está en revisión debido a que, según las autoridades federales, los límites máximos permisibles (LMP) de emisión de SO_2 establecidos en la NOM-085 (DOF, 1994a) son entre 4 y 15 veces superiores en comparación con los valores establecidos para casos similares en Estados Unidos. Asimismo, los LMP mexicanos para PST son entre 2 y 10 veces superiores en comparación con la misma norma de EUA (Octaviano, 2006).

De acuerdo con la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y a su Reglamento para la Prevención y el Control de la Contaminación Atmosférica (SEMARNAT, 2006), las fuentes fijas de jurisdicción federal, entre las que se encuentran las plantas generadoras de energía, están obligadas a cumplir con estos límites máximos permisibles y a reportar anualmente a la SEMARNAT sus emisiones contaminantes, a través de la Cédula de Operación Anual (COA).

CUADRO 2.2 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE EMISIÓN PARA CALDERAS CON CAPACIDAD MAYOR
A 110 000 MJ/H, ESTABLECIDOS EN LA NOM-085-ECOL-1994

Tipo de empleado	Partículas (PST) mg/m ³ (kg/10 ⁶ kcal)		Dióxido de azufre combustible ppm V (kg/10 ⁶ kcal)		Óxidos de nitrógeno ppm V (kg/10 ⁶ kcal)				
	ZMCM	ZC*	RP	ZMCM	ZC*	RP	ZMCM	ZC**	RP
Sólidos	60 (0.090)	250 (0.375)	350 (0.525)	550 (2.16)	1,100 (4.31)	2,200 (8.16)	110 (0.309)	110 (0.309)	375 (1.052)
Líquidos	60 (0.085)	250 (0.355)	350 (0.497)	550 (2.04)	1,100 (4.08)	2,200 (8.16)	110 (0.294)	110 (0.294)	375 (1.0)
Gaseosos	NA	NA	NA	NA	NA	NA	110 (0.281)	110 (0.281)	375 (0.959)

ZMCM: zona metropolitana de la Ciudad de México.

ZC: se refiere únicamente a las zonas metropolitanas de Monterrey y Guadalajara y a las ciudades de Tijuana, Baja California y Ciudad Juárez, Chihuahua.

RP: resto del país. NA: no es aplicable

Fuente: NOM-085-ECOL-1994 (DOF, 1994a).

CUADRO 2.3. REQUISITOS DE MEDICIÓN Y ANÁLISIS DE GASES DE COMBUSTIÓN ESTABLECIDOS EN LA NOM-085-ECOL-1994

Parámetro	Frecuencia mínima de medición	Tipo de evaluación/ medición	Tipo de combustible
PST	Una vez cada 6 meses	Isocinética (mínimo durante 60 minutos); 2 muestras definitivas	Sólido, líquido
NOx	Permanente*	Continua**, quimiluminiscencia o equivalente	Sólido, líquido y gas
O ₂	Permanente	Continua; campo magnético o equivalente, con registrador como mínimo o equivalente	Líquido y gas
SO ₂	Una vez por año	Indirecta a través de certificados de calidad de combustibles que emita el proveedor	Sólido, líquido

*El monitoreo continuo de NOx será permanente en las zonas metropolitanas de la Ciudad de México, Guadalajara y Monterrey; con una duración de cuando menos 7 días una vez cada 3 meses en las zonas críticas; y con una duración de cuando menos 7 días una vez cada seis meses en el resto del país.

**Monitoreo continuo: el que se realiza con equipo automático con un mínimo de 15 lecturas en un periodo no menor a 60 minutos y no mayor a 360 minutos. El resultado del monitoreo es el promedio del periodo muestreado.

Fuente: NOM-085-ECOL-1994 (DOF, 1994a).

2.3 Estimación de las emisiones de las centrales termoeléctricas

La medición directa en las fuentes de emisión es la forma de conocer con precisión el tipo y la cantidad de emisiones contaminantes de una fuente determinada. Asimismo, el contar con mediciones continuas de las concentraciones de contaminantes -por ejemplo, cada hora- permite utilizarlas para calcular las emisiones totales del contaminante por hora, y así obtener un inventario de emisiones de alta resolución temporal que refleje la variación de las emisiones a lo largo de un día, un mes o un año. Sin embargo, debido a la forma en que están planteados los requisitos de medición en la normatividad mexicana y al alto costo del monitoreo continuo, la mayoría de las centrales termoeléctricas no cuenta con mediciones continuas. Adicionalmente, las mediciones reportadas de SO_2 y partículas (una vez por año y una vez cada seis meses, respectivamente) son poco representativas de las emisiones producidas durante todo un año, además de que frecuentemente se llevan a cabo bajo condiciones de operación óptimas de la planta, para asegurar el cumplimiento de la normatividad (Vijay *et al.*, 2004).

Debido a lo anterior, en nuestro país es necesario recurrir a métodos indirectos para estimar el volumen de emisiones de fuentes fijas, incluyendo centrales termoeléctricas, como sería utilizar *factores de emisión*. Los factores de emisión son valores representativos mediante los que se relaciona la cantidad emitida de un contaminante con la actividad del equipo asociada con dicha emisión. Estos factores se expresan normalmente como un cociente entre la masa del contaminante emitido y el peso, volumen, distancia o duración de la

actividad que provoca la emisión (por ejemplo, kilogramos de partículas emitidas por cada tonelada de carbón que se ha utilizado). La ecuación general para el uso de factores de emisión es la siguiente:

$$E_i = FE_i * DA \quad \text{Ecuación 2.1}$$

en donde:

E_i = emisión del contaminante i (kg/h, kg/año, lb/h, lb/año, etc.)

FE_i = factor de emisión del contaminante i (kg/m³ de combustible, lb/ft³ de combustible, etc.)

DA = dato de actividad, que generalmente se refiere al consumo de combustible (m³ de combustóleo/h, ft³ de gas natural/año, etc.)

Por lo tanto, es posible estimar las emisiones anuales de un contaminante al multiplicar la cantidad de combustible consumido anualmente en una instalación determinada, por el factor de emisión respectivo.

En la mayoría de los casos, los factores de emisión representan el promedio de la información disponible sobre las emisiones –con cierto grado de confiabilidad–, y se considera que son representativos de todas las fuentes de una categoría específica –por ejemplo, de todas las calderas tangenciales que utilizan aceite residual núm. 6– en un año. Sin embargo, el uso de factores de emisión introduce cierto grado de incertidumbre, debido a las variaciones en las características de operación de las fuentes, en los procesos de emisión, en la composición del combustible y en la información disponible para calcular el factor de emisión. Por lo

anterior, se recomienda documentar las fuentes de incertidumbre más importantes, y tratar de evaluar su posible impacto en los resultados obtenidos (EPA, 1998).

Hasta ahora en México no se han generado factores de emisión para fuentes de combustión industrial, por lo que comúnmente se recurre a factores de emisión de Estados Unidos, que se pueden consultar en el manual AP-42 (EPA, 1998). De hecho, ésta es la metodología general recomendada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) y la que utilizan SEMARNAT y SENER (Vijay *et al.*, 2004). Los factores de emisión incluidos en el manual AP-42 se clasifican de acuerdo con el tipo de equipo, de proceso y de combustible. Por lo tanto, es necesario conocer ciertas características del combustible (como el contenido de azufre) y de las condiciones de operación del equipo de combustión (como el tipo de quemador de que se trate, ya sea tangencial o normal).

Si bien el uso de estos factores de emisión es aceptable para obtener una aproximación del orden de magnitud de las emisiones de un tipo de fuente –en este caso, centrales termoeléctricas–, es importante resaltar que los factores de emisión desarrollados en otros países no necesariamente representan la realidad de las condiciones de operación, combustión y emisión de los equipos existentes en México. Asimismo, las diferencias en los combustibles entre países impactan de manera importante en el tipo y la cantidad de emisiones producidas durante la combustión. Los factores de emisión se desarrollan como producto de numerosas mediciones realizadas sobre un mismo tipo de equipo, en condiciones similares de operación y con el mismo tipo de combustible y en una zona determinada, por lo que se reco-

mienda utilizarlos con reserva para otras condiciones (EIIP, 2001).

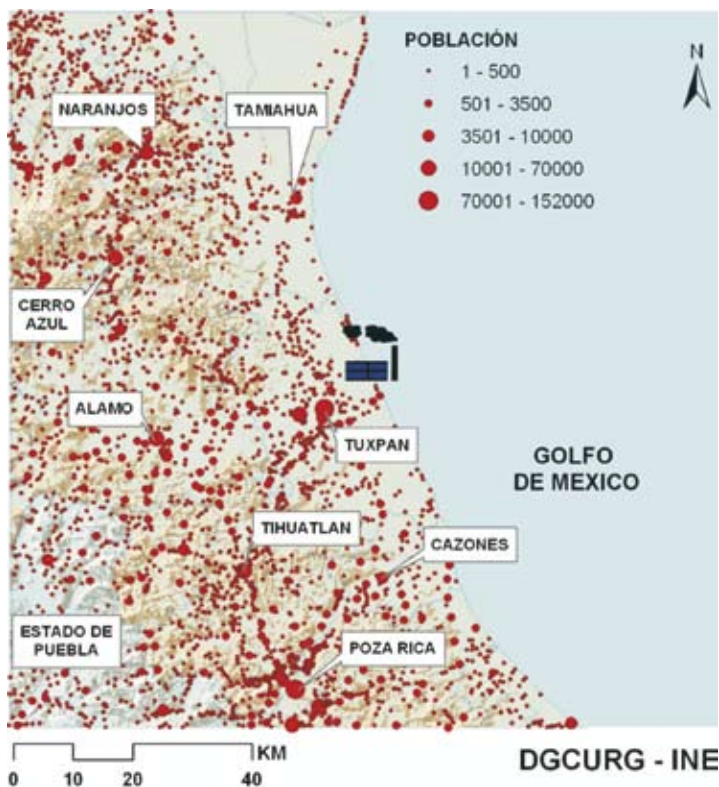
Por lo anterior, es necesario efectuar en México mediciones que permitan conocer el comportamiento de las fuentes de combustión, de acuerdo con los equipos, combustibles y condiciones de operación imperantes en nuestro país. Asimismo, estas mediciones permitirían conocer la variabilidad de las emisiones a lo largo del año, bajo diferentes condiciones atmosféricas y en las diversas regiones del país. Sin embargo, mientras esto no suceda, las estimaciones con factores de emisión seguirán siendo el mejor método disponible y el más frecuentemente utilizado para estimar la magnitud de las emisiones de este tipo de fuentes.

2.4 Estudio de caso: emisiones contaminantes de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos, Tuxpan, Veracruz

Como estudio de caso para evaluar el impacto de las emisiones del sector eléctrico mexicano en la calidad del aire del país, se seleccionó la planta termoeléctrica de mayor capacidad instalada en México, ubicada en la línea costera del municipio de Tuxpan en el estado de Veracruz. La central termoeléctrica Adolfo López Mateos se ubica a seis kilómetros al norte de la desembocadura del Río Tuxpan (21° 01' 00.1" latitud norte y 97° 19' 41.3" longitud oeste). En términos de población, las zonas urbanas más importantes localizadas en el perímetro de la termoeléctrica son Tuxpan, Cazonas, Naranjos, Poza Rica, Cerro Azul, Álamo y Tamiahua (figura 2.2). Si se consideran estas ciudades más las poblaciones rurales, el número de habitantes que circunda la zona inme-

diata de influencia de la termoeléctrica asciende aproximadamente a 791,000 habitantes.

FIGURA 2.2 LOCALIZACIÓN DE LA TERMOELÉCTRICA
ADOLFO LÓPEZ MATEOS



Este complejo de la Comisión Federal de Electricidad cuenta con seis unidades generadoras de vapor con una capacidad instalada total de 2,100 MW y una producción de alrededor de 15,000 GWh (SENER, 2001). De acuerdo con

estudios recientes, esta termoeléctrica es la planta generadora de energía con mayores emisiones de SO_2 en América del Norte; con emisiones de $\text{PM}_{2.5}$ 10 veces mayores que el promedio estadounidense y, aproximadamente, un 38% mayores que el promedio mexicano. Estas elevadas emisiones se deben, en gran medida, al alto contenido de azufre en los combustibles que utiliza, y también a la falta de sistemas de control de emisiones (Miller y VanAtten, 2004).

Como primer paso en el estudio de sus impactos, es necesario calcular las emisiones de la fuente seleccionada. Debido a que no se cuenta con mediciones directas y continuas de las emisiones para la central Adolfo López Mateos, éstas se calcularon utilizando factores de emisión generados en EE.UU., con base en el consumo de combustible (EPA, 1998). Este método se consideró adecuado debido a que la tecnología del equipo de combustión que se utiliza en esta central es similar a la utilizada en centrales del país vecino. No obstante, cabe mencionar que las diferencias en las condiciones de operación y mantenimiento pueden ser considerables, y por lo tanto introducir un alto grado de incertidumbre al estimar las emisiones (Vijay *et al.*, 2004).

El complejo cuenta con tres chimeneas, cada una de 120 metros de altura y 5.5 metros de diámetro interior. Cada chimenea descarga los gases provenientes de la combustión a una velocidad que oscila entre 22 y 23 m/s, con una temperatura de entre 425 K y 428 K. Según el Informe de Operación de la Comisión Federal de Electricidad (CFE, 2002), durante 2001 esta planta consumió alrededor de 3.4 millones de metros cúbicos de combustóleo (contenido promedio en peso de azufre del 3.8%), y también utilizó 1700 m³ de diesel (contenido de azufre del 0.5%) para operaciones de

arranque y para la operación de equipos auxiliares (SENER, 2002; SENER y SEMARNAT, 2002; Vijay *et al.*, 2004).

La estimación de las emisiones de esta central se basó en los factores de emisión del AP-42 (EPA, 1998) para la generación de energía eléctrica mediante el uso de combustóleo, que es aproximadamente equivalente al denominado *Residual Fuel Oil No. 6*. De acuerdo con un estudio sobre el tema realizado en México (Vijay *et al.*, 2004), se seleccionaron los factores de emisión correspondientes al tipo de configuración tangencial. El cuadro 2.4 presenta los factores de emisión utilizados para estos cálculos.

CUADRO 2.4 FACTORES DE EMISIÓN PARA CENTRALES TERMOELÉCTRICAS QUE UTILIZAN COMBUSTÓLEO Y DIESEL

Combustible	Factores de emisión (kg/m ³)		
	SO ₂	NO _x	PM _{2.5}
Combustóleo	18.81*S%	3.83	2.39
Diesel	18.81*S%	3.83	0.43

Fuente: EPA (1998).

Con la información contenida en el cuadro anterior, se aplicó la ecuación 2.1 de la siguiente manera:

$$\text{Para combustóleo } E_{\text{SO}_2} [\text{kg}] = FE_{\text{SO}_2} [\text{kg/m}^3] * 3.4 \times 10^6 \text{ m}^3$$

$$\text{Para diesel } E_{\text{SO}_2} [\text{kg}] = FE_{\text{SO}_2} [\text{kg/m}^3] * 1,700 \text{ m}^3$$

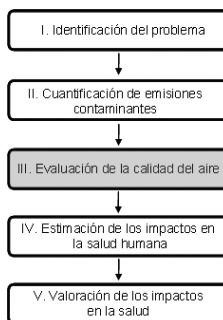
Las emisiones de SO₂, NO_x y PM_{2.5} calculadas para cada combustible se sumaron para obtener las emisiones totales de las tres chimeneas de la central. De esta manera, se es-

tima que durante 2001 la central emitió aproximadamente 242 mil toneladas de SO_2 , 15 mil toneladas de NO_x y 8 mil toneladas de $\text{PM}_{2.5}$. Estos cálculos son consistentes, en términos de la metodología y los resultados obtenidos, con las estimaciones realizadas por otros autores (Vijay *et al.*, 2004; Miller y Van Atten, 2004; SENER-SEMARNAT, 2002).

Con esta información es posible dar paso a la siguiente etapa del proceso de evaluación y valoración de los impactos asociados con las emisiones de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos, que consiste en determinar el comportamiento de los contaminantes emitidos a la atmósfera bajo la influencia de la meteorología de la región, y estimar su impacto en la calidad del aire de la zona en estudio.

CAPÍTULO 3

MODELACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA



LA ATMÓSFERA ES UN SISTEMA extremadamente complejo y reactivo donde tienen lugar de manera simultánea numerosos procesos físicos y químicos. Por ello, la evaluación del impacto potencial que sobre la calidad del aire pueden tener las emisiones provenientes de una fuente o conjunto de fuentes, así como el diseño de estrategias costo-efectivas orientadas a su control, demandan un conocimiento preciso de los procesos que determinan la dispersión, la transformación química y el destino final de los contaminantes en la atmósfera. En este sentido, los modelos de calidad del aire son una herramienta de gran valor, ya que en su formulación se incorporan los conocimientos más recientes sobre dinámica atmosférica para modelar, con cierto grado de confianza, los patrones de dispersión, transformación química y remoción de los contaminantes, con lo que se obtiene una estimación de su concentración en la atmósfera.

En este capítulo se hace una breve descripción de los procesos atmosféricos que tienen mayor impacto en el transporte y el destino de los contaminantes. Igualmente, se refieren las características más sobresalientes de los diferentes

tipos de modelos que se usan para simular estos procesos y, finalmente, se continúa con la presentación del estudio de caso en México. En éste se describe cómo, partiendo de los datos de emisión reportados en el capítulo 2, es posible utilizar un modelo de simulación –particularmente el sistema de modelación MM5-CALMET-CALPUFF– para estimar el promedio anual de las concentraciones ambientales de $PM_{2.5}$ primarias y secundarias en la región que se estudia.

3.1 Procesos de transporte y contaminación del aire

El término *dispersión* generalmente se usa para referirse al conjunto de procesos que ocurren en la atmósfera y por los cuales se diluyen, transportan, remueven o transforman químicamente los contaminantes, hasta alcanzar una fuente receptora (Mora, 1994). En este contexto, la dispersión de los contaminantes está determinada tanto por variaciones locales, regionales o globales del clima, como por diversos procesos atmosféricos íntimamente ligados a la topografía. Así, el movimiento global de las masas de aire tiene su origen en el calentamiento desigual de la superficie de la Tierra; adicionalmente, los relieves naturales del terreno, e incluso la presencia de edificios, modifican el régimen local de los vientos. Estos fenómenos tienen un efecto directo sobre el movimiento de los contaminantes en la atmósfera.

De lo anterior se desprende que si se desea entender y, en alguna medida, modelar la dispersión, la transformación química y el destino de los contaminantes emitidos a la atmósfera, es necesario comprender los procesos atmosféricos básicos que influyen en su movimiento y su transformación, y también las escalas espaciales y tem-

porales en que se registran. Ambos aspectos se presentan a continuación.

3.1.1 Escalas de movimiento

La atmósfera se puede describir como un enorme reactor químico al que se introducen y del que se remueven miles de especies químicas sobre un vasto arreglo de escalas temporales y espaciales. Por ello, todos los procesos atmosféricos de importancia para la problemática de la contaminación del aire tradicionalmente se estudian sobre la base de esta gama de escalas. En general, dependiendo del autor y del criterio que se utilice para definir las, el número de escalas de movimiento en la atmósfera varía; para efectos de este capítulo y considerando su simplicidad, se hará referencia a las tres escalas sugeridas por Arya (1999): microescala, mesoescala y macroescala.

Los movimientos a *microescala* son aquellos que pueden ocurrir en una escala espacial del orden de un par de kilómetros y en periodos del orden de segundos a minutos, y cuya causa es, principalmente, la interacción de la atmósfera con la superficie subyacente. Ejemplos de eventos que ocurren en esta escala son los truenos, los relámpagos y las ráfagas de viento. En cambio, los movimientos a *mesoescala* tienen una influencia del orden de decenas de kilómetros y ocurren en periodos de unos minutos hasta varios días; se trata, por ejemplo, de islas de calor urbanas, brisas de mar-tierra, brisas de valle-montaña y tormentas eléctricas. Por último, los movimientos a *macroescala* abarcan la escala *global* y la *sinóptica*. En este caso se encuentran la circulación general de los vientos, los huracanes, los sistemas de alta presión (anticiclón) y de baja presión (ciclón), las corrientes de chorro, et-

cétera, que se desarrollan en una longitud de cientos a miles de kilómetros, y pueden tener una duración de entre un par de días hasta semanas.

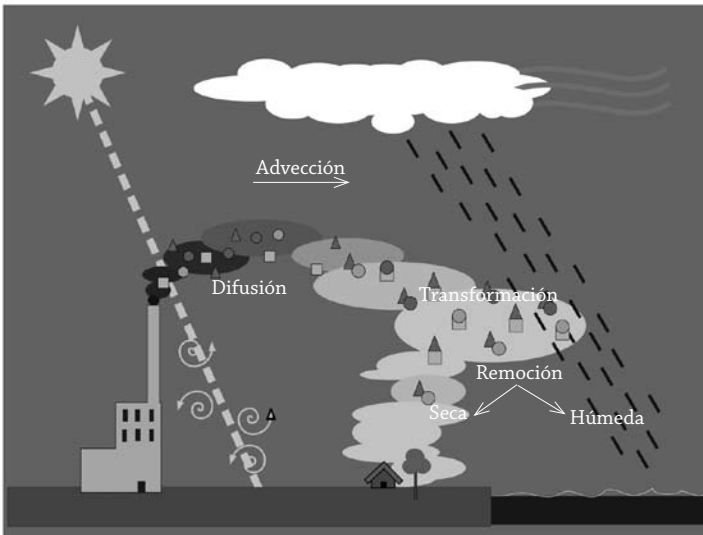
En el caso específico de los contaminantes producto de la combustión –que se emiten a través de las chimeneas de las plantas industriales o del escape de los automóviles– éstos se dispersan, en primer lugar, por los movimientos a microescala, y subsecuentemente su transporte y su difusión están influenciados por circulaciones a mesoescala. Los sistemas a macroescala también pueden influir en el transporte de los contaminantes a grandes distancias, aunque cuando esto sucede ya han sido afectados por movimientos sucesivos de transporte y dispersión a la escala micro y meso (Arya, 1999).

3.1.2 Transporte atmosférico de los contaminantes

Una vez en la atmósfera, los contaminantes experimentan complejos procesos de transporte, mezcla y transformación química, que dan lugar a una distribución espacial y temporalmente variable, tanto en lo que respecta a su concentración, como en términos de su composición en el aire. Así, una vez emitidos, los contaminantes se someten a procesos de transporte por advección, transporte por difusión, transformación química y remoción seca o húmeda, y son afectados, en mayor o menor grado, por las condiciones meteorológicas que prevalecen durante su emisión. La figura 3.1 muestra de manera esquemática estos procesos, los que se describen brevemente en los párrafos subsecuentes.

La dispersión de los contaminantes emitidos depende de la cantidad de turbulencia en la atmósfera cercana, turbu-

FIGURA 3.1 PROCESOS ATMOSFÉRICOS QUE INTERVIENEN EN LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES



Fuente: elaboración propia de los autores.

lencia que se puede crear por el movimiento horizontal y vertical de la atmósfera. Al movimiento horizontal se le llama *viento*. Así, cuando el transporte de los contaminantes se da con la misma velocidad y en la misma dirección que el viento que los transporta, se le conoce como *transporte por advección*. Por lo general, una mayor velocidad del viento reduce las concentraciones de los contaminantes al nivel del suelo, ya que facilita la dilución.

Al transporte y la dispersión de los contaminantes por efecto del movimiento vertical de la atmósfera se le conoce como *transporte por difusión*, y puede ser de tipo molecular o turbulento. El primero se refiere al movimiento de las mo-

lécúlas en el aire por diferencias de concentración entre dos puntos del espacio (gradiente de concentraciones), y tiene poca importancia para fines del estudio de la contaminación del aire. El segundo se debe básicamente a la existencia de remolinos en el aire, que se producen por irregularidades en el terreno (turbulencia mecánica) o por diferencias de temperatura entre las capas atmosféricas (turbulencia térmica).

La turbulencia mecánica se produce por la fricción de las masas de aire en movimiento con la superficie terrestre, y puede afectar a una capa de aire de hasta 1000 metros de altitud. La turbulencia térmica, por su parte, se genera por el intercambio de calor entre la atmósfera y la superficie terrestre. Ambos procesos contribuyen al movimiento vertical de las masas de aire y definen las condiciones de estabilidad atmosférica.

3.1.3 Transformación química de los contaminantes

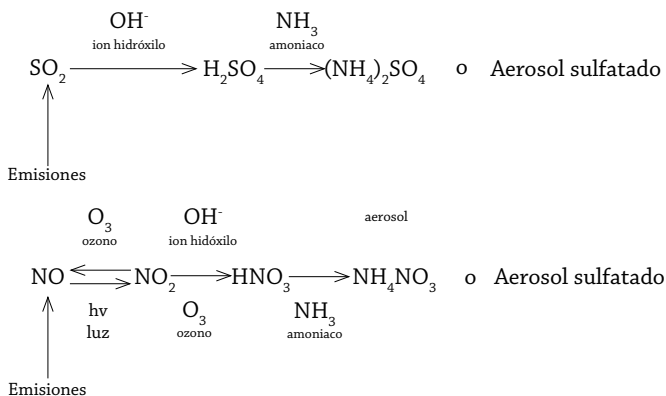
Al mismo tiempo que los contaminantes son transportados en la atmósfera (por difusión o advección), pueden experimentar reacciones químicas que los lleven a formar nuevos contaminantes con propiedades físicas y químicas que, en algunos casos, podrían significar un mayor riesgo para el ambiente y la salud de la población, que los contaminantes que les dieron origen. Así, los contaminantes secundarios son aquellos que se forman en la atmósfera por reacciones químicas entre contaminantes o entre los contaminantes y sustancias que se encuentran en la atmósfera de manera natural; los ejemplos más característicos son el O_3 y algunos tipos de $PM_{2,5}$, como son los sulfatos y nitratos. Dado el alcance de este libro, sólo se describen, de forma muy simplifi-

cada, las reacciones en la atmósfera de los óxidos de azufre y nitrógeno que dan origen a los sulfatos y nitratos.

La formación de partículas sulfatadas se inicia con las emisiones primarias de SO_2 , el cual se combina con el radical hidroxilo (OH^\cdot) presente en la atmósfera y, después de varias reacciones en las que participan otros radicales libres, se forma H_2SO_4 . Éste, en presencia de amoníaco, se neutraliza y forma partículas de sulfato de amonio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. También puede adherirse a algún aerosol presente en la atmósfera y sulfatarlo (figura 3.2).

Por otra parte, la formación de partículas de nitrato se inicia con las emisiones primarias de monóxido de nitrógeno (NO), que se oxida rápidamente por el O_3 para formar bióxido de nitrógeno (NO_2) (figura 3.2). Una vez formado, el NO_2 puede reaccionar con radicales hidroxilo (OH^\cdot) o con el O_3 , ambos presentes en la atmósfera, para formar ácido nítrico (HNO_3). Este ácido tiene dos vías alternativas de reac-

FIGURA 3.2 PROCESO GENERALIZADO DE FORMACIÓN DE SULFATOS Y NITRATOS



ción: en una puede unirse al amoníaco para formar partículas de nitrato de amonio (NH_4NO_3), y en la otra, combinarse con algún aerosol presente en la atmósfera y nitrarlo.

3.1.4 Remoción seca y remoción húmeda de contaminantes

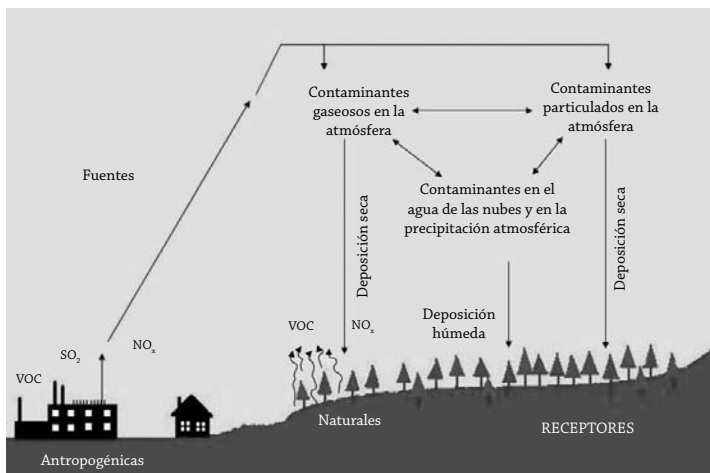
Si bien la transformación química de los contaminantes es un factor importante para determinar su destino final en la atmósfera, también es claro que la remoción física en la superficie de la Tierra es de gran importancia para muchos contaminantes primarios y secundarios. En general, tanto gases como partículas pueden depositarse sobre la superficie a través de los procesos de *remoción seca* y *remoción húmeda*, dependiendo de la fase en que el contaminante haga contacto con la superficie y sea adsorbido o absorbido por ésta (figura 3.3).

Cuando un contaminante se disuelve en el agua de una nube, de la lluvia o de la nieve, y posteriormente las gotas impactan la superficie de la Tierra (incluyendo pasto, árboles, edificios, etc.), se dice que el contaminante fue removido por vía húmeda. Por el contrario, si el contaminante se transporta a nivel del suelo y se absorbe o adsorbe por los materiales sin que antes se haya disuelto en las gotas de agua de la atmósfera, entonces se trata de remoción seca. Esto es, la distinción entre los dos procesos se refiere al mecanismo de transporte a la superficie y no a la naturaleza de la superficie misma (Finlayson y Pitts, 2000). Otra forma de remoción seca es la sedimentación (atracción gravitacional) de los contaminantes.

De acuerdo con lo anterior, los factores que determinan la importancia relativa del mecanismo mediante el cual se

remueven los contaminantes del aire son los siguientes: la naturaleza física del contaminante (gas o partícula); su reactividad química; su morfología; su solubilidad en el agua; y las características climáticas y fisiográficas de la región.

FIGURA 3.3 REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA REMOCIÓN HÚMEDA Y LA REMOCIÓN SECA



Fuente: elaboración propia de los autores.

Los procesos atmosféricos descritos en los párrafos anteriores son los que determinan en mayor medida el transporte y el destino final de los contaminantes, y todos ellos se incorporan en las herramientas de modelación de la calidad del aire. En la siguiente sección se describen algunas generalidades de los modelos de la calidad del aire, el tipo de aplicaciones donde se utilizan y los tipos de modelos existentes.

3.2 Modelos de simulación de la calidad del aire

Un modelo de simulación de la calidad del aire es una herramienta de análisis que permite simular de manera integral, a través de expresiones matemáticas, los procesos atmosféricos que intervienen en el transporte, la dispersión, la remoción y, en algunos casos, la transformación química de los contaminantes. Con estos modelos es posible relacionar directamente las concentraciones ambientales de los contaminantes con sus fuentes de emisión (en el caso de los contaminantes primarios como el CO), o con la emisión de sus precursores (en el caso de los contaminantes secundarios como el O₃, los sulfatos y nitratos), incluyendo en la modelación variables tales como las condiciones topográficas, el uso del suelo y la meteorología de una región determinada.

Dada su gran variedad y los grados de detalle con que tratan los procesos atmosféricos, los modelos actualmente se usan para simular una diversidad de fenómenos atmosféricos que abarcan desde la química atmosférica global hasta la dispersión de contaminantes locales. En general, con los modelos de simulación de la calidad del aire es posible responder o ayudar a responder preguntas tales como (Seinfeld y Pandis, 1998):

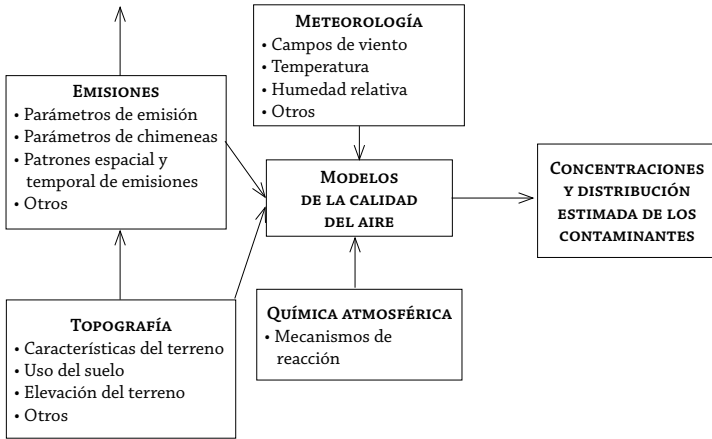
- ¿Cuál es la contribución de una fuente de emisión a la concentración ambiental de un contaminante?
- ¿Cuál es la estrategia más efectiva para reducir la concentración ambiental de un contaminante?
- ¿Cuál será el efecto sobre la calidad del aire al aplicar una medida de control?

- ¿En dónde se debería colocar en el futuro una nueva fuente (p. ej. un complejo industrial) para minimizar su impacto ambiental?
- ¿Cuál será la calidad del aire el día de mañana o de pasado mañana?
- ¿En dónde se debe ubicar una nueva estación o red de estaciones de monitoreo?

3.2.1 Estructura e insumos de un modelo de simulación

Las diferencias entre los distintos tipos de modelos de la calidad del aire radican fundamentalmente en el número de procesos atmosféricos considerados, el nivel de profundidad con que son tratados, y los métodos utilizados para resolver las ecuaciones que los describen. En general, operan con un conjunto de datos de entrada que caracterizan las emisiones, la topografía y la meteorología de una región, y producen salidas que describen la calidad del aire en dicha región. En el caso de los modelos más avanzados, también se incluye un mecanismo químico que describe las transformaciones químicas de los contaminantes (figura 3.4). Es importante destacar que la cantidad y el grado de detalle de la información necesaria para alimentar un modelo de la calidad del aire varían de acuerdo con el tipo de modelo y con la naturaleza del estudio que se pretenda realizar. Así, el modelo a elegir puede variar dependiendo del contaminante que se desea simular, ya sea primario o secundario, o de si se desean estudiar las emisiones de una sola fuente o un conjunto de ellas, etcétera.

FIGURA 3.4 INSUMOS REQUERIDOS POR UN MODELO DE LA CALIDAD DEL AIRE

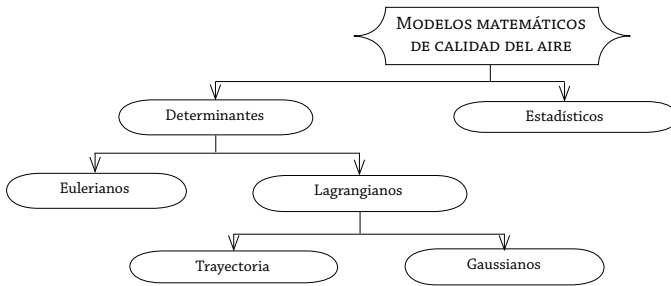


3.2.2 Tipos de modelos

Los *modelos matemáticos* de la calidad del aire se basan en la descripción fundamental de los procesos atmosféricos o en el análisis estadístico de datos. Por ello, se clasifican en modelos *estadísticos* y modelos *deterministas* (figura 3.5). Los modelos estadísticos se basan en las relaciones estadísticas existentes entre los datos históricos y las mediciones disponibles, en tanto que los modelos deterministas lo hacen en una descripción matemática de los procesos atmosféricos, estableciendo una relación causa (emisiones)–efecto (contaminación del aire) (Zanneti, 1990; Seinfeld y Pandis, 1998).

Un ejemplo de un modelo estadístico es el pronóstico de la concentración de un contaminante como una función estadística de las mediciones actuales disponibles y de sus

FIGURA 3.5 TIPOS DE MODELOS MATEMÁTICOS
DE LA CALIDAD DEL AIRE



tendencias históricas. Por otra parte, un ejemplo de un modelo determinista es un modelo de difusión, en el cual las concentraciones ambientales de los contaminantes se calculan a partir de la simulación de los procesos atmosféricos, utilizando como insumos la información sobre la fuente de emisión (por ejemplo, tasas de emisión) y su entorno (por ejemplo, parámetros meteorológicos y topografía).

Los modelos deterministas son los más importantes para aplicaciones prácticas dado que, si son apropiadamente calibrados y usados, proporcionan una relación confiable entre la fuente de emisión de contaminantes y las áreas receptoras (o de impacto). Dicho en otras palabras, solamente un modelo determinista puede evaluar la fracción con la que cada fuente emisora participa en las concentraciones ambientales de cada contaminante en el área receptora o de impacto, permitiendo así el diseño o la evaluación de estrategias de control de emisión (Zannetti, 1990).

Los modelos atmosféricos deterministas pueden clasificarse de diferentes maneras de acuerdo con el criterio que

se tome como referencia; por ejemplo, su escala espacial, o bien, la forma en que plantean las ecuaciones que describen el comportamiento de los contaminantes en la atmósfera. Por su escala espacial, los modelos deterministas se pueden clasificar en modelos a *microescala*, *mesoescala*, *regionales*, *sinópticos* y *globales* (cuadro 3.1).

CUADRO 3.1 MODELOS ATMOSFÉRICOS DE ACUERDO
CON SU ESCALA ESPACIAL

Modelo	Dominio típico	Resolución típica
Microescala	200 x 200 x 100 m	5 m
Mesoescala (urbano)	100 x 100 x 5 km	2 km
Regional	1000 x 1000 x 10 km	20 km
Sinóptico (continental)	3000 x 3000 x 20 km	80 km
Global	65 000 x 65 000 x 20 km	555 x 555 km

Fuente: Seinfeld y Pandis (1998).

Por la forma en que plantean las ecuaciones que describen el comportamiento de los contaminantes en la atmósfera, se les puede clasificar como modelos *eulerianos* (que usan un sistema de coordenadas fijo con respecto a la tierra) y *lagrangianos* (que usan un sistema de coordenadas que sigue el movimiento de la atmósfera).

Los modelos eulerianos representan la clase más elaborada de modelos atmosféricos. En ellos, las ecuaciones que describen el movimiento y la transformación química de los contaminantes en la atmósfera se resuelven considerando un sistema fijo de coordenadas, y la región a modelar se puede dividir en celdas o cajas, tanto horizontal como verticalmente.

La concentración de los contaminantes en cada celda se estima a intervalos específicos de tiempo, tomando en cuenta la información sobre campos meteorológicos tridimensionales, así como las concentraciones iniciales de los contaminantes, las emisiones, el transporte, la dilución y las transformaciones químicas. La aplicación de estos modelos resulta más conveniente cuando existen patrones complejos de emisión (por ejemplo, numerosas y diversas fuentes de emisión, dispersas en un área geográfica amplia), o cuando los procesos de transformación química desempeñan un papel relevante en la generación y el destino de los contaminantes (por ejemplo, para contaminantes secundarios). En general, cuando se cuenta con información suficientemente detallada sobre el inventario de emisiones, la calidad del aire y la meteorología, estos modelos pueden aplicarse para evaluaciones detalladas de la calidad del aire, urbanas o regionales.

Algunos ejemplos de modelos eulerianos son los siguientes: el *Urban Airshed Model-UAM* (Reynolds *et al.*, 1973; Tesche y McNally, 1991); el *Multiscale Climate Chemistry Model-MCCM* (Grell *et al.*, 2000); el *Comprehensive Air Quality Model with Extensions-CAMx* (Environ Inc., 2005); el *Third Generation Air Pollution modeling System-Models3* (EPA, 1999); y el *Regional Acid Deposition Model-RADM* (Chang *et al.*, 1987).

Los modelos lagrangianos se caracterizan por hacer uso de un sistema de referencia que se ajusta al movimiento atmosférico. Es decir, tanto las emisiones y reacciones, como la remoción y el mezclado de los contaminantes, se analizan para un volumen de aire que va cambiando su posición de acuerdo con la velocidad y la dirección del viento –y no para una región entera, como en los eulerianos. Con este esquema general, los modelos lagrangianos se pueden clasificar en

modelos de *trayectoria* y modelos *gaussianos*, de acuerdo con la geometría del sistema de modelación. Los procesos antes mencionados se pueden simular para una columna hipotética de aire, como en los modelos de trayectoria; cuando la simulación se hace para una pluma de emisión, continua o discreta (como paquetes comúnmente llamados “puffs”), se trata de modelos gaussianos.

En los modelos de trayectoria se define una columna hipotética de aire que se desplaza bajo la influencia de los vientos dominantes, y se asume que no hay intercambio de masa entre la columna y sus alrededores, excepto por las emisiones que ingresan a la columna por la base durante su recorrido (Seinfeld y Pandis, 1998). La columna se mueve continuamente, de tal forma que el modelo estima la concentración de los contaminantes en diferentes lugares y momentos a partir de las concentraciones iniciales, las emisiones y las transformaciones químicas. Su aplicación es recomendable en evaluaciones de la calidad del aire que consideren el transporte a grandes distancias, para modelar el comportamiento de masas individuales de aire, e incluso para evaluar la calidad del aire en casos donde existan limitaciones de información para caracterizar las emisiones y la meteorología de una región completa.

Entre estos modelos se encuentran el *California Institute of Technology Model-CIT*, versión de trayectoria (MaRae et al., 1982 y Russell et al., 1998); el *Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model-HYSPLIT* (NOAA, 2005); y el *Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution Model-ASTRAP* (Shanon, 1985 y ANL, 1996).

Finalmente, en los modelos gaussianos se describe el transporte y la mezcla de los contaminantes asumiendo que

las emisiones presentan, en las direcciones horizontal y vertical, una distribución normal o de curva gaussiana, con una concentración máxima en el centro de la pluma. Generalmente estos modelos se aplican para evaluar la dispersión de contaminantes provenientes de fuentes puntuales, aunque en ocasiones también se aplican para simular emisiones de fuentes de área y de línea. Otra característica de este tipo de modelos es que normalmente son aplicados para evaluar la dispersión de contaminantes primarios no reactivos, aunque existen versiones que incluyen en su formulación consideraciones especiales para poder simular procesos de remoción y transformación química.

Algunos ejemplos de modelos gaussianos son el *Industrial Source Complex-ISC* (EPA, 1995a); el *AMS/EPA Regulatory Model-AERMOD* (EPA, 2002); el *CALPUFF-CALMET* (Scire *et al.*, 2000); el *Versatile Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Levels Near Highways and Arterial Streets-CALINE3* (Benson, 1979); el *SCREEN3* (EPA, 1995b); y el *Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations-CTDMPLUS* (EPA, 1989).

En general, los modelos lagrangianos se han utilizado para las evaluaciones del riesgo a la salud asociadas con emisiones de fuentes individuales, siendo el modelo CALPUFF uno de los más ampliamente usados (Levy *et al.*, 2002; Zhou *et al.*, 2003). En este modelo las emisiones se tratan como “puffs” –o paquetes– que experimentan procesos de transformación química al mismo tiempo que se van desplazando a través de un campo meteorológico tridimensional.

3.2.3 Criterios para seleccionar y aplicar un modelo

La decisión sobre el modelo más adecuado a utilizar en un estudio específico depende de varios factores, entre los que se pueden mencionar los siguientes (IPN, 1988; EPA, 1997a):

- a) El problema a resolver: depende en gran medida de si se analizará la dispersión de un contaminante primario o secundario; si el contaminante es reactivo o no reactivo; si se estudiarán las emisiones de una o varias fuentes.
- b) La extensión geográfica del área de estudio: se debe de considerar el que haya transporte de corto o de largo alcance; el que se cuente con información suficiente para caracterizar la meteorología, la topografía y las emisiones de una zona industrial, de un valle o de una ciudad.
- c) La complejidad topográfica y meteorológica del área de estudio: en este sentido es fundamental analizar las características de la topografía (plana o accidentada) y de la meteorología, en cuanto a que sea posible caracterizarla adecuadamente con datos de superficie, o si se requieren datos de altura.
- d) El grado de detalle y la exactitud requeridos para el análisis: es necesario decidir si los resultados deben de tener una resolución espacial de unos cuantos kilómetros o de una región completa.
- f) Los recursos técnicos y humanos disponibles: estas consideraciones prácticas incluyen las características del equipo de cómputo (alta o baja capacidad de memoria y procesamiento), y la experiencia del personal, tanto en la aplicación de modelos, como en el procesamiento de los

datos que se utilizan como insumos para los modelos y en la interpretación de los resultados de la simulación.

- g) El detalle y la calidad de las bases de datos disponibles (insumos): es indispensable analizar el tipo de insumos con que se cuenta, como son los datos de las emisiones (para una sola fuente o para una región completa), la confiabilidad, el grado de detalle y la precisión de la información disponible.

3.3 ESTUDIO DE CASO: MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE PARA LAS EMISIONES DE LA CENTRAL TERMOELÉCTRICA ADOLFO LÓPEZ MATEOS, TUXPAN, VERACRUZ

A continuación se describen la metodología y los resultados obtenidos de la simulación de la dispersión de contaminantes provenientes de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos. Para la descripción metodológica se incluye la etapa de modelación exploratoria, con el modelo de dispersión SCREEN3 (Schultz, 1991), y la aplicación del sistema de modelación CALMET-CALPUFF (Earth Tech Inc., 2000).

En la primera etapa del estudio se aplicó el modelo SCREEN3 para hacer una valoración exploratoria de los posibles impactos de las emisiones provenientes de la planta termoeléctrica.

SCREEN3 es una herramienta de modelación simplificada y de fácil uso, que incorpora factores de la fuente y meteorológicos, para calcular la concentración de algunos contaminantes provenientes de fuentes con emisiones continuas. Se asume que el contaminante no experimenta ninguna reacción química y que ningún proceso de remoción (húmeda

o seca) actúa sobre la pluma durante el transporte desde la fuente. Dadas estas características, SCREEN3 se usa como un modelo de primera aproximación para determinar si una fuente de emisión afecta la calidad del aire en la región donde se ubica. Si los resultados indican que las emisiones de la fuente evaluada pueden contribuir de manera significativa al deterioro de la calidad del aire en su entorno, entonces se recurre a procedimientos de modelación más complejos para tener una caracterización más precisa de la relación emisión-calidad del aire en la zona que se estudia.

Los resultados de la aplicación del modelo SCREEN3 a la planta termoeléctrica de Tuxpan revelaron que las emisiones de dicha planta podrían llegar a representar un problema de calidad del aire en las localidades circunvecinas. Mientras que la concentración máxima de SO_2 podría llegar a alcanzar valores equivalentes a seis veces el valor de la norma de calidad del aire para este contaminante (0.13 ppm como promedio de 24 horas, de acuerdo con la NOM-022-SSA1-1993; DOF, 1994b), la concentración máxima de las partículas suspendidas menores de 10 micras (PM_{10}) resultó ser muy cercana al valor de la norma respectiva ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio de 24 horas, según la NOM-025-SSA1-1993; DOF, 2005). En ambos casos, las concentraciones máximas se estimaron a distancias mayores de 4 km con respecto a la fuente. Estos resultados condujeron a la aplicación de una herramienta de modelación más detallada, como es el sistema CALMET-CALPUFF, para caracterizar los patrones de dispersión y las concentraciones ambientales de las $\text{PM}_{2.5}$, primarias y secundarias, asociadas con las emisiones contaminantes de la central termoeléctrica.

El modelo meteorológico de diagnóstico, conocido como CALMET, permite reproducir los campos de vientos tridimensionales, ajustados por topografía, a partir de la interpolación de los datos meteorológicos disponibles sobre superficie y capas superiores en el dominio de estudio. Adicionalmente, posee un módulo de micrometeorología que calcula los parámetros de turbulencia vertical y horizontal, con diferentes esquemas de cálculo. Por su parte, el modelo CALPUFF simula la dispersión, la remoción y la transformación química de los contaminantes, considerando las condiciones meteorológicas que varían en el tiempo y en el espacio.

Es importante señalar que, dada la escasez de información meteorológica con datos directos de campo sobre las capas superiores de la atmósfera que se requieren para alimentar al modelo CALMET, se recurrió a la aplicación del Modelo Meteorológico de Mesoescala (MM5) (Grell *et al.*, 1994). Con ello, se generaron campos meteorológicos del área de interés, lo que a su vez permitió alimentar CALMET para mejorar la descripción de la estructura vertical de los vientos en el área de modelación.

Para la modelación de las $PM_{2.5}$ secundarias se utilizó el módulo de transformación química MESOPUFF II de CALPUFF (Scire *et al.*, 1984), diseñado para simular la conversión de SO_2 a radicales sulfato (SO_4^{-2}), y la conversión de NO_x a radicales nitrato (NO_3^{-1}) y ácido nítrico (HNO_3). Para convertir los valores de radicales sulfato y nitrato estimados por CALPUFF a partículas de sulfato de amonio ($(NH_4)_2SO_4$) y nitrato de amonio (NH_4NO_3), los resultados obtenidos para los radicales fueron multiplicados por un factor de 1.37 para el caso de los sulfatos, y de 1.29 para los nitratos (Levy *et al.*, 2002 y Zhuo *et al.*, 2003).

La dispersión de los contaminantes se modeló tomando en cuenta tanto la remoción seca como la húmeda, bajo diferentes condiciones meteorológicas, con los valores que ya incluye el mismo modelo (valores “default”).

El sistema CALMET-CALPUFF-MM5 utiliza información de las siguientes variables como insumos para la modelación:

- Topografía y uso del suelo de la región (con formato de malla); se obtienen de la imagen de satélite LANSAT y del Inventario Nacional Forestal (1994).
- Meteorología de superficie; se generan en la estación meteorológica automática de Tuxpan.
- Datos de viento y termodinámicos de capas superiores; se originan en radiosondas ubicadas en el Puerto de Veracruz.
- Campos meteorológicos tridimensionales: se obtienen a partir del modelo MM5 con un dominio anidado relativamente mayor que el elegido para CALMET.
- Parámetros de chimenea (altura y diámetro, temperatura y velocidad de los gases de salida, etcétera); se reportan en la Cédula de Operación Anual (COA).
- Datos de emisión de contaminantes (t/año); se estiman como se explica en el capítulo 2.

Los campos meteorológicos de salida de MM5 se usaron como parámetros iniciales en CALMET para la interpolación en el dominio de modelación. Estos campos fueron ajustados por CALMET con la información existente sobre superficie y capas superiores. Posteriormente, se realizó un análisis visual de los campos de viento generados por el mo-

delo MM5, para verificar que dicho modelo reprodujera la estructura de brisa de mar-tierra durante el día, y la brisa de tierra-mar durante la noche.

Para simular la dispersión de las emisiones con CALPUFF, se ingresaron los datos de cada una de las tres chimeneas de la termoeléctrica de Tuxpan, para modelarlas como tres fuentes puntuales de emisión. Las emisiones de los contaminantes se ingresaron a CALPUFF como toneladas por año, ya que en el modelo se hace la conversión a emisiones horarias.

3.3.1 Selección del dominio y del periodo de simulación

Con base en la ubicación de las poblaciones cercanas a la planta termoeléctrica que podrían ser afectadas por sus emisiones contaminantes, el dominio de modelación cubrió un radio de 61 km, teniendo como punto central a la misma planta. Así, el dominio de simulación estuvo constituido por un cuadrado de 122 km por lado, dividido en celdas de 2 km x 2 km, y el área de modelación, por una malla de 3721 celdas de cálculo en superficie; en este dominio quedaron incluidas las poblaciones de Tuxpan, Tamiagua, Cazonos y Poza Rica (figura 2.2).

En el dominio de simulación, un poco menos de la mitad corresponde a superficie marina (figura 2.2); de esta forma se capta y se reproduce en la modelación meteorológica la circulación de brisa marina, característica en las zonas costeras y con gran influencia en los patrones locales de viento a lo largo del día.

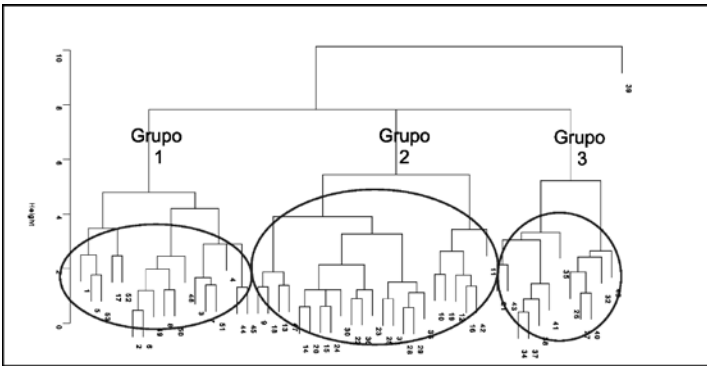
El periodo de simulación se eligió a partir del análisis de la información meteorológica de superficie recopilada en

2001 en la estación meteorológica del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) ubicada en Tuxpan. Esta base de datos incluye variables como temperatura, humedad relativa, presión atmosférica y velocidad y dirección del viento, con registros cada 10 minutos. Se eligió como año de estudio el 2001 por ser el que contenía la información más completa y confiable, de acuerdo con los especialistas del SMN (Terán, 2002).

Por otra parte, dadas las limitaciones computacionales y de información para modelar un año completo, se optó por identificar periodos que fueran representativos de las condiciones meteorológicas más frecuentes que se presentaron en 2001. Dichos periodos se obtuvieron utilizando la técnica estadística multivariada denominada *análisis "cluster"* (Linares *et al.*, 1986), que se ha usado en estudios previos de clasificación de periodos meteorológicos (Physick y Goudey, 2001). Esta técnica calcula las distancias (euclidianas) entre los valores de los diferentes parámetros y, de acuerdo con estas distancias, agrupa los casos más correlacionados en un mismo grupo o "clúster". Este análisis tuvo como dato base el promedio aritmético semanal (siete días) de velocidad del viento, temperatura, presión atmosférica, humedad relativa y precipitación, con lo que se obtuvieron 52 valores promedio para cada variable (uno por semana).

Del análisis cluster resultó un árbol (*dendograma*) en el que se agrupan las semanas que tienen mayor similitud entre sí. En la figura 3.6 se incluyen todas las semanas del año, cada una representada por un número consecutivo, de tal suerte que la semana 1 corresponde al periodo del 1 al 7 de enero, la semana 2 al periodo del 8 al 14 de enero, y así sucesivamente.

FIGURA 3.6 DENDOGRAMA BASADO EN LA SIMILITUD METEOROLÓGICA EN LA ZONA DE TUXPAN, VERACRUZ*



*En la figura, cada número corresponde a una semana (1-54). La semana 39 no cabe en ningún grupo porque durante esta semana se presentó el huracán Humberto y, por lo tanto, es una semana atípica, que no se correlaciona con las demás en cuanto a sus características meteorológicas.

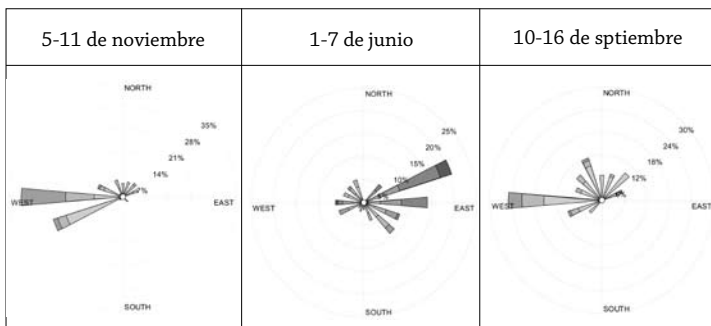
El dendrograma permite identificar tres grandes grupos de semanas; en general, las semanas de los grupos 1 y 3 corresponden a la época de lluvias –diferenciándose levemente entre ellas por la intensidad de la precipitación– y el grupo 2 corresponde a la época de secas. Se puede observar que en los tres grupos se incorporan 51 semanas y se excluye la semana 39; esto se debe a que durante esa semana se presentó el huracán Humberto (21 al 27 de septiembre), diferenciando fuertemente el patrón meteorológico de esa semana con el del resto de las semanas del año por el importante aumento en las precipitaciones en el Golfo de México. Por esta razón, la suma de las representatividades de todas las semanas de los tres

grupos es del 98%. Para tener un indicador de la representatividad anual de los tres grupos, se construyó un parámetro de ponderación, calculado como el porcentaje de tiempo que cada uno representa con respecto al total de semanas al año.

Con base en esta agregación de semanas y considerando que aún se trataba de periodos muy largos como para poderlos modelar con los recursos de cómputo disponibles, se procedió a elegir una semana representativa de cada grupo. Para ello, se calcularon las desviaciones estándar de los parámetros meteorológicos de cada semana y, posteriormente, se eligió para cada grupo aquella semana que tuviera la menor desviación estándar. Las semanas seleccionadas como representativas fueron la del 5-11 de noviembre para el grupo 1; la del 1-7 de junio para el grupo 2; y la del 10-16 de septiembre para el grupo 3.

De manera complementaria se elaboró la rosa de los vientos para cada semana seleccionada (figura 3.7). En ellas

FIGURA 3.7 ROSA DE LOS VIENTOS DE LAS SEMANAS SELECCIONADAS PARA LA MODELACIÓN, TUXPAN, VERACRUZ, 2001



CUADRO 3.2 GRUPOS DE SEMANAS Y PARÁMETROS METEOROLÓGICOS PROMEDIO

Grupo de semanas	Número de semanas	Meses con semanas predominantes	Velocidad del viento (m/s)	Temperatura (°C)	Humedad relativa (%)	Presión (mbar)	Precipitación (mm)	Ponderación
1	16	Noviembre, diciembre, enero y febrero	4.8	20.3	92.1	1017.5	13.3	31 %
2	23	Marzo, abril, mayo, junio y julio	4.8	26.3	88.5	1012.3	5.4	44 %
3	12	Agosto, septiembre y octubre	3.9	26.4	91.8	1013.7	109.7	23 %
Total	51							98. % ¹

1 Dado a que en el análisis cluster se agruparon 51 semanas y se dejó fuera la semana 39, por haberse presentado durante esta última el huracán Humberto, la suma de las representatividades de todas las semanas de los tres grupos es del 98%.

$$\left[\text{Concentración promedio anual} \right] = \sum_{\text{sobre todas las condiciones meteorológicas}} \left[\text{Concentración para esa condición meteorológica} \right] \left[\text{Frecuencia de ocurrencia de esa condición meteorológica} \right] \quad \text{Ecuación 3.1}$$

se observa que la dirección predominante de los vientos durante las semanas de noviembre y septiembre fue el Oeste (de la tierra hacia el mar), y en la semana de junio, los vientos más frecuentes y con mayor velocidad provinieron del Este-Noreste y del Este (del mar hacia la tierra).

Finalmente, para obtener una concentración promedio anual a partir de los resultados generados en las simulaciones de las tres semanas representativas, se utilizó la aproximación descrita en la ecuación 3.1 (De Nevers, 1998), que relaciona la concentración estimada para un periodo de tiempo determinado y su ponderación con respecto a la frecuencia con que ocurre.

En esta ecuación, la frecuencia de ocurrencia de cada condición meteorológica corresponde a los valores de ponderación mostrados en la última columna del cuadro 3.2.

3.3.2 Modelación con el sistema CALMET-CALPUFF-MM5

Los resultados se obtuvieron para las concentraciones de $PM_{2.5}$ primarias y secundarias en las 3721 celdas del dominio de simulación (cuadro 3.3).

Entre los valores mostrados en el cuadro 3.3, destaca que de la concentración promedio anual total de $PM_{2.5}$ ($0.76 \mu\text{g}/\text{m}^3$), atribuible a las emisiones provenientes de la planta termoeléctrica Adolfo López Mateos, el 14% corresponde a partículas primarias y el 86% a partículas de origen secun-

CUADRO 3.3 CONCENTRACIONES ESTIMADAS DE $PM_{2.5}$ EN LA
 REGIÓN CIRCUNDANTE A LA CENTRAL TERMOELÉCTRICA DE TUXPAN,
 VERACRUZ

Contaminante	Concentración anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	Promedio	Mínima	Máxima
$PM_{2.5}$ primarias	0.12	0	1.13
$PM_{2.5}$ secundarias			
Sulfato de amonio	0.57	0.01	2.34
Nitrato de amonio	0.03	0	0.20
Ácido nítrico	0.04	0	0.29
$PM_{2.5}$ totales	0.76	0	2.34

dario. De las partículas secundarias, aquellas vinculadas con las emisiones de SO_2 son las que tuvieron una aportación más significativa.

Con respecto a la distribución espacial de las concentraciones, la figura 3.8 muestra que las partículas primarias tienden a dispersarse predominantemente hacia las zonas noroeste, oeste, suroeste y sur del área modelada, con las concentraciones más elevadas (mayores a $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a distancias menores de 20 km, aunque las partículas se dispersan y alcanzan distancias mayores de 45 km; por lo anterior, la pluma puede afectar las poblaciones de Tuxpan, Cerro Azul, Álamo y Cazones.

En cuanto a las partículas secundarias, en la figura 3.9 se muestra que las concentraciones más altas (mayores a $1.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se presentan hacia el sur y el suroeste de la región modelada, afectando las poblaciones de Tuxpan, Cazones y Álamo. Cabe mencionar que el área de impacto de estas partículas es mayor que la de las partículas primarias, pues

la dispersión alcanza distancias mayores de 60 km en las direcciones noroeste a sureste; de hecho, la pluma de estas partículas secundarias se dispersa a distancias que van más allá de los límites del dominio seleccionado. Por esta razón, el presente estudio probablemente subestime los efectos de las $PM_{2.5}$ secundarias que pudieran llegar a otras localidades ubicadas hacia el sur y el oeste de la termoeléctrica Adolfo López Mateos.

FIGURA 3.8. PLUMA DE CONCENTRACIÓN ANUAL DE $PM_{2.5}$ PRIMARIAS

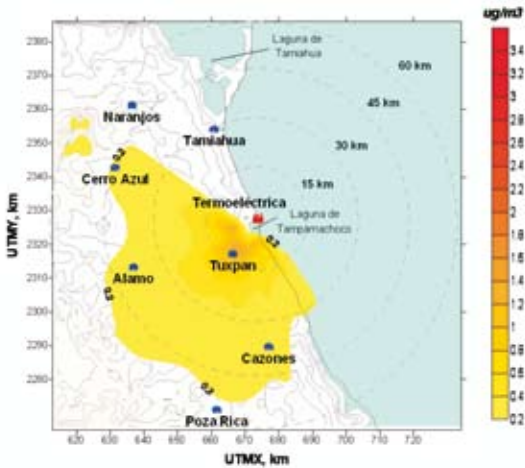
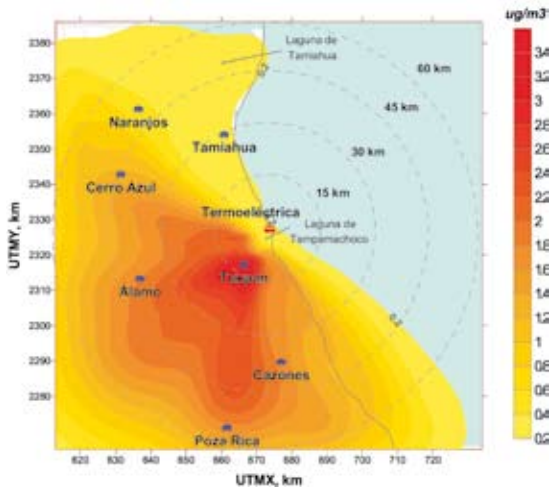
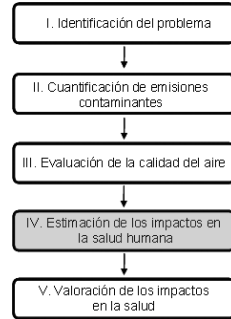


FIGURA 3.9. PLUMA DE CONCENTRACIÓN ANUAL DE PM_{2.5} SECUNDARIAS



CAPÍTULO 4

IMPACTOS EN LA SALUD Y VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS



LA EVIDENCIA INTERNACIONAL, producto de múltiples estudios toxicológicos y epidemiológicos, generada en las últimas décadas indica que los contaminantes presentes en la atmósfera se asocian con diversas afectaciones en la salud humana. Los efectos pueden incluir desde irritación de mucosas, dolor de cabeza, exacerbación de síntomas en asmáticos hasta enfermedades respiratorias, cardiovasculares e incluso muerte prematura; ello depende de factores tales como la magnitud de la exposición de los individuos a los contaminantes, la sinergia entre dos o más contaminantes y la susceptibilidad de los sujetos expuestos, entre otros.

En este capítulo se describen algunos de los impactos en la salud asociados con la exposición a contaminantes atmosféricos, así como diversos factores que determinan tales impactos. También se hace referencia a las metodologías existentes para hacer la valoración económica de los impactos en la salud, y se concluye la presentación del estudio de caso de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos.

4.1 Impactos en la salud

Los contaminantes del aire tienen distinto potencial para producir daños a la salud humana; sin embargo, de manera genérica se ha logrado establecer que la capacidad de un contaminante para producir un efecto en la salud depende fundamentalmente de dos factores: 1) la magnitud de la exposición y 2) la vulnerabilidad de las personas expuestas.

La exposición se define como el contacto de un contaminante con las barreras del cuerpo, que para el caso de la contaminación atmosférica son la boca y las fosas nasales. Esto es, si no existe exposición a un contaminante, aun cuando éste sea muy tóxico o se encuentre a elevadas concentraciones en el ambiente, no existe un riesgo para la salud.

La magnitud de la exposición está en función de la concentración del contaminante en la atmósfera, de la duración de la exposición y de su frecuencia. La exposición se considera crónica cuando se está expuesto a la contaminación durante periodos largos (por ejemplo, años), y aguda cuando se trata de periodos cortos (por ejemplo, días u horas). Comúnmente la exposición crónica se asocia con magnitudes bajas, mientras que la exposición aguda se vincula con magnitudes muy altas. La respuesta de la salud humana ante estos dos escenarios puede ser significativamente diferente.

Algunos grupos de población son más sensibles o vulnerables que otros a la contaminación del aire, y esto obedece a factores intrínsecos –como la edad, el género, la genética y la etnia–, y a factores adquiridos –como condiciones médicas, acceso a servicios médicos y nutrición. A continuación se mencionan algunos ejemplos de grupos vulnerables, y cómo dichos factores aumentan su sensibilidad.

Un grupo que merece especial atención por su vulnerabilidad a los impactos de la contaminación atmosférica son los niños, debido a factores relacionados con su fisiología y desarrollo, así como con su conducta y condición social (CCA, 2002B). Los niños pasan más tiempo al aire libre e inhalan más aire por peso corporal que los adultos, lo que puede resultar en una exposición de mayor magnitud con respecto a otros grupos de población. Una vez expuestos, los niños tienen, en general, una menor capacidad que los adultos para metabolizar, desintoxicar y excretar sustancias tóxicas. También experimentan un crecimiento y un desarrollo intensos desde la etapa fetal hasta la adolescencia, y los contaminantes ambientales pueden afectar estos procesos. De hecho, se sabe que la vulnerabilidad de los niños puede ser mayor durante la etapa perinatal, y existe evidencia que indica que los fetos pueden experimentar efectos más severos por la exposición in-útero a contaminantes ambientales, que los que experimentan sus madres.

Otro grupo importante es el de los adultos mayores; su vulnerabilidad se asocia con la preexistencia de enfermedades, así como con la disminución en la eficiencia de los sistemas biológicos debido al paso de los años. Ciertas condiciones como el endurecimiento de las arterias, con la consecuente disminución de la irrigación pulmonar y cerebral, coadyuvan para que haya una menor resistencia celular contra los contaminantes atmosféricos y los cambios de temperatura. Asimismo, el metabolismo y la eliminación de toxinas son más lentos en una persona mayor, de modo que las infecciones respiratorias llegan a tener un impacto más fuerte, incluso mortal, en este grupo de la población.

Las personas que padecen enfermedades crónicas también se consideran vulnerables frente a la contaminación del aire. Por ejemplo, se ha encontrado que las personas con asma experimentan más ataques durante episodios de altas concentraciones de contaminantes atmosféricos (Romieu *et al.* 1995). También se ha encontrado que muchas de las muertes asociadas con la contaminación del aire ocurren en personas que ya están enfermas y, por lo tanto, son más susceptibles a los efectos de la contaminación (Schwartz, 2000).

Finalmente, un grupo especialmente vulnerable es la población pobre de una sociedad; este grupo puede ser más vulnerable por su condición socio-económica y su cercanía a las fuentes contaminantes. Los factores asociados con la pobreza, como la desnutrición, la falta de acceso a servicios de salud y de educación y las condiciones deficientes de vivienda, se combinan para aumentar la susceptibilidad a los efectos de la contaminación del aire (O'Neill *et al.*, 2003).

La relación entre la contaminación del aire y sus impactos en la salud se puede evaluar y cuantificar mediante estudios epidemiológicos y toxicológicos. Los estudios epidemiológicos se basan en información sobre la incidencia de las enfermedades y las muertes en poblaciones abiertas de humanos, de tal forma que se analiza estadísticamente la relación exposición-impacto (Hennekens *et al.*, 1987). En cambio, la toxicología se basa en pruebas de laboratorio –tanto en animales vivos como en cultivos de células o de tejidos aislados de animales o humanos– que analizan los efectos adversos que resultan de la exposición a dosis determinadas de contaminantes.

En general, con los resultados de ambos tipos de estudios es posible obtener funciones dosis-respuesta, que

relacionan las variables ambientales con los efectos objeto de estudio. No obstante, en los estudios epidemiológicos que evalúan la asociación entre contaminantes atmosféricos y efectos en la salud no es posible cuantificar la dosis, por lo que se utilizan -como una aproximación a la dosis- las concentraciones de los contaminantes en el ambiente; por lo tanto, el producto de los estudios son las funciones concentración-respuesta. Estas funciones permiten cuantificar el porcentaje de cambio en la incidencia de una enfermedad o muerte asociado con un cambio en la concentración del contaminante atmosférico bajo estudio. Cabe aclarar, que una mejor aproximación a la dosis la constituye la evaluación de la exposición humana; sin embargo, el problema es de índole práctico, ya que no es viable realizar mediciones de exposición en forma rutinaria para cada uno de los sujetos incluidos en un estudio epidemiológico con diseños que pueden incluir tamaños muestrales de varios cientos o incluso miles de sujetos. De tal suerte que la opción es el utilizar las concentraciones de los contaminantes registradas en las estaciones fijas de monitoreo atmosférico, que operan en muchas de las zonas urbanas e industriales en el mundo.

Los impactos en la salud pueden ocurrir después de una exposición a concentraciones ambientales de los contaminantes de cierta magnitud -denominada *umbral*- o pueden empezar a manifestarse a concentraciones muy bajas, sin que se pueda definir un punto en donde se inicia el efecto (sin umbral). En este sentido, es conveniente destacar que hasta el momento no se han encontrado umbrales para los contaminantes del aire, lo que significa que se han identificado efectos incluso a concentraciones extremadamente

bajas, muy por debajo de las establecidas en las normas oficiales de calidad del aire. Independientemente de la existencia o ausencia de un umbral, en general, es válido considerar que cuando la exposición aumenta, también aumenta el riesgo.

En los siguientes párrafos se describen con mayor detalle los impactos que sobre la salud humana tienen los contaminantes de mayor interés para este documento, como el SO_2 , los NO_x y las partículas suspendidas. Cabe mencionar que otros contaminantes emitidos por las centrales termoeléctricas, como las dioxinas y metales pesados, se asocian con impactos en la salud humana. Además algunas evidencias indican que las mezclas de contaminantes podrían resultar en impactos no aditivos en la salud de la población. Sin embargo, dado que estos contaminantes no son el enfoque de este libro, la discusión sobre sus emisiones e impactos se deja para otras publicaciones.

Bióxido de azufre

Adicionalmente a los impactos directos en la salud de la población, el SO_2 es un precursor de partículas suspendidas secundarias. Como ya se mencionó en capítulos precedentes, las emisiones de SO_2 pueden transformarse en partículas secundarias (ácido sulfúrico y sulfatos).

La exposición a SO_2 se ha asociado con daños respiratorios temporales en niños y adultos asmáticos que realizan actividades al aire libre. La exposición aguda de individuos asmáticos a magnitudes elevadas de SO_2 al realizar ejercicio moderado, puede causar reducciones en la función pulmonar, estado que se puede acompañar de síntomas como es-

tornudos, opresión en el pecho y falta de aire (Evans *et al.*, 2002). Por otra parte, los efectos que se han asociado con exposiciones crónicas, aunadas a concentraciones elevadas de partículas en el ambiente, incluyen enfermedades respiratorias, alteraciones en las defensas pulmonares y agravación de enfermedades cardiovasculares preexistentes. En la Ciudad de México se encontró que en niños menores de 16 años una exposición a 50 ppb de SO₂ está asociada con un incremento del 5% en visitas a salas de emergencias por sintomatología de asma (Romieu, 1995).

En un estudio reciente se encontró que la exposición crónica a SO₂ y a la fracción de partículas sulfatadas aumenta la probabilidad de mortalidad prematura en adultos (Krewski *et al.*, 2000; Pope *et al.*, 2002). Sin embargo, en estudios realizados en México, la exposición aguda a SO₂ no se ha asociado con mortalidad (Evans *et al.*, 2002), y otros estudios realizados fuera del país indican que los sulfatos no son tóxicos (Green *et al.*, 2002). Estos resultados sugieren que se requiere más investigación sobre el tema, ya que si la relación entre la mortalidad y la exposición a un contaminante es real, entonces debería de encontrarse un efecto tanto en el corto, como en el largo plazo.

Bióxido de nitrógeno

La exposición a NO₂ puede causar irritación pulmonar, bronquitis y neumonía, así como disminución de la resistencia a infecciones respiratorias. Además, se ha encontrado que la exposición a este contaminante puede aumentar en los niños los síntomas de asma, tos, gripe, dolor de garganta y ausentismo escolar.

Varios estudios realizados en la zona metropolitana del Valle de México han encontrado una asociación entre la exposición a NO_2 y un incremento en visitas hospitalarias por infecciones respiratorias agudas, tanto en menores de 15 años, como en adultos mayores (Tellez Rojo *et al.*, 1997; Torres-Meza, 2000).

Partículas suspendidas

La exposición a partículas suspendidas, especialmente a las PM_{10} , ha generado una preocupación creciente en los últimos años, pues día a día aparecen estudios que encuentran asociaciones significativas de la concentración ambiental de PM_{10} (conocida como “fracción torácica”) con indicadores de mortalidad y morbilidad de las poblaciones humanas. A diferencia de las partículas mayores a 10 micrómetros, las PM_{10} pueden penetrar directamente al aparato respiratorio y, dependiendo de su tamaño, se depositan en diferentes regiones de las vías respiratorias.

Según su tamaño, las PM_{10} se dividen en tres fracciones: *gruesa*, que incluye a las partículas con diámetro entre 2.5 y 10 μm ; *finas*, que son partículas menores a 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$), por lo que se conocen como “respirables”; y *ultrafina*, con un diámetro inferior a 1 micrómetro –algunos autores consideran partículas ultrafinas a las de diámetro menor de 0.01 μm . En general, las partículas finas logran llegar hasta las vías respiratorias inferiores, es decir, a la región alveolar; en cambio, la fracción gruesa se deposita en la región nasofaríngea y en la traqueobronquial.

Múltiples estudios científicos han relacionado la exposición a PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ con efectos en la salud, incluyendo agra-

vación del asma, aumento de los síntomas respiratorios, como tos y respiración difícil o dolorosa, bronquitis crónica y reducción de la función pulmonar (EPA, 1997b). Además de la evidencia internacional, existen estudios epidemiológicos realizados en la Ciudad de México que han encontrado que la exposición a partículas suspendidas puede aumentar el riesgo de desarrollar bronquitis crónica (Romano, 2000), incrementar las visitas a salas de emergencias por crisis de asma (Damokosh *et al.*, 2000), aumentar la incidencia de infecciones respiratorias (Torres-Meza, 2000), reducir la función pulmonar en los niños (Gold *et al.*, 1999), y disminuir la variabilidad cardiaca en los ancianos (Holguin *et al.*, 2003).

A escala mundial se han realizado fundamentalmente dos tipos de estudios epidemiológicos para evaluar la asociación entre indicadores de mortalidad prematura y contaminación atmosférica: los estudios de *series de tiempo* y los estudios de *cohorte o longitudinales*. Los estudios de series de tiempo permiten evaluar la exposición aguda a las partículas, mediante al análisis de la asociación entre cambios *diarios* en la magnitud de la contaminación y fluctuaciones *diarias* en el número de defunciones. Por su parte, los estudios de cohorte consisten en dar seguimiento a lo largo del tiempo (que puede llegar a ser durante muchos años) a un grupo previamente seleccionado de individuos que están expuestos a diferentes concentraciones de partículas; de esta forma, el diseño del estudio permite evaluar la relación entre la exposición crónica a los contaminantes atmosféricos y la tasa (considerando también las causas) de mortalidad en el grupo (Evans *et al.*, 2002).

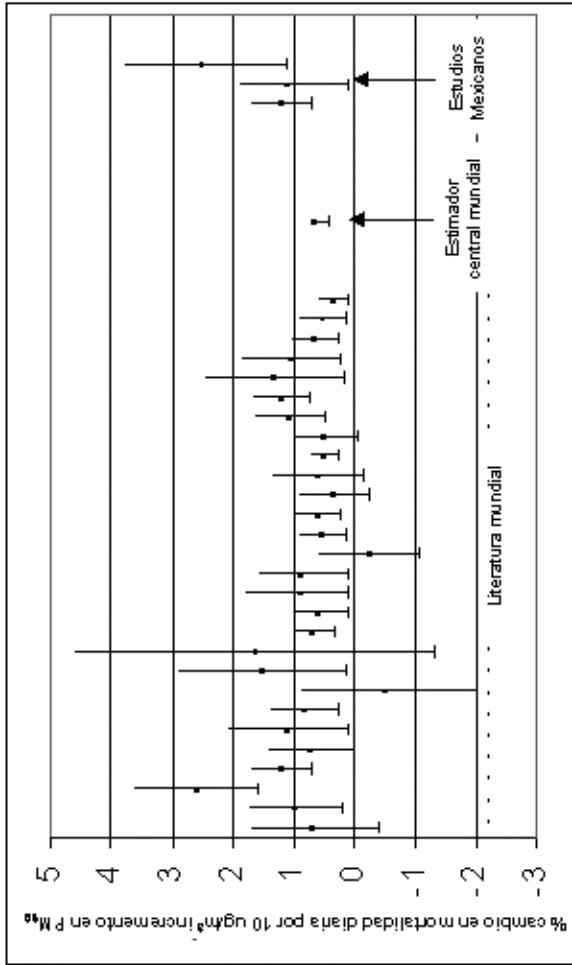
Así, a la fecha se han realizado estudios de series de tiempo en más de 100 ciudades en el mundo, los que han encon-

trado una asociación sistemática entre mortalidad prematura y exposición aguda a partículas suspendidas (Levy, 2000; Dominici *et al.*, 2003). La figura 4.1 muestra los estimadores centrales de algunos de los estudios de series de tiempo realizados en diversas ciudades del mundo; en ella puede observarse que los resultados de los estudios que se han llevado a cabo en la Ciudad de México reportan una asociación significativa entre partículas y mortalidad total, estimando en conjunto un incremento de la mortalidad diaria del 1.4 % por cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las concentraciones de PM_{10} (Borja-Aburto *et al.*, 1998; Loomis *et al.*, 1999; Castillejos *et al.*, 2000; Evans *et al.*, 2002).

Asimismo, en la figura se observa que los resultados de los estudios realizados en otros países son consistentes con los de nuestro país. Al calcular un estimador compuesto para estos 28 estudios, se tiene que la mortalidad diaria se incrementa en un 0.6% con cada aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las concentraciones de PM_{10} (Evans *et al.*, 2002). Finalmente, esta cifra puede ser menor si se considera uno de los estudios más robustos metodológicamente, realizado en 90 ciudades en los Estados Unidos, que reporta que con cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} se aumenta el riesgo de mortalidad en un 0.3% (Dominici *et al.*, 2003). Parte de esta reducción en el estimador de riesgo obedece a un error en los criterios de convergencia en el paquete estadístico S-Plus (HEI, 2006) utilizado para correr los modelos aditivos generalizados en el análisis de series de tiempo. Una vez corregido el error, se redujo el estimador que relaciona exposición a PM_{10} con mortalidad.

Por otra parte, los estudios de cohorte han mostrado un riesgo aún más elevado entre exposición a partículas y mortalidad prematura. Por ejemplo, Dockery *et al.* (1993) rea-

FIGURA 4.1. RESUMEN DE LOS ESTUDIOS INTERNACIONALES DE SERIES DE TIEMPO SOBRE MORTALIDAD Y PM_{10}



Fuente: Evans *et al.* (2002).

lizaron un estudio que incluyó 8000 adultos habitantes de seis ciudades del noreste de EE. UU., con un seguimiento de casi 17 años; a su vez, Pope *et al.* (2002) estudiaron una cohorte de más de 150 000 habitantes mayores de 30 años de más de 150 zonas metropolitanas de EE. UU. Los resultados de estos autores indican un incremento de entre 3% y 6% en el riesgo de morir por una exposición crónica incremental de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$. Las posibles explicaciones de la diferencia entre el riesgo encontrado en estudios de series de tiempo y los estudios de cohorte, se relacionan con la posibilidad de que en los de series de tiempo las muertes pudieran ser de sujetos muy enfermos, mientras que en los de cohorte pudieran ser resultado de la inducción de la enfermedad en sujetos sanos.

4.2 Valoración económica

Los impactos económicos derivados de la contaminación atmosférica pueden manifestarse de varias formas; por ejemplo, en daños a la salud humana (como incrementos de morbilidad o mortalidad), a la biodiversidad, a la visibilidad, etc. Para evaluar estos daños en términos económicos, es necesario visualizar cada uno de estos rubros como un bien y asignarles un valor monetario, independientemente de que existan o no precios de mercado que permitan hacerlo.

Para el caso particular de la salud, que es el impacto que se valora en el estudio de caso que se presenta en este capítulo, no existe un mercado que permita asignarle un valor económico a este “bien”; por ello, los precios de la salud humana se estiman a través de metodologías tales como las de los *costos de las enfermedades*, *pérdida de productivi-*

dad y disponibilidad a pagar (DAP) (EPA, 1997b; César et al., 2002).

El primer método tiene como objetivo estimar los costos directos asociados con la atención de una enfermedad, como son las consultas médicas, medicinas, estudios y hospitalización, entre otros, sin importar si los costos los cubre directamente la persona enferma o los seguros médicos (públicos o privados). Para obtener esta información, normalmente se llevan a cabo encuestas con los médicos, quienes ayudan a identificar y definir todos los costos asociados con estos eventos.

La pérdida de productividad es el tiempo de trabajo perdido debido a una enfermedad o muerte, lo que conlleva obvias pérdidas en la producción. Este valor puede ser interpretado como el costo del tiempo que se pierde mientras se está en el hospital, en reposo, o cuando se muere prematuramente. Se puede calcular la pérdida de productividad por un caso de enfermedad, multiplicando los días perdidos de trabajo por el sueldo diario. Igualmente, la pérdida de productividad por muerte se puede calcular multiplicando los años perdidos de vida por el sueldo anual.

Finalmente, el método de disponibilidad a pagar permite estimar la cantidad de dinero que una persona está dispuesta a pagar para evitar un caso de enfermedad o para reducir el riesgo de mortalidad (Hammitt, 2000). Este valor, teóricamente, debe incluir tanto los costos asociados con el tratamiento de una enfermedad y con las pérdidas de productividad, como con el sufrimiento y dolor que genera una enfermedad, aspectos que no están incluidos en los otros enfoques. Asimismo, este método incorpora tácitamente dimensiones que son importantes en la vida, tales como familia, amistad, diversión, etcétera.

La disponibilidad a pagar se puede determinar a través de estudios de *valoración contingente* o de *precios hedónicos*. La valoración contingente es una técnica extraordinariamente simple en su comprensión intuitiva: se trata de simular un mercado mediante encuestas a los consumidores potenciales, preguntándoles por la cantidad de dinero que pagarían por el bien en cuestión si tuvieran que compararlo, como se hace con los demás bienes. En este caso concreto, se pregunta cuánto se está dispuesto a pagar para reducir el riesgo particular de morir o contraer una enfermedad. Por ejemplo, se pregunta al entrevistado cuánto pagaría para reducir en un 1% su riesgo de morir. Así, la valoración contingente depende de las preferencias del individuo (Tietenberg, 2006).

Por otro lado, los estudios de precios hedónicos usan las preferencias reveladas a través de un análisis de datos del mercado de trabajo. En tales estudios se utiliza información sobre sueldos y grados de riesgo en diferentes trabajos, y se aplican modelos econométricos para determinar la cantidad monetaria que compensa determinado riesgo en un lugar de trabajo.

En cualquiera de los casos, ya sea valoración contingente o precios hedónicos, lo que se busca es calcular la cantidad de dinero que los habitantes de una población están dispuestos a pagar para evitar o reducir el riesgo de contraer una enfermedad o de morir. Cuando a esta cantidad se le divide entre la probabilidad de enfermarse o morir por un determinado riesgo (DAP/riesgo), se le llama *valor de una vida estadística* o *valor de un caso de morbilidad estadística* para una población. Es claro, sin embargo, que lo que se valora no es la vida de una persona en sí, sino una reducción en la probabilidad de enfermarse o morir.

Aún existe mucha incertidumbre y escepticismo sobre el uso de la DAP para la valoración de la salud humana. Existen grupos que están en desacuerdo con el uso de este concepto, pues consideran que no es posible asignar un valor monetario a las vidas.

4.3 Metodología para la evaluación de impactos en la salud y valoración económica

Los estudios epidemiológicos que evalúan los efectos en la salud por la exposición a la contaminación del aire expresan los resultados con coeficientes de concentración-respuesta, que resumen la relación, dado un cambio en la concentración del contaminante atmosférico, en cuanto a la magnitud del cambio en el efecto. Estos coeficientes pueden utilizarse para estimar los impactos en la salud que ocurrirían a diferentes concentraciones del contaminante, como se presenta en la ecuación 4.1:

$$H_{ij} = \beta_{ij} \times R_i \times C_j \times N \quad \text{Ecuación 4.1}$$

en donde:

H_{ij} = número de casos del indicador de impacto en la salud i (p. ej. muertes) asociado con la concentración del contaminante j (p. ej. partículas suspendidas).

β_{ij} = coeficiente concentración-respuesta para el efecto i debido a la exposición al contaminante j (con unidades de incremento porcentual de casos/año/persona/unidad de concentración).

R_i = tasa de mortalidad, o morbilidad, normal de una población no asociada con la contaminación del aire (referi-

da en la literatura como “tasa de mortalidad” o “morbilidad de fondo”), para el efecto i (casos/año/persona)

C_j = concentración del contaminante j (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

N = población afectada (número de personas)

Son diversas las fuentes de información para obtener los valores asociados con cada una de las variables incluidas en la ecuación 4.1. Así, por ejemplo, los coeficientes concentración-respuesta (β_{ij}) se obtienen a través de estudios epidemiológicos (como se menciona en el apartado 4.1.3); sin embargo, cuando no existen estudios epidemiológicos propios de una ciudad o país, se toman “prestados” los coeficientes (β_{ij}) obtenidos en estudios realizados en otros lugares; al hacerlo, se parte del supuesto de que la respuesta poblacional a la exposición de un contaminante determinado es similar. Las tasas de mortalidad y morbilidad (R_i) se obtienen de las estadísticas generadas por el sector salud. Asimismo, la concentración de los contaminantes (C_j) se puede calcular con modelación de la calidad del aire, u obtenerla de mediciones realizadas en las estaciones de monitoreo atmosférico. Finalmente, el número de personas expuestas (N) –definido por la extensión geográfica y el grupo de población específica a estudiar– se obtiene de las instituciones encargadas de los conteos y censos de población.

Una vez que se ha estimado el número de casos que se pueden relacionar con la exposición a las concentraciones de contaminantes atmosféricos seleccionados, se da paso a la estimación de los impactos económicos asociados con estos efectos. Para ello, se multiplica el número de casos por el valor monetario asociado con cada uno de los indicadores del efecto en la salud, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$IM_{T(\$ / a)} = \sum (V_{i(\$ / caso)} \times \sum (H_{ij(casos/a)}^j)) \quad \text{Ecuación 4.2}$$

en donde:

IM_T = impacto monetario total (en dólares por año)

H_{ij} = número de casos del indicador de impacto en la salud i (p. ej. muertes, hospitalizaciones, casos de bronquitis crónica, etc.) por año, asociados con la concentración del contaminante j (p. ej. SO_2 , partículas suspendidas, ozono, etc.)

V_i = valor unitario del impacto i (p. ej. el costo de una visita a la sala de emergencias).

La suma de los costos estimados para cada uno de los indicadores de los impactos en la salud (i) asociados con cada contaminante considerado en el análisis (j), da como resultado el valor monetario total de los impactos en la salud (IM_T).

En México los costos directos de una enfermedad se pueden obtener a partir de información disponible en el Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS), en tanto que las pérdidas de productividad se pueden calcular con la información de ingresos publicada por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). Sin embargo, la información de estudios locales sobre la disponibilidad a pagar es prácticamente nula. De hecho, sólo existe un estudio sobre la disponibilidad a pagar para evitar la muerte o enfermedades respiratorias en la Ciudad de México (Hammit y Ibararán, 2006), y no existe información para otras zonas del país.

Cuando no se dispone de información a escala local sobre los costos de morbilidad o mortalidad estimados mediante el

método de DAP, se utiliza la mejor información disponible, que puede ser la generada en otros países o regiones, a pesar de las diferencias que puedan existir en las preferencias de las personas debido a factores culturales, sociales o económicos, por ejemplo. Sin embargo, al utilizar datos generados en otras localidades/países, es indispensable ajustar el valor de la DAP por las diferencias en el ingreso.

Es bien conocido que las preferencias y decisiones económicas de una persona están estrechamente ligadas con su nivel económico. Por lo tanto, es posible caracterizar, a partir de la *elasticidad* del nivel de ingreso, los cambios que ocurren en las preferencias de los consumidores como consecuencia de cambios en dicho nivel de ingreso. La elasticidad del ingreso relacionada con la DAP es el porcentaje de cambio en la disponibilidad a pagar que corresponde a un porcentaje de cambio en el ingreso. Así, una elasticidad entre cero y uno indica que la demanda para el bien es relativamente insensible al ingreso, mientras que un valor mayor a uno indica que el bien es considerado un lujo. En general, la elasticidad del ingreso se puede obtener comparando las preferencias y los ingresos entre los diferentes individuos de la población que se estudia, o bien, comparando los resultados del estudio de un país con los resultados de otro país con diferentes ingresos.

Para ajustar la DAP que se obtuvo para una población diferente a aquella bajo estudio, se recomienda aplicar la siguiente ecuación:

$$VVE_B = VVE_A \times \left[\frac{I_B}{I_A} \right]^E \quad \text{Ecuación 4.3}$$

en donde:

VVE_B = valor de una vida (o enfermedad) estadística para la población estudiada (población B)

VVE_A = valor de una vida (o enfermedad) estadística para la población con la que se obtuvo directamente el valor de DAP (población A)

I_B = ingreso para la población B

I_A = ingreso para la población A

E = elasticidad del ingreso.

4.4 Estudio de caso: impactos en la salud y valoración económica en las poblaciones circunvecinas a la central termoeléctrica Adolfo López Mateos, Tuxpan, Veracruz

La estimación de impactos en la salud-valoración económica, para el estudio de caso de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos, se hizo utilizando la mejor información disponible. Con base en la evidencia internacional sobre la exposición a la contaminación atmosférica y sus efectos en la salud, se decidió realizar la evaluación de la exposición a partículas, por ser éstas el contaminante con mayor impacto en la salud pública. Asimismo, el efecto seleccionado fue la mortalidad, por ser el de mayores impactos sociales asociados con la contaminación (Evans *et al.*, 2002; César *et al.*, 2002). No se incluyeron otros indicadores de efecto porque no se contaba con información sobre tasas de morbilidad para la zona estudiada. En forma similar, tanto los impactos en la salud como su valoración económica se estimaron para el área de estudio en su conjunto, ya que no se contó con información sobre las tasas de mortalidad con un mayor nivel de desagregación espacial. Por último, para la valoración económica sólo se em-

pleó el método de la DAP, ya que se asumió que dicho método engloba todos los costos de una muerte.

4.4.1 Exposición e impactos en la salud

En este caso, la estimación de los impactos en la salud se realizó aplicando la ecuación 4.1, descrita en la sección 4.3. El primer paso fue estimar la concentración (C_p) de $PM_{2.5}$ para toda la zona de estudio. Para tal efecto, se sumaron las concentraciones de partículas primarias y secundarias que se obtuvieron mediante la modelación de la calidad del aire para cada una de las celdas (ver capítulo 3). Después, se estimó la concentración ponderada por población, es decir, se construyó una variable que permitiera una mejor estimación de la la concentración promedio a la que está expuesta la población en la zona estudiada, tomando en cuenta su distribución espacial. Para hacer tal estimación se utilizó la siguiente ecuación:

$$C_p = \frac{\sum^i C_i \times N_i}{N} \quad \text{Ecuación 4.4}$$

en donde:

C_p = concentración ponderada

C_i = concentración en la celda i

N_i = número de personas en cada celda i

N = población total en la malla o zona estudiada.

Así, se estimó que la concentración ponderada para la población en la zona estudiada es igual a $1.66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la fracción $PM_{2.5}$ de partículas suspendidas.

Para el cálculo del impacto en la salud, se decidió utilizar el coeficiente concentración–respuesta (β_{ij}) derivado del es-

tudio de la Sociedad Americana del Cáncer (Pope *et al.*, 2002), uno de los estudios de cohorte más robustos a escala mundial. Es importante señalar que en nuestro país no se han desarrollado estudios de esta naturaleza, por lo que, nuevamente, se recurrió a la mejor información disponible a escala internacional. En este mismo sentido, también se decidió no utilizar los coeficientes de los estudios de series de tiempo realizados en la Ciudad de México, dado que los estudios de cohorte permiten capturar el efecto por la exposición crónica a PM, con lo que se consideró que los coeficientes describen en forma más precisa la relación entre la mortalidad y los cambios en las concentraciones ambientales de PM.

Lo anterior significa que, en el caso de estudio en Tuxpan, se evaluó el incremento en la mortalidad por exposición a $PM_{2.5}$ en la población de adultos mayores de 30 años. Con base en el censo de población y vivienda del año 2000, elaborado por el INEGI, se calculó que en el área de estudio hay 245,271 habitantes.

Finalmente, al no contar con información sobre la tasa de mortalidad específica para el área de estudio (R_p), se consideró como válida la tasa de mortalidad que reporta la Secretaría de Salud para personas mayores de 30 años para todo el estado de Veracruz (Secretaría de Salud, 2002), que es igual a 12 muertes por cada 1000 personas.

Con la información antes descrita fue posible, mediante la ecuación 4.1, estimar que en la región estudiada la exposición crónica de la población de adultos mayores a 30 años de edad a las concentraciones de $PM_{2.5}$ –producto de las emisiones de la central termoeléctrica– puede ocasionar 30 muertes anuales.

$$H_{ij} = \frac{0.6\%}{1 \mu\text{g}/\text{m}^3} \times \frac{12 \text{ muertes}}{1,000 \text{ personas}} \times 1.66 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 245,271 \text{ personas}$$

$$\cong 30 \text{ muertes anuales}$$

En términos de los efectos sobre la población en general, se puede considerar este resultado como conservador, dado que no evalúa el impacto sobre personas menores de 30 años.

4.4.2 Valoración económica

Una vez obtenido el número de muertes para la zona de estudio, se estimó el impacto monetario total utilizando la ecuación 4.2. En este caso, para obtener el término faltante en dicha ecuación (V_j), se utilizó un valor de la DAP derivado de un estudio realizado en la zona metropolitana del Valle de México (Hammit e Ibararán, 2006), por ser el único estudio sobre valoración contingente llevado a cabo en el país. En dicho estudio se aplicaron encuestas a una muestra de 1000 personas, a las que se preguntaba cuánto estaban dispuestas a pagar por la reducción de su riesgo a morir (cuantificado como porcentaje) en un año; los autores encontraron que las personas encuestadas estarían dispuestas a pagar \$94 dólares americanos (USD) para reducir en un 0.02% (2/10 000) su riesgo a morir. Al dividir la disponibilidad a pagar entre la reducción del riesgo (94 dólares/0.02%), se estimó que el valor de una vida estadística (VVE) sería igual a \$470 000 USD.

Ahora bien, dado que la población en la zona estudiada tiene en promedio un ingreso más bajo que la población de la ZMVM, el VVE se ajustó considerando las diferencias de ingreso entre las dos poblaciones (ecuación 4.3).

$$VVE_V = VVE_M \times \left[\frac{I_V}{I_M} \right]^E \Rightarrow \$470,000 \times \left[\frac{\$2,200}{\$5,340} \right]^{0.5} = US\$301,675$$

El ingreso promedio de la población de la ZMVM fue de \$5,340 USD anuales, en tanto que el ingreso promedio de la población del presente estudio se estimó en \$2,200 USD anuales (INEGI, 2002). Así, para ajustar el VVE de acuerdo con los ingresos de Veracruz, se aplicó la ecuación 4.3 utilizando una elasticidad de ingreso de 0.5, estimada a partir del estudio de Hammitt e Ibararán (2006). El VVE ajustado al área resultó ser \$301,675 USD.

Con la información generada en los apartados anteriores, es posible asignar un valor monetario a los impactos en la salud relacionados con la exposición de la población a las concentraciones de $PM_{2.5}$ asociadas con las emisiones de la central termoeléctrica. Así, se estima que los costos de los impactos en la salud evaluados son del orden de \$9 millones de USD al año.

$$IM_{T(\$ / a)} = V_V V_E \times I_{muertes} \Rightarrow \$301,675 \times 30 = 9 \text{ millones de dólares al año}$$

Es importante mencionar, sin embargo, que este resultado es muy conservador, pues además de la subestimación por no haber incluido a la población de menos de 30 años de edad en la evaluación de la mortalidad; por no haber evaluado otros impactos en la salud, tales como enfermedades respiratorias y cardiovasculares; y, por no haber incluido los posibles impactos de otros contaminantes presentes en la atmósfera.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

TODAVÍA EXISTE UNA FUERTE DEPENDENCIA mundial de los combustibles fósiles como fuentes primarias de energía para generar electricidad. México no escapa a esta tendencia, pues poco más del 70% de la electricidad que se produce actualmente en nuestro país proviene de fuentes como el combustóleo, el carbón, el gas natural y el diesel; de éstos, el combustóleo ha desempeñado tradicionalmente un papel fundamental en este sector. Hace aproximadamente una década (1994), se utilizaba combustóleo para producir el 68% de la energía eléctrica nacional basada en combustibles fósiles; se espera que en los próximos años siga siendo una de las fuentes de energía primaria más importantes, a pesar de que su uso ha descendido respecto al del gas natural.

El uso continuo del combustóleo en el corto y mediano plazo tiene serias implicaciones ambientales, pues su combustión genera grandes cantidades de SO_2 , NO_2 y partículas. De acuerdo con la Secretaría de Energía, el sector eléctrico aporta aproximadamente el 68% de las emisiones totales nacionales de SO_2 , el 20% de las emisiones de NO_x , y aproximadamente el 24% de las emisiones de partículas primarias.

En este sentido, del total de emisiones de SO_2 y NO_x generadas por el sector eléctrico mexicano, aproximadamente el 79% y el 35% provienen de plantas termoeléctricas que utilizan combustóleo y diesel, respectivamente, como fuentes primarias de energía.

Existe una relación indisoluble entre las emisiones de contaminantes a la atmósfera, la calidad del aire y la salud de la población. Numerosos estudios, tanto nacionales como internacionales, documentan los efectos adversos a la salud derivados de la exposición a contaminantes atmosféricos, que pueden ir desde irritación de mucosas y ardor de ojos, hasta la muerte. En específico, los impactos más significativos en la salud (tanto a nivel de morbilidad como de mortalidad), se asocian con la exposición a las partículas suspendidas (PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$), ya que por su tamaño pueden llegar a alojarse en las vías respiratorias inferiores y superiores. Los impactos de esta exposición se extienden hasta el ámbito económico, pues conllevan gastos sociales relacionados con la atención médica, las hospitalizaciones, el ausentismo escolar y laboral, así como con el uso de medicamentos.

Este libro presenta una metodología que toma la mejor información científica disponible sobre las relaciones entre emisión de contaminantes, calidad del aire, exposición a la contaminación, impactos en la salud y costos asociados, transformándola en un insumo útil para la toma de decisiones. Si bien conlleva limitaciones e incertidumbre, la asignación de un valor económico a los impactos de la contaminación atmosférica hace posible que se incluyan estos impactos en el análisis costo-beneficio de medidas para mejorar la calidad del aire, como normatividad más estricta, programas de reducción de emisiones y otras medidas de control.

En general, la metodología descrita a lo largo de los diferentes capítulos de este libro pone de manifiesto: 1) que el uso de factores de emisión para calcular las emisiones provenientes de una fuente fija determinada es una alternativa valiosa para subsanar las limitaciones económicas que impone el monitoreo continuo en chimenea; 2) que existen diferentes herramientas de modelación de la calidad del aire para estimar los impactos de las emisiones de una fuente sobre las concentraciones ambientales de contaminantes de interés, cuya selección depende de los objetivos del estudio, la cantidad y la calidad de la información disponible, y la experiencia en el uso de los mismos; y 3) que bajo ciertas consideraciones es posible usar información generada en otros lugares del mundo a fin de hacer una estimación y valoración económica de los impactos a la salud derivados de la exposición a la contaminación del aire en México.

La aplicación de la metodología de la evaluación de impactos en la salud para el estudio de caso de la central termoeléctrica Adolfo López Mateos en Tuxpan, Veracruz, mostró que las emisiones de la termoeléctrica podrían estar relacionadas con más de 30 muertes al año, con un costo social de 9 millones de dólares anuales. La metodología aplicada fue consistente con otros estudios similares, que estimaron los impactos de la generación de electricidad en la salud humana en los estados de Illinois y Massachussets de los Estados Unidos (Levy *et al.*, 2002; Levy y Spengler, 2002), en Europa (EC, 1995) y en México (SEMARNAT y CEPAL, 2004).

En comparación con los estudios estadounidenses, los impactos por GWh son mayores en Tuxpan, lo que puede asociarse con el hecho de que el dominio de simulación en Tuxpan fue más pequeño. Esto puede repercutir en una menor

dilución de las concentraciones de los contaminantes, de tal forma que la población evaluada en este estudio está expuesta a magnitudes promedio más altas de las que se hubieran obtenido con un dominio mayor. En los estudios de Estados Unidos se consideraron dominios más grandes y, por lo tanto, poblaciones expuestas a magnitudes promedio de contaminación más bajas (López *et al.*, 2005). En los resultados del estudio de la SEMARNAT y el CEPAL para el caso de Tuxpan, se encontraron costos mucho más altos que los del presente estudio (por un factor de tres), lo que puede estar asociado con diferencias en los modelos de dispersión utilizados, en las dimensiones de los dominios de modelación, o en la cuantificación de otros impactos en la salud. Finalmente, para la Unión Europea se reportan impactos menores asociados con la generación de electricidad en termoeléctricas que utilizan combustóleo, que los que encontramos para Tuxpan; posiblemente esta diferencia se deba a las tecnologías de control utilizadas en las centrales eléctricas en Europa.

Las limitaciones asociadas con el uso de las metodologías presentadas en este libro se discutirán en los párrafos subsiguientes; sin embargo, se puede considerar que los resultados de su aplicación en este estudio de caso son conservadores debido a lo siguiente:

- Se consideró un dominio de modelación de 120 km x 120 km. Este dominio resultó insuficiente para cubrir toda el área afectada por las emisiones, especialmente en lo que respecta a la formación y el transporte de partículas secundarias, como se observa en la figura 3.9.
- Únicamente se evaluaron los impactos debidos a las partículas suspendidas. Existe evidencia de que otros conta-

minantes, como el SO_2 , los COV, las dioxinas, los metales pesados y el NO_2 –también emitidos por este tipo de instalaciones, así como el O_3 , contaminante secundario que se forma en la atmósfera a partir de sus precursores (COV y NO_2) –, pueden tener efectos importantes en la salud humana. Sólo se analizaron los efectos en la población mayor de 30 años de edad. La evidencia internacional muestra que en estudios realizados en poblaciones de menores de 30 años, en particular en niños, hay una relación entre la exposición a contaminantes atmosféricos y efectos en la salud, que incluyen exacerbación de síntomas en asmáticos, ausentismo escolar, disminución de la función pulmonar, menor crecimiento pulmonar y mortalidad prematura. Como se mencionó en la sección de impactos en la salud, los niños constituyen un grupo poblacional vulnerable dada su fisiología, estado de desarrollo, conducta, patrones de exposición, etc. Por ello, el riesgo para este grupo poblacional puede ser mayor al considerado para las estimaciones incluidas en el estudio de caso de Tuxpan.

- Se evaluó exclusivamente el impacto en la mortalidad y no se incluyeron posibles impactos en la morbilidad que se han identificado en estudios epidemiológicos, tales como aumento del número de visitas a las salas de emergencia por causas respiratorias, casos de bronquitis crónica, cáncer, ataques de asma, así como indicadores de pérdida de productividad (días de trabajo perdidos, días de actividad restringida, etcétera).

Por otro lado, la aplicación de estas herramientas en el estudio de caso de Tuxpan, Veracruz, implicó muchos su-

puestos debido a limitaciones en información y recursos computacionales, lo que agregó un cierto grado de *incertidumbre* a los resultados. No obstante, este proceso fue útil para identificar necesidades específicas para generar, sistematizar y analizar información nacional en la materia; también proporcionó elementos suficientes para definir la incertidumbre asociada y las necesidades de investigación para cada etapa del análisis, a saber:

CUANTIFICACIÓN DE EMISIONES CONTAMINANTES

Como se describió en el capítulo 2, las emisiones contaminantes por la generación de electricidad se estimaron utilizando factores de emisión del AP-42, que es un compendio de factores de emisión para los Estados Unidos. Estos factores están basados en las condiciones de operación de las plantas de generación estadounidenses, y su uso para México implica un cierto grado de incertidumbre asociado con las diferencias en las condiciones de operación y mantenimiento, así como con los combustibles y los equipos de control utilizados. Por esta razón, se considera necesario desarrollar factores de emisión propios que tomen en cuenta las condiciones de operación, combustión y emisión de los equipos existentes en México. Esto se puede lograr mediante estudios específicos para distintos tamaños de equipos de combustión, donde se realicen mediciones directas de las emisiones.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE

Las fuentes de incertidumbre para la evaluación de la calidad del aire en el estudio de caso de Tuxpan incluyen el uso

de datos meteorológicos de estaciones distantes al área de análisis, información no actualizada sobre uso del suelo (del año 1994), y la simulación de periodos considerados como representativos de todo un año –en contraposición con la simulación de todo un año. Para poder minimizar la incertidumbre en este módulo, se requiere actualizar y mejorar el acceso y el grado de detalle de la información sobre meteorología y uso del suelo. Esto tendría un impacto importante en el desempeño de los modelos de calidad del aire utilizados y su aplicación en la toma de decisiones. Asimismo, es necesario contar con más información sobre la calidad del aire en el país, tanto en zonas urbanas como en zonas rurales, para poder evaluar el desempeño de los modelos.

ESTIMACIÓN DE IMPACTOS EN LA SALUD HUMANA

Debido a la escasez de estudios epidemiológicos propios de México –especialmente los que identifican una relación entre exposición crónica e impactos en la salud–, fue necesario utilizar resultados de estudios estadounidenses. Sin embargo, la respuesta ante la exposición a contaminantes puede ser diferente en diferentes poblaciones, debido a condiciones ambientales y poblacionales. Los factores ambientales incluyen magnitud de los contaminantes; composición de las partículas suspendidas (metales, silicatos, elementos biogénicos, etc.); mezclas de los contaminantes y posibles efectos sinérgicos; y patrones espaciales y temporales de distribución de los contaminantes, entre otros. Los factores poblacionales y de estilos de vida que pueden modificar los efectos en la salud incluyen el tener una pirámide poblacional diferente, con mayor proporción de población

infantil, por ejemplo; los sistemas de seguridad social y de salud, los patrones de tiempo-actividad de los diversos grupos poblacionales, las condiciones y características del entorno urbano (como construcciones, vialidad, etcétera), y las tasas basales y los patrones de comportamiento de las enfermedades. Estos factores pueden afectar tanto a la vulnerabilidad como a la exposición de la población. Debido a estas diferencias potenciales que introducen en el análisis cierto grado de incertidumbre con el uso de resultados de estudios extranjeros, es indispensable desarrollar estudios epidemiológicos de cohorte en México para estimar el impacto de las exposiciones crónicas a la contaminación atmosférica.

VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS EN LA SALUD

Existe una cantidad considerable de incertidumbre en los métodos utilizados para estimar el valor estadístico de una vida. Por ejemplo, dentro del cuerpo de estudios sobre valoración económica existe mucha variabilidad entre los resultados de diferentes estudios, que puede llegar a ser de un orden de magnitud (Viscusi, 1993). Por lo tanto, el uso de resultados de un único estudio de la Ciudad de México puede no representar las preferencias “reales” de la población mexicana, especialmente de la población rural. Además, los resultados de dicho estudio se reportan como un rango y, en este caso, sólo se utilizó el valor correspondiente a la mediana de este rango. Para poder mejorar la confiabilidad de estas estimaciones, es necesario llevar a cabo más estudios de valoración económica de la salud y en diferentes poblaciones del país.

Por su parte, los resultados del estudio de caso pueden orientar en el futuro la toma de decisiones en cuanto a la necesidad de modificar la normatividad sobre las emisiones de este tipo de instalaciones, y elaborar programas y planes de control de la contaminación atmosférica que tomen en cuenta a este importante sector de la economía nacional. Más aún, se hace evidente la necesidad de extender esta evaluación de los impactos a otras plantas termoeléctricas similares, e incluir la evaluación del costo-beneficio de medidas de control específicas, con el objeto de encontrar las medidas más costo-efectivas para el control de emisiones del sector.

Con la presentación de la metodología descrita en este libro, el Instituto Nacional de Ecología aporta una herramienta de apoyo para la evaluación de los impactos de la contaminación en la salud de la población, que se puede aplicar al análisis costo-beneficio antes de la implementación de una gran variedad de medidas o estrategias de control y reducción de emisiones. Es deseable que este tipo de análisis se utilice con mayor frecuencia, lo que ayudará a sistematizar y generar la información necesaria a escala nacional para lograr estimaciones con menor incertidumbre. Con estas evaluaciones de los impactos y las de costo-beneficio, los tomadores de decisiones tendrán elementos a considerar entre los factores que permiten establecer prioridades de acción regulatoria, de control y de política ambiental.

GLOSARIO

Advección: Transporte de las propiedades de una masa de aire producido por el campo de velocidades de la atmósfera. Por lo general este término es referido al transporte horizontal en superficie de propiedades como temperatura

Autoabastecimiento: utilización de energía eléctrica para fines de autoconsumo, siempre y cuando dicha energía provenga de plantas destinadas a la satisfacción de las necesidades del conjunto de copropietarios o socios.

Brisa marina: circulación del viento ocasionado por la diferencia de calentamiento entre la superficie del mar y de la tierra, generando vientos de mar a tierra en el día, y tierra-mar por la noche.

Caldera: equipo industrial sujeto a presión, que se utiliza para generar vapor.

Campo de vientos: patrón o distribución del viento dentro de la zona de influencia de un ciclón tropical. Su conocimiento permite estimar los efectos en la población y sus bienes debidos a vientos fuertes, además de oleaje y marea de tormenta.

Capacidad efectiva: carga máxima que puede tomar la unidad en las condiciones que prevalecen, y corresponde a la capacidad de placa corregida por efecto de degradaciones permanentes

en equipos que componen a la unidad y que inhabilitan al generador para producir la potencia nominal.

Cédula de operación anual (COA): instrumento de reporte y recopilación de información anual sobre emisiones y transferencia de contaminantes al aire, agua, suelo y subsuelo, materiales y residuos peligrosos, empleado para la actualización de la base de datos del Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC).

Ceniza: residuos inorgánicos que permanecen después de la quema de un combustible; se compone en gran parte de compuestos de silicio, aluminio, hierro, potasio. La cantidad de cenizas en un combustible puede variar considerablemente a partir de la materia mineral original.

Central generadora: instalación que comprende un conjunto de varios aparatos con sus accesorios; está diseñada para producir energía eléctrica en cantidades sustanciales, a partir de una energía producida en forma natural. Lugar y conjunto de instalaciones, incluidas las obras de ingeniería civil y edificaciones necesarias, directa o indirectamente utilizadas para la producción de energía eléctrica.

Centrales de ciclo combinado: son aquellas centrales que para generar electricidad emplean la tradicional turbina de vapor y una turbina de gas que aprovecha la energía de los gases de escape de la combustión.

Cogeneración: técnica que permite producir energía eléctrica y térmica en un único proceso.

Combustibles fósiles: compuestos inorgánicos como el carbón mineral, el petróleo y el gas, así llamados por ser productos derivados de los restos de plantas y animales que vivieron en la Tierra en épocas anteriores a la aparición del hombre sobre nuestro planeta.

Combustibles pesados: este concepto se utiliza para referirse a los productos pesados de la refinación del petróleo, e incluye combustibles como el diesel y el combustóleo. Este tipo de combustibles se emplean generalmente en calderas, en plantas eléctricas y en la navegación.

Combustión: proceso de oxidación rápida de materiales inorgánicos acompañado de liberación de energía en forma de calor y luz.

Combustión incompleta: oxidación insuficiente que ocurre cuando la cantidad de oxígeno o el tiempo disponible para el proceso resultan inferiores a lo necesario, produciendo monóxido de carbono (CO), gas conocido por su toxicidad para los seres vivos.

Costos de enfermedad: un enfoque de valoración económica de la salud, que incluye todos los costos directos del tratamiento de una enfermedad, como medicinas, visitas al doctor, hospitalizaciones, estudios, etcétera.

Crudo pesado: petróleo con densidad API (American Petroleum Institute) igual o inferior a 27°. La mayor parte de la producción de este tipo de petróleo crudo proviene de yacimientos de la Sonda de Campeche.

Dispersión: fenómeno en el cual los contaminantes se van a dispersar y diluir según las condiciones meteorológicas y geográficas del lugar donde fueron liberados o generados; la dispersión determina la magnitud de la concentración resultante y el área de impacto.

Disponibilidad a pagar (DAP): un enfoque de valoración económica de la salud que cuantifica el monto de dinero que uno está dispuesto a pagar para evitar un caso de enfermedad o para reducir el riesgo de mortalidad o morbilidad. Este valor, teóricamente, debe de incluir tanto costos directos de enfermedad y pérdidas

de productividad, como el dolor y sufrimiento asociado con una enfermedad que no está incluida en los otros enfoques.

Dosis: cantidad de sustancia administrada a un organismo.

Eficiencia térmica: capacidad o desempeño del equipo de combustión para aprovechar la energía del combustible expresada como calor.

Emisión: descarga a la atmósfera de contaminantes provenientes de chimeneas y otros conductos de escape de las áreas industriales, comerciales y residenciales, así como de los vehículos automotores y locomotoras, o escapes de aeronaves y barcos.

Exposición: proceso mediante el cual una sustancia con propiedades tóxicas se introduce o es absorbida por un organismo.

Factor de emisión: relación entre la cantidad de contaminación producida y la cantidad de materias primas procesadas o energía consumida. Por ejemplo: un factor de emisión para una siderúrgica con procesos de altos hornos para producir hierro puede ser el número de kilogramos de partículas emitidas por cada tonelada de materia prima procesada.

Fuente fija: en el lenguaje usado en torno a la contaminación del aire, se define como un punto fijo de emisión de contaminantes en grandes cantidades, generalmente de origen industrial.

Fuente fija de jurisdicción federal: para efectos de la LGEEPA, se consideran fuentes fijas de jurisdicción federal las industrias química, del petróleo y petroquímica, de pinturas y tintas, automotriz, de celulosa y papel, metalúrgica, del vidrio, de generación de energía eléctrica, del asbesto, cemento y calera, y de tratamiento de residuos peligrosos.

Función dosis-respuesta: resultados de estudios epidemiológicos o toxicológicos que cuantifican el porcentaje de incidencia de una enfermedad o muerte asociado con una cantidad de exposición a la contaminación.

- Gas natural:** mezcla de gases usada como combustible. Se obtiene de ciertas formaciones geológicas subterráneas. El gas natural es la mezcla de hidrocarburos de bajo peso molecular, como propano, metano, butano y otros.
- Gases de efecto invernadero:** compuestos químicos gaseosos, como el dióxido de carbono y el metano, que vertidos a la atmósfera contribuyen al efecto invernadero.
- Generación de energía:** comprende la producción de energía eléctrica a través de la transformación de otro tipo de energía (mecánica, química, potencial, eólica, etc.) utilizando para ello las denominadas “centrales eléctricas” (termoeléctricas, hidroeléctricas, eólicas, nucleares, etcétera.)
- Generador:** dispositivo electromecánico utilizado para convertir energía mecánica en energía eléctrica por medio de la inducción electromagnética.
- Hidrocarburos parcialmente oxidados:** son aquellos que provienen del combustible que no se ha quemado totalmente, y se producen por falta de oxígeno durante la combustión o porque la velocidad de inflamación es muy baja.
- Inventario de emisiones:** un listado, por fuente, de la cantidad de contaminantes descargados al aire en una comunidad; se utiliza para establecer normas o magnitudes de emisión.
- Meteorología:** estudio de los fenómenos físicos y energéticos que se producen en la atmósfera.
- Microgramo por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):** unidad para expresar la concentración en masa del contaminante (en microgramos) en un volumen de aire (en metros cúbicos), en condiciones locales de temperatura y presión.
- Micrómetro:** es la unidad de longitud equivalente a una millonésima parte de un metro. Se abrevia μm , y es también conocido como micra, abreviada μ .

Morbilidad: índice que indica el número de personas de una comunidad que se enferman durante un periodo determinado.

Partícula: materia sólida o líquida dispersa en el aire, de diámetro inferior a 500 micrómetros, generada por los procesos de combustión, calentamiento, producción, transporte y manipulación de materiales pulverizados; está constituida por cenizas, humos, polvos, metales, etc. Como fuentes naturales se encuentran las áreas erosionadas, áreas sin pavimentación, emisiones volcánicas, entre otras. Las partículas en el aire se pueden clasificar como PST, PM_{10} o $PM_{2.5}$ por sus diferentes tamaños.

Partículas primarias: aquellas emitidas directamente en el aire.

Partículas secundarias: son aquellas que se forman en la atmósfera a partir de reacciones entre óxidos de azufre y nitrógeno, con amoníaco o algunos compuestos orgánicos.

Pérdida de productividad: un enfoque de la valoración económica de la salud, que corresponde al tiempo de trabajo perdido debido a una enfermedad o muerte, y conlleva obvias pérdidas en la producción. Este valor puede ser interpretado como el costo del tiempo que se pierde mientras se está en el hospital, en reposo, o cuando se muere prematuramente.

Petróleo: mezcla líquida de hidrocarburos de origen natural que se encuentra en yacimientos limitados por rocas impermeables.

Potencia eléctrica: tasa de producción, transmisión o utilización de energía eléctrica.

Precios hedónicos: método de valoración económica de la salud para determinar la disponibilidad a pagar (DAP) para evitar un caso de enfermedad o la muerte. Se usan las preferencias reveladas a través de un análisis de datos del mercado de trabajo. En tales estudios, se utiliza información sobre sueldos y grados de riesgo en diferentes trabajos, y se aplican modelos econo-

métricos para determinar la cantidad monetaria que compensa el riesgo en el lugar de trabajo.

Quemadores horizontales: son aquellos que están dispuestos en hileras únicamente en la pared frontal o en las paredes frontal y trasera del horno. Estos quemadores generalmente suministran y distribuyen la mezcla aire combustible en varias corrientes similares, aunque cada quemador puede ser operado independientemente. Este sistema se caracteriza por la presencia de llamas múltiples.

Quemadores tangenciales: son aquellos en donde la mezcla aire-combustible es introducida al horno por medio de quemadores instalados en sus cuatro lados y a diferentes niveles. La llama dirigida tangencialmente forma un círculo imaginario en el centro del horno, creando una zona de gran turbulencia. Este sistema proporciona una llama única que da una mayor estabilidad de combustión y evita las altas temperaturas, disminuyendo la formación de NOx.

Radiosondas: equipo de radio sujetado a un globo, que registra los parámetros termodinámicos y los vientos de las capas superiores, describiendo el perfil vertical de la atmósfera.

Tonelada corta: equivale a 907.185 kilogramos.

Transmisión: comprende la interconexión, la transformación y el transporte de grandes bloques de electricidad hacia los centros urbanos de distribución, a través de las redes eléctricas y en niveles de tensión que van desde 115 000 voltios, hasta 800 000 voltios.

Turbulencia: se refiere a la perturbación del comportamiento del flujo laminar del viento originada por diferentes factores (físicos, termodinámicos, etc.), lo que da como resultado la formación de remolinos, y cambios en las componentes horizontal y vertical del viento. Estas perturbaciones no presentan un pa-

trón único y definido, sino que varían de acuerdo con las causas que las producen.

Usos propios: producción de energía condicionada a la satisfacción de las necesidades propias del permisionario.

Variabilidad cardiaca: se refiere a la variación del ritmo cardiaco por efecto de acontecimientos y emociones, y es un factor de riesgo para eventos de mortandad por causas cardiovasculares.

Valoración contingente: un método de valoración económica de la salud que determina la disponibilidad a pagar (DAP) para evitar un caso de enfermedad o la muerte. Se utilizan cuestionarios para simular un mercado hipotético, en el que la oferta está representada por la persona entrevistadora, y la demanda, por la entrevistada. Así, la valoración contingente depende de las preferencias del individuo, expresadas a través de encuestas, donde se pregunta cuánto se está dispuesto a pagar para reducir el riesgo particular de morir o contraer una enfermedad.

Vatio (símbolo W, de Watt): unidad para expresar la cantidad de energía utilizada por unidad de tiempo.

Vatio-hora (Wh): es una unidad de energía equivalente a un vatio de energía usado o producido en un periodo de una hora. Por cuestiones prácticas, para referir el consumo o producción de grandes cantidades de energía eléctrica se hace uso de los prefijos kilo-k (10^3), mega-M (10^6), giga-G (10^9) y tera-T (10^{12}). Así, un TWh equivale a 10^{12} vatios producidos o consumidos durante una hora.

Zona crítica: se consideran zonas críticas (ZC) las zonas metropolitanas de Monterrey y Guadalajara; los centros de población de Coahuila-Coahuila-Coahuila (municipios de Coahuila-Coahuila-Coahuila, Coahuila-Coahuila-Coahuila, Coahuila-Coahuila-Coahuila, Coahuila-Coahuila-Coahuila), en el estado de Veracruz; Irapuato-Celaya-Salamanca (muni-

cipios de Celaya, Irapuato, Salamanca y Villagrán), en el estado de Guanajuato; Tula-Vito-Asasco (municipios de Tula de Allende, Tepeji de Ocampo, Tlahuelilpan, Atitalaquia, Atotonilco de Tula, Tlaxoapan y Apaxco) en los estados de Hidalgo y de México; corredor industrial de Tampico-Madero-Altamira (municipios de Tampico, Altamira y Cd. Madero), en el estado de Tamaulipas; el municipio de Tijuana, en el estado de Baja California y el municipio de Cd. Juárez en el estado de Chihuahua (NOM-085-SEMARNAT-1994).

BIBLIOGRAFÍA

-
- ANL, Argonne National Laboratory. 1996. Tracking and Analysis Framework (TAF). Model Documentation and User's Guide, ANL/DIS/TM-36.
- Arya, P. S. 1999. Air Pollution Meteorology and dispersion. Oxford, Reino Unido.
- Benson, E.P. 1979. A Versatile Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Levels Near Highways and Arterial Streets-CALINE3". Report No. FHWA/CA/TL-79/23. Disponible en: www.epa.gov/scram001/userg/regmod/caline3.pdf.
- Borja-Aburto, V.H., M. Castillejos, D.R. Gold, S. Bierzwinski y D. Loomis. 1998. Mortality and ambient fine particles in southwest Mexico City, 1993-1995. *Environmental Health Perspectives* 106(12): 849-855.
- Bunkerworld. 2006. Sulpher-Definition. Disponible en: www.bunkerworld.com/technical/tech_sulphur.htm.
- Castillejos, M., V.H. Borja-Aburto, D.W. Dockery, D.R. Gold y D. Loomis 2000. Airborne coarse particles and mortality. *Inhalation Toxicology* 12: 61-72.
- Cesar, H., K. Dorland, X. Olsthoorn, L. Brander, P. van Beuk-enrng, V.H. Borja-Aburto, V. Torres Meza, A. Rosales-Castillo,

- G. Oliaz Fernandez, R. Muñoz Cruz, G. Soto Montes de Oca, R. Uribe Ceron, E. Vega López, P. Cicero-Fernandez, A. Citlalic Gonzalez Martinez, M.M. Nifio Zarazua y M.A. Nifo Zarazua. 2002. *Economic Valuation of Improvement of Air Quality in the Metropolitan Area of Mexico City*. Institute for Environmental Studies (IVM) WOO/28 + WOO/28 Appendices. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Chang, J. S., R. A. Brost, I.S. Isaksen, S. Madronich, P. Middleton, W.R. Stockwell y C.J. Walcek. 1987. A three-dimensional eulerian acid deposition model: physical concepts and formulations. *Journal of Geophysical Research* 92: 14681-14700.
- CFE (Comisión Federal de Electricidad). 2002. Informe de Operación 2001. CFE, México.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte). 2002. Retos y oportunidades ambientales en el dinámico mercado de electricidad de América del Norte. CCA, Montreal, Canadá. 40 pp.
- . (2002). Hacia un medio ambiente más sano: Panorama general de los retos ambientales para la salud de la niñez de América del Norte. CCA, Montreal, Canadá.
- Damokosh, A., M. Castillejos, et al. 2000. Acute effects of air pollution on emergency room visits for respiratory disease in children living in southwest Mexico City.
- Dockery, D.W., C. Arden Pope, X. Xu, J. D. Spengler, J.H. Ware, M.E. Fay, B.G. Ferris y F.E. Speizer. 1993. An Association between Air-Pollution and Mortality in 6 United-States Cities. *New England Journal of Medicine* 329(24): 1753-1759.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 1994a. NOM-085-SEMAR-NAT-1994. Disponible en: www.economia-noms.gob.mx.
- . 1994b. NOM-022-SSA1-1993. Secretaría de Salud. Disponible en: www.economia-noms.gob.mx.

- . 2005. Modificación de la NOM-025-SSA1-1993. Secretaría de Salud. Disponible en: www.economia-noms.gob.mx.
- Dominici, F., A. McDermott, M. Daniels, S. L Zeger y J.M. Samet. 2003. Revised Analyses of the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study, Pat II. Health Effects Institute, Boston, MA.
- Earth Tech, Inc. 2000. The Calpuff Modeling System. Disponible en: www.src.com/calpuff/calpuff1.htm.
- EC (European Commission). 1995. ExternE: External Costs of Energy: Oil and Gas, vol. 4. Directorate-General XII, Science, Research and Development, Bruselas.
- EIIP (Emission Inventory Improvement Program). 2001. Introduction to stationary point source emissions inventory development. Morrisville, North Carolina.
- Environ Inc. 2005. CAMx: Comprehensive air quality model with extensions. Disponible en: www.camx.com.
- EPA (Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU.). 1989 User's Guide to the Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations-CTDMPLUS. Disponible en: www.epa.gov/scram001/userg/regmod/ctdmplusvol1.pdf.
- . 1995a. User's Guide for ISC3 dispersion model. Disponible en: www.epa.gov/scram001/userg/regmod/isc3v1.pdf.
- . 1995b. SCREEN3 Model User's Guide. Disponible en: www.epa.gov/scram001/userg/screen/screen3d.pdf.
- . 1997a. 40 CFR. Appendix W to part 51-Guideline on Air Quality Models.
- . 1997b. The Benefits and Costs of the Clean Air Act: 1990 to 2010.
- . 1998. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, fifth ed. Vol. I. Disponible en: www.epa.gov/ttn/chief/ap42/index.html.

- . 1999. Third generation air pollution modeling system—Models3. Disponible en: www.epa.gov/asmdnerl/CMAQ/CMAQscienceDoc.html.
- . 2002. User's Guide for the AMS/EPA regulatory model—AERMOD. Disponible en: www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermodugb.pdf.
- Evans, J.S., J.I. Levy, C. Hammitt, C. Santos Burgoa y M. Castillejo, junto con M. Caballero Ramírez, M. Hernández Ávila, H. Riojas, L. Rojas Bracho, P. Serrano Trespalacios, J.D. Spengler y H. Suh. 2002. Health Benefits of Air Pollution Control. En: L.T. Molina y M.J. Molina. *Air Quality in the Mexico Megacity*. Kluwer, Boston. Pp. 105-136. (Hay traducción al español del FCE, México).
- Finlayson-Pitts, B. y J. Pitts. 2000. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. Academic Press, EE.UU.
- Gold, D.R., A.I. Damokosh, C.A. Pope III, D.W. Dockery, W.F. McDonnell, P. Serrano, A. Retama y M. Castijellos. 1999. Particulate and ozone pollutant effects on the respiratory function of children in southwest Mexico City. *Epidemiology* 10: 8-16.
- Green, L.C., E.A.C. Crouch, M.R. Ames y L.T. Lash. 2002. What's Wrong with the National Ambient Air Quality Standard (NAAQS) for Fine Particulate Matter (PM_{2.5})? *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 35: 327-337.
- Grell, G.A., J. Dudhia y D. Stauffer. 1994. A description of the Fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Modelo (MM5). NCAR Tecc Note TN-398 + STR, 122 pp.
- Grell, G. A., S. Emeis, W.R. Stockwell, T. Schoenemeyer, R. Forkel, J. Michalakes, R. Knoche y W. Seidl. 2000. Application of a Multiscale, Coupled MM5/Chemistry Model to the Complex Terrain of the VOLTALP Valley Campaign. *Atmospheric Environment* 34: 1435-1453.

- Hammitt, J. K. 2000. Valuing Mortality Risk: Theory and Practice. *Environmental Science and Technology* 34(8): 1396-1400.
- Hammitt, J. K. y M. E. Ibarrarán. 2006. The Economic Value of Fatal and Non-Fatal Occupational Risks in Mexico City Using Actuarial- and Perceived-Risk Estimates. *Health Economics Letters* (en línea desde agosto de 2006).
- HEI (Health Effects Institute). 2002. Understanding the Health Effects of Components of the Particulate Matter Mix: Progress and Next Steps. HEI Perspectives. Disponible en: www.healtheffects.org/Pubs/Perspectives-2.pdf.
- . 2006. Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. Disponible en: www.healtheffects.org/Pubs/TimeSeries-statement.pdf.
- Hennekens, C., H. Huring y S.L. Mayrent. 1987. *Epidemiology in Medicine*. Lippincott Williams and Wilkins Publishers.
- Holguin, F., M. Téllez-Rojo, M. Hernandez, M. Cortez, J.C. Chow, J.G. Watson, D. Mannino e I. Romieu I. 2003. Air Pollution and Heart Rate Variability among the Elderly in Mexico City. *Epidemiology* 14(5): 521-527.
- Holloway T., R.L. Kinney y A. Sauthoff. 2005. Application of air quality models to public health analysis. *Energy for Sustainable Development* IX(3): 49-57.
- IIE (Instituto de Investigaciones Eléctricas) 1998. Los crudos mexicanos, sus características. *Boletín IIE*, mayo-junio 1998. Disponible en: www.iie.org.mx/publica/bolmj98/se-cmj98.htm.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2005. Guía de elaboración y usos de inventarios de emisiones. Disponible en: www.ine.gob.mx/publicaciones/new.consultaListaPub.php.
- IEA (International Energy Agency). 2004. Key World Energy Statistics. Paris, Francia, 78 pp.

- IPN (Instituto Politécnico Nacional). 1988. Programa de actualización académica: Diplomado en Política y Gestión Ambiental, Módulo 19: Calidad del Aire. México. 95 pp.
- Krewski, D., R.T. Burnett, M.S. Goldberg, B.K. Hoover, J. Siemiatycki, M. Jerrett, M. Abrahamowicz y W.H. White Warren. 2000. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Health Effects Institute, Boston, MA.
- Levy, J., J. Hammitt y J.D. Spengler. 2000. Estimating the Mortality Impacts of Particulate Matter: What can be learned from between-study variability? *Environmental Health Perspectives* 108: 109-117.
- Levy, J. y J. Spengler. 2002. Modeling the Benefits of Power Plant Emission Controls in Massachusetts. *Journal of Air and Waste Management Association* 52: 5-18.
- Levy, J. I., Spengler, J.D., D. Hlinka, D. Sullivan y D. Moon. 2002. Using CALPUFF to evaluate the impacts of power plant emissions in Illinois: model sensitivity and implications. *Atmospheric Environment* 36: 1063-1075.
- Linares, G., L. Acosta y V. Vega. 1986. *Estadística Multivariada*. Universidad de la Habana. Facultad de Matemáticas Cibernética. Pp. 31-51.
- Loomis, D., M. Castillejos, D.R. Gold, W. McDonnell y V. H. Borja-Aburto. 1999. Air pollution and infant mortality in Mexico City. *Epidemiology* 10(2): 118-123.
- López, M.T., M. Zuk, V. Garibay, G. Tzintzun, R. Iniestra y A. Fernández. 2005. Health impacts from power plant emissions in Mexico. *Atmospheric Environment* 39(7): 1199-1209.
- McRae, G.J., W.R. Goodin y J. Seinfeld. 1982. Mathematical modeling of photochemical air pollution. Report to the CARB, #s A5-046.87 and A7-187-30.

- Miller, P. J. y C. Van Atten. 2004. North American Power Plant Air Emissions 2002. Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Canadá.
- Mora, P. V. 1994. Verificación del modelo de pronóstico de dispersión de contaminantes atmosféricos HOTMAC-RAPTAP, para el Valle de México. Tesis de maestría en ingeniería ambiental, IPN/IMP, México.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2005. NOAA ARL HYSPLIT Model. Disponible en: www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html.
- Octaviano, C. 2006. Comunicación personal, SEMARNAT, Ciudad de México, México.
- O'Neill, M. S., M. Jerrett, I. Kawachi, J. Levy, A.J. Cohen, N. Gouveia, P. Wilkinson, T. Fletcher, L. Cifuentes y J. Schwartz with input from participants of the Workshop on Air Pollution and Socioeconomic Conditions. 2003. Health, Wealth, and Air Pollution: Advancing Theory and Methods. *Environmental Health Perspectives* 111(16): 1861-1870.
- Physick, W. L. y R. Goudey 2001. Estimating an Annual-Average RSP Concentration for Hong Kong using Days Characteristic of the Dominant Weather Patterns. *Atmospheric Environment* 35(15): 2697-2705.
- Pope, C. A., R. T. Burnett, M.J. Thun, E. Calle, D. Krewski, I. Kazuhiko y G.D. Thurston. 2002. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *Journal of the American Medical Association* 287(9): 1132-1141.
- Powers, P. 2002. Border Power Plant Sustainable Development Initiative. Border Power Plant Working Group (BPPWG).
- Reynolds, S.D., P.M. Roth y J. Seinfeld. 1973. Mathematical Model of Photochemical Air Pollution–I. Formulation of the Model. *Atmospheric Environment* 7: 1033-1061.

- Riojas Rodriguez H., J. A. Escamilla Cejudo, J.A. Gonzalez Hermosillo, M.M. Tellez Rojo, M. Vallejo, C. Santos Burgoa y L. Rojas Bracho. 2006. Personal PM_{2.5} and CO Exposures and Heart Rate Variability in Subjects with Known Ischemic Heart Disease in Mexico City. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 16(2): 131-137.
- Rojas-Bracho, L. y V. Garibay-Bravo. 2003. Las partículas suspendidas, aeropartículas o aerosoles: ¿hacen daño a la salud?, ¿podemos hacer algo? *Gaceta ecológica* 69: 29-44.
- Romano, S.P. 2000. Sintomatología respiratoria asociada a partículas menores de 10 mg (PM₁₀) en el centro de la Ciudad de México. Instituto Nacional de Salud Pública, Cuernavaca, Morelos, México.
- Romieu, I., F. Meneses, J.J. L. Sierra Monge, J. Huerta, S. Ruiz Velasco, M.C. White, R.A. Etzel y M. Hernandez Ávila. 1995. Effects of urban air pollutants on emergency room visits for childhood asthma in Mexico City. *American Journal of Epidemiology* 141: 546-553.
- Russell, A. G., K. F. McCue y G.R. Cass. 1988. Mathematical Modeling of the Formation of Nitrogen-Containing Air Pollutants. *Environmental Science and Technology* 22: 263-271.
- Schultz, H.R. 1991. Practical Guide to Atmospheric Dispersion Modeling. Trinity Consultants, Inc, Dallas, Texas.
- Schwartz, J. 2000. Harvesting and Long-Term Exposure Effects in the Relationship between Air Pollution and Mortality. *American Journal of Epidemiology* 151: 440-448.
- Scire, J. S., D. G. Strimaitis y B.J. Yamartino. 2000. Users Guide for CALPUFF Dispersion Model. Disponible en: www.src.com/cal-puff/calpuff1.htm.
- Scire, J. S., F. W. Lurmann, F.W., Bass y S.R. Hanna. 1984. Users Guide to the MESOPUFF II Model and Related Processor Pro-

- grams. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/8-84-013, Research Triangle Park, NC.
- SENER (Secretaría de Energía). 2001. *Prospectiva del sector eléctrico 2001-2010*. Primera edición. SENER, México.
- . 2005. *Prospectiva del sector eléctrico 2005-2014*. Dirección General de Planeación Energética.
- . 2006. *Industria Eléctrica Mexicana*. Disponible en: www.energia.gob.mx/wb2/Sener/Sene_108_industria_electrica [Consultada el 15 de febrero de 2006].
- SENER y SEMARNAT (Secretaría de Energía y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. *Programa de Energía y Medio Ambiente: Hacia el Desarrollo Sustentable*. SENER, SEMARNAT, México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. *Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente*. México, D.F. Disponible en: <http://portal.semarnat.gob.mx/semarnat/portal>.
- . 2006. *Reglamento de la LGEEPA en materia de prevención y control de la contaminación de la atmósfera*, disponible en <http://portal.semarnat.gob.mx/SEMARNAT/portal>.
- SEMARNAT y CEPAL, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (2004). “Evaluación de las externalidades ambientales de la generación termoeléctrica en México”, Reporte no. LC/MEX/L.644, México, D.F.
- Secretaría de Salud. 2002. *Mortalidad 2001*. Secretaría de Salud, Mexico.
- Seinfeld, J. H y S. N. Pandis. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics: from Air Pollution to Climate Change*. J. Wiley and Sons Inc., EE.UU.
- Seinfeld, J.H. 1988. *Ozone Air Quality Models: A Critical Review*. *Journal of the Air Pollution Control Association* 8(5): 616-645.

- Shannon, J.D. 1985. User's Guide for the Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution (ASTRAP) Model. EPA/600/8-85/016, U.S. Environmental Protection Agency.
- Tellez Rojo, M., I. Romieu, S. Velazco, F. Meneses González, M. Hernández Ávila. 1997. Efecto de la Contaminación Ambiental sobre las Consultas por Infecciones Respiratorias en niños de la Ciudad de México. *Salud Pública de México* 39(6): 513-22.
- Terán, C.A. 2002. Comunicación personal, Servicio Meteorológico Nacional, México.
- Tesche, T.W. y D.E. McNally. 1991. Photochemical Modeling of Two 1984 SCCAMP Ozone Episodes. *Journal of Applied Meteorology* 30: 745-763.
- Tietenberg, T. 2006. *Environmental and Natural Resource Economics*. Séptima edición. Pearson Education Inc., Boston, EE.UU.
- Torres-Meza, V. 2000. Acute Morbidity at Primary Care Settings and Air Pollution in Mexico City., Instituto Nacional de Salud Pública, México.
- Vijay, S., L. T. Molina y M. Molina. 2004. Estimating Air Pollution Emissions from Fossil Fuel use in the Electricity Sector in Mexico. Massachusetts Institute of Technology, Boston, MA. Disponible en: www.cec.org/files/pdf/POLLUTANTS/Estimating-AirPollutionEmmission-FossilFuel_en.pdf
- Zanneti, P. 1990. *Air pollution modeling: theories, computational methods and available software*. Van Nostrand Reinhold, New York, EE.UU. 444 pp.
- Zhou Y., J. Levy, J.K. Hammitt, y J.S. Evans. 2003. Estimating Population Exposure to Power Plant Emissions Using CALPUFF: A Case Study in Beijing, China. *Atmospheric Environment* 37: 815-826.

*Introducción a la evaluación
de los impactos de las termoeléctricas
de México. Un estudio de caso en Tuxpan, Veracruz,*
de VMiriam Zuk, Verónica Garibay Bravo,
Rodolfo Iniestra Gómez, María Tania López Villegas,
Leonora Rojas-Bracho e Israel Laguna Monroy
durante el mes de octubre de 2006
en los talleres gráficos de la empresa
Editorial del Deporte Mexicano,
Van Dyck 105, col. Santa María Nonoalco,
Mixcoac, México, D.F.

Se tiraron 250 ejemplares
más sobrantes para reposición.