

Las partículas suspendidas, aeropartículas o aerosoles: ¿hacen daño a la salud? ¿podemos hacer algo?

LEONORA ROJAS BRACHO Y
VERÓNICA GARIBAY BRAVO



INTRODUCCIÓN

Las partículas suspendidas, aeropartículas y aerosoles son algunos de los términos utilizados para nombrar a la mezcla de compuestos microscópicos o muy pequeños en forma de líquidos y sólidos suspendidos en el aire. Su origen es diverso, ya que pueden provenir de emisiones de vehículos automotores, plan-

tas de generación eléctrica, procesos fotoquímicos o mecánicos, el movimiento de la gente, el cocinar o el barrer. El tamaño y su composición son quizás los parámetros más importantes que determinan su comportamiento, permanencia en la atmósfera y sus efectos potenciales para el ambiente y la salud.

Sus efectos se han evaluado desde los inicios de la contaminación ocurridos a principios del siglo pa-

sado en diversas ciudades del mundo; más recientemente se han analizado utilizando la toxicología y la epidemiología ambiental, con el objeto de encontrar los mecanismos biológicos y fisiológicos del daño que ocasionan en la salud, además de las propiedades responsables de los mismos. A la fecha no se ha encontrado un umbral para sus efectos, que se han evidenciado tanto en ciudades relativamente limpias, con niveles de partículas por debajo de los límites permisibles establecidos en las normas de calidad del aire, como en ciudades con niveles que rebasan frecuentemente dichas reglamentaciones.

Existen diversos esfuerzos a nivel nacional e internacional para controlar y mejorar la calidad del aire en zonas urbanas o con problemas por concentración de partículas suspendidas. En varios países, incluido México, se han establecido normas de calidad del aire para partículas suspendidas y otros contaminantes, así como mecanismos de respuesta y programas de prevención para asegurar mejoras en la calidad del aire. En este sentido, el Instituto Nacional de Ecología, en coordinación con otras instituciones interesadas, lleva a cabo diversos proyectos para dar sustento técnico y científico a las normas, programas y estrategias nacionales para el manejo de la calidad del aire en nuestro país.

¿QUÉ SON Y CÓMO SON LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS?

Las partículas suspendidas forman 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 μm de diámetro aerodinámico (da), esto es, desde unos cuantos átomos hasta el grosor de un cabello humano. En términos de sus efectos potenciales para la salud y el medio ambiente, el conocimiento científico ha evolucionado notablemente. Hasta hace unos

quince años, su estudio y la regulación ambiental se centraban en las *partículas suspendidas totales* (PST) que son aquellas menores de 100 μm de diámetro aerodinámico. Posteriormente, la atención se empezó a centrar en las partículas menores de 10 μm , y hasta hace apenas unos años el foco de atención se comparte con las *partículas finas y ultrafinas*, es decir, las menores a 2.5 y 1 μm , respectivamente. Así, las llamadas PM_{10} se pueden dividir, por su tamaño, en las fracciones *gruesa, fina y ultrafina*, la fracción gruesa está compuesta por partículas cuyo diámetro aerodinámico se encuentra entre 2.5 y 10 μm ($PM_{2.5-10}$); la fina incluye partículas con diámetro aerodinámico menor a 2.5 μm ($PM_{2.5}$), y, finalmente, la fracción ultrafina se refiere a las partículas menores a 1 μm .

El tamaño es el parámetro más importante de las partículas en términos de su comportamiento y, por lo tanto, de su distribución en la atmósfera. Esto se explica por el hecho que las partículas más pequeñas tienen el tamaño de las moléculas gaseosas grandes, por lo que presentan muchas de sus propiedades; en cambio, las partículas de mayor talla presentan las propiedades descritas por la física newtoniana de las pelotas y autos (Hinds 1982). Por ejemplo, las partículas finas tienen periodos de vida media en la atmósfera de días a semanas, viajan distancias de 100 km o más, y tienden a ser espacialmente homogéneas en áreas urbanas, por lo que sufren transformaciones, las cuales ocurren normalmente durante periodos de estancamiento atmosférico o durante el transporte a largas distancias. En cambio, las partículas gruesas generalmente se depositan más rápidamente, con una vida media en la atmósfera de sólo minutos u horas y, por ende, presentan mayor variabilidad espacial dentro de una misma región (World Health Organization 2002).

Aunque la composición de las partículas varía en función de su origen y tamaño, están constituidas

principalmente por metales, compuestos orgánicos, material de origen biológico, iones, gases reactivos y la estructura misma de la partícula, normalmente formada por carbón elemental. Las fracciones ultrafina y fina están formadas por una estructura básica de carbono, metales diversos, hidrocarburos y partículas secundarias. Estas últimas se forman por condensación de vapores a altas temperaturas de partículas existentes o a partir de reacciones químicas en la atmósfera entre óxidos de nitrógeno, dióxido de

azufre, vapores y otras moléculas reactivas y se componen fundamentalmente de sulfato y nitrato de amonio y otros compuestos orgánicos (Hinds 1982, HEI 2002). En contraste, la fracción gruesa la constituyen minerales insolubles y elementos como el calcio, potasio, sodio, sílice, manganeso y azufre, y también puede contener material biológico, como polen y esporas vegetales. Tanto en la fracción fina como en la gruesa se pueden encontrar especies viables, tales como virus y bacterias (Spengler y Wilson 1996).

CUADRO 1: CARACTERÍSTICAS DE LAS PARTÍCULAS SEGÚN SU TAMAÑO

	FRACCIÓN FINA	FRACCIÓN GRUESA
Estado físico	Gases.	Sólidos, gotas.
Mecanismo de formación	Reacción química, nucleación, coagulación, evaporación de niebla y gotas en las que los gases se han disuelto y reaccionado.	Molienda, abrasión, evaporación de aerosoles, suspensión de polvos.
Composición	Iones sulfato, nitrato, amonio, hidrógeno, carbón elemental, compuestos orgánicos, metales.	Polvos resuspendidos, cenizas por la combustión de carbón o aceites óxidos metálicos (Si, Al, Ti, Fe), carbonato de calcio, sal, polen, esporas, fragmentos de plantas o animales y residuos de llantas.
Solubilidad	Principalmente solubles e higroscópicas.	Principalmente insolubles y no higroscópicas.
Fuentes de emisión	Combustión de carbón, aceite, gasolina, diesel, madera, transformación atmosférica de NO _x , SO ₂ y compuestos orgánicos incluyendo especies biogénicas, procesos a altas temperaturas, etc.	Resuspensión de polvo industrial y suelo de caminos, fuentes biológicas, construcción y demolición, combustión de carbón y aceite, brisa marina.
Periodo de vida media	De días a semanas.	De minutos a horas.
Distancia recorrida	Cientos a miles de kilómetros.	Menos de 10 kilómetros.

Fuente: World Health Organization 2002.

Las partículas se han estratificado en función de su tamaño y en su habilidad de penetración y depósito en los pulmones. Las partículas con diámetros mayores de 10 μm se depositan casi exclusivamente en la nariz y garganta; las PM_{10} , también llamada fracción torácica o inhalable, puede penetrar y depositarse a lo largo del tracto respiratorio. Así, las partículas finas llegan a los bronquiólos respiratorios y región alveolar, por lo que se les conoce como partículas respirables. La fracción más gruesa se deposita por sedimentación, mientras que la fina, por difusión (Hinds 1982, Lippmann 1989, HEI 2002).

¿CUÁLES SON LAS FUENTES DE EMISIÓN DE LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS?

Las fuentes de emisión de las partículas al ambiente pueden ser naturales o antropogénicas. Las fuentes naturales incluyen tormentas de arena, actividad volcánica, incendios forestales, suelos erosionados, plantas y flores, microorganismos, desperdicios de animales y, en áreas costeras, el mar. La mayoría de las fuentes antropogénicas de partículas ultrafinas y finas involucran procesos metalúrgicos a altas temperaturas, así como procesos de combustión, ya sea de papel, madera, carbón u otros hidrocarburos. Dado que la combustión no es 100% eficiente, los fragmentos no quemados del material combustible, compuestos orgánicos semivolátiles, que se evaporan y subsecuentemente recondensan como gotas y material incombustible, usualmente forman parte del humo que se desprende durante y después de la combustión. En este sentido, las fuentes de partículas en ambientes urbanos pueden ser automóviles, autobuses, barcos, camiones de carga y equipo de construcción, así como hornos, plantas generadoras de energía e industrias. Adicionalmente, se presentan en la atmósfera procesos y reacciones químicas de coagulación y condensación entre óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre y otras moléculas reactivas formando las partículas se-

cundarias, mencionadas previamente. Existen otras fuentes de emisión de partículas que impactan mayormente la calidad del aire al interior de casas y edificios, como son el humo del cigarro y el humo por quema de combustibles para calentar y cocinar alimentos en los hogares (HEI 2002).

¿CUÁLES SON LOS EFECTOS DE LAS PARTÍCULAS EN LA SALUD?

Para conocer la relación existente entre la exposición a un agente o condición y algún efecto en el organismo existen diversos tipos de estudios. Entre ellos, destacan los *estudios toxicológicos* que involucran la evaluación de la relación dosis-respuesta de un organismo determinado en condiciones controladas, exponiéndolo a diferentes dosis del agente analizado. Si bien estos estudios tienen mayor utilidad para determinar los efectos de exposiciones agudas, pueden servir también para determinar efectos causados por exposiciones crónicas al agente. En general, estas evaluaciones generalmente se realizan con animales de laboratorio, aunque bajo ciertas condiciones también permiten pruebas con seres humanos. Por otra parte, los *estudios epidemiológicos* se enfocan a grupos de personas, sus padecimientos y/o las causas de su muerte, y se evalúan las relaciones entre estos y los eventos o circunstancias que pudieron desencadenarlos. En el caso de la epidemiología ambiental, los estudios evalúan cómo es la exposición a algún agente ambiental, cómo pudiera ser la contaminación atmosférica y si se asocia con padecimientos, síntomas o con muertes prematuras de individuos susceptibles (Molina y Molina 2002).

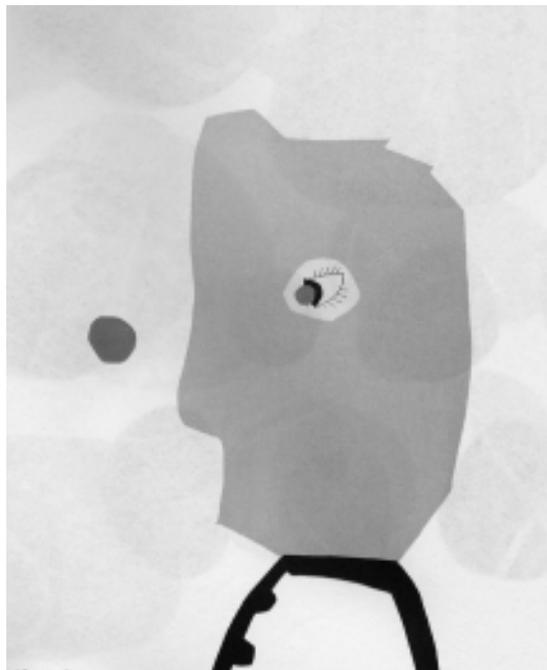
¿QUÉ NOS DICEN LOS ESTUDIOS TOXICOLÓGICOS?

Si bien es cierto que numerosos estudios han encontrado una asociación significativa entre la exposición a partículas con ciertos indicadores de efectos noci-

vos a la salud, como son mortalidad y morbilidad, es un hecho que no se ha podido establecer qué propiedad o propiedades de las partículas son responsables de su toxicidad (pudiéndose mencionar, entre otras, su tamaño, número, forma, composición y reactividad). La toxicidad también puede asociarse con la mezcla de contaminantes que se encuentran en la atmósfera, ya que las partículas se presentan con otros contaminantes, como el ozono, bióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y tóxicos, como el benceno, butadieno, o hidrocarburos (HEI 2002).

Existen estudios recientes que, aunque no permiten establecer de manera definitiva la secuencia de eventos que ocurren una vez que las partículas se depositan en las vías respiratorias, sí presentan un escenario creíble sobre cómo las partículas pueden alterar los sistemas cardiovascular y pulmonar, sobre todo en individuos susceptibles, aun en concentraciones bajas. Estos mecanismos se refieren principalmente a la inducción de una respuesta inflamatoria en las vías respiratorias, respuestas vasculares sistémicas y cambios en el control neural de las funciones cardíacas. Se piensa que estas respuestas del organismo pueden conllevar o exacerbar ciertos síntomas o condiciones de salud en individuos susceptibles, como asmáticos, personas con padecimientos pulmonares crónicos, con arteriosclerosis o cardiopatías preexistentes y adultos mayores (HEI 2002).

La imposibilidad de establecer relaciones concluyentes entre la exposición a partículas en la atmósfera, las propiedades responsables de su toxicidad y estos padecimientos radica en que los estudios de los cuales se derivan estos resultados no son consistentes ni representan las condiciones reales de exposición. Las investigaciones se han realizado cubriendo una gama de escenarios, tales como individuos expuestos a partículas presentes en el ambiente, partículas provenientes de fuentes específicas o partículas generadas artificialmente en laboratorio. En el



primer caso, si bien la exposición representa las condiciones reales, no se ha evaluado la composición de las partículas, lo que impide establecer con precisión qué características son responsables de su asociación con efectos a la salud. En cuanto al uso de partículas provenientes de fuentes específicas, se considera de utilidad debido a su complejidad comparativamente menor y conveniente para desarrollar medidas y estrategias de manejo; sin embargo, la limitante en este caso es la manipulación de las muestras, que pueden causar cambios en sus características físicas y químicas. En el caso de las partículas generadas en laboratorio, su ventaja inherente es el conocimiento de la composición y su tamaño, pero no son representativas de la mezcla real a la que se expone la población (HEI 2002).

Si bien los estudios toxicológicos realizados con humanos resultan de mucha utilidad para encontrar relaciones dosis-respuesta, por naturaleza están limitados a la aplicación en grupos pequeños, exposiciones cortas y concentraciones relativamente bajas de

contaminantes. Como complemento se utilizan animales de laboratorio, a los que se pueden exponer a concentraciones mayores que las encontradas en el aire ambiente; sin embargo, hay limitaciones para extrapolar los resultados a seres humanos en situaciones de exposición reales, debido a las diferencias en los mecanismos de reacción, morfología y procesos fisiológicos entre diferentes especies.

Un avance significativo en los estudios en cámaras de exposición controladas, tanto en animales como en humanos, es la utilización de muestras de aire ambiente recolectadas en diferentes ocasiones (por ejemplo, días) utilizando un concentrador que permite generar aire con niveles altos de partículas. Resultados preliminares de algunos de estos estudios han mostrado diferentes respuestas cardiovasculares en animales expuestos a partículas colectadas en diferentes días, pero con la misma concentración. Lo anterior sugiere que estos nuevos instrumentos y diseños permitirán lograr un mejor entendimiento de las asociaciones entre composición de las partículas y el funcionamiento y las respuestas inmunológicas de las vías respiratorias (HEI 2002).

SABEMOS MÁS GRACIAS A LOS ESTUDIOS EPIDEMIOLOGICOS

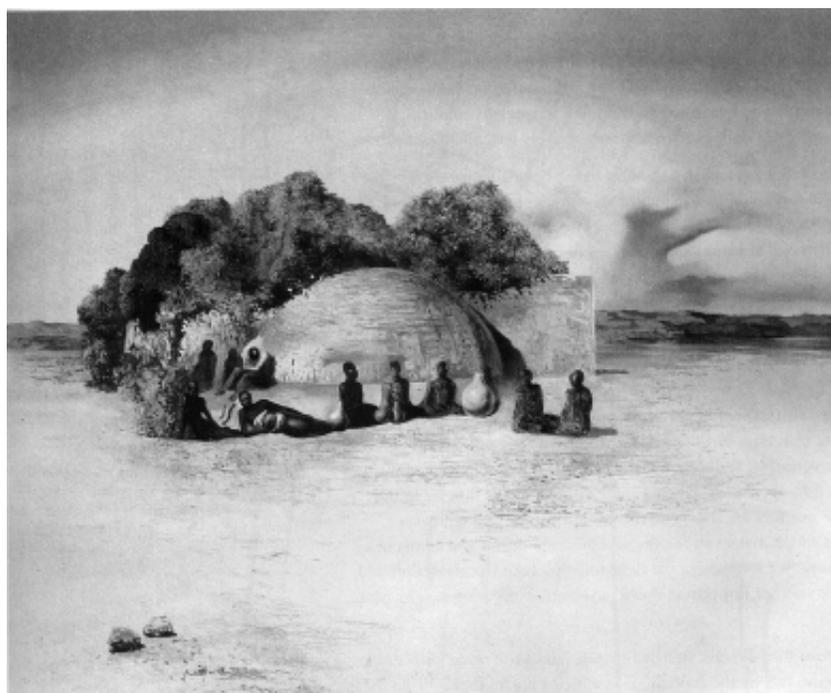
Los efectos de la contaminación atmosférica en la salud de la población se han documentado ampliamente durante más de 70 años. Las primeras evidencias surgieron con los episodios de contaminación del valle del Mosa, Bélgica (1931), Donora, Pensilvania, EE.UU. (1948) y Londres, Inglaterra (1952). En ellos resultó obvia la asociación entre exposiciones extremadamente elevadas a partículas y/o bióxido de azufre y morbi-mortalidad cardiovasculares (Schwartz 1994, USEPA 1996). Estos episodios desencadenaron la aplicación de medidas y programas de control y prevención de la contaminación, gracias

a los cuales la calidad del aire ha mejorado en muchas ciudades del mundo. No obstante esta mejoría, los hallazgos recientes de estudios epidemiológicos siguen encontrando asociaciones entre la concentración de partículas en el ambiente y la mortalidad total, cardiovascular, pulmonar, y de cáncer de pulmón, así como con indicadores de morbilidad, tales como admisiones hospitalarias, visitas a sala de emergencias, exacerbación de síntomas en asmáticos y disminución de la función pulmonar (Pope *et al.* 1991, 1995, Dockery *et al.* 1993, Schwartz *et al.* 1996, Borja Aburto *et al.* 1997, Loomis *et al.* 1999).

A nivel mundial se han realizado dos tipos de estudios epidemiológicos para evaluar la asociación entre indicadores de morbilidad o mortalidad prematura y la contaminación atmosférica: los estudios de *series de tiempo* y los de *cohorte o longitudinales*. Los primeros generalmente se utilizan para evaluar la exposición aguda a las partículas, ya que permiten evaluar la asociación entre cambios en los niveles de contaminación y fluctuaciones diarias en el número de incidencias de padecimientos seleccionados, admisiones hospitalarias o de defunciones. Por su parte, los estudios longitudinales consisten en dar seguimiento a un grupo previamente seleccionado de individuos a través del tiempo (muchos años) para evaluar la relación entre la exposición crónica a las partículas y la incidencia de indicadores de morbilidad o la tasa de mortalidad en el grupo (Evans *et al.* 2002, Molina y Molina 2002).

¿CUÁLES SON LOS EFECTOS ASOCIADOS CON EXPOSICIONES AGUDAS?

Los indicadores de morbi-mortalidad más utilizados en estudios de series de tiempo para partículas son la mortalidad diaria (total y por causas cardíacas, cardiovasculares, respiratorias y pulmonares), admisiones hospitalarias (totales o por complicaciones de enfermedades respiratorias o cardiovasculares),



episodios de tos en asmáticos, fluctuaciones en el uso de broncodilatadores, etc. (World Health Organization 2000). Se han llevado a cabo numerosos estudios de series de tiempo en varios países del mundo, incluyendo a México, dado que son relativamente rápidos y de bajo costo. En términos de la interpretación de los resultados, los problemas de variables confusoras, es decir, aquéllas que se asocian tanto con la exposición como con el efecto bajo estudio, se relacionan con el clima y otros contaminantes correlacionados con las concentraciones de partículas.

A nivel mundial se han realizado más de 30 estudios de series de tiempo, habiéndose realizado cinco de ellos en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM). En la mayoría de estos estudios, en el análisis estadístico al controlar por contaminantes gaseosos, la asociación se mantenía o se fortalecía para las partículas, sugiriendo el efecto de esta fracción independientemente de la presencia de los otros conta-

minantes. Los resultados de los estudios hechos en México muestran una asociación significativa entre partículas y mortalidad total, estimando en conjunto un incremento de la mortalidad diaria de 1.4% por un incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las concentraciones de PM_{10} (Evans *et al.* 2002).

Los estudios realizados en otros países han encontrado resultados consistentes, aunque el estimador de riesgo presente un rango que va de no significativo a un incremento de 2.6% en la mortalidad por un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las concentraciones de PM_{10} . Un estimador compuesto con base en los resultados de 28 estudios indica un incremento de 0.6% en la mortalidad diaria por un incremento en las concentraciones de PM_{10} de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Evans *et al.* 2002).

Dado que en la década de los noventa se acumularon evidencias de los efectos de las partículas en la morbi-mortalidad, recientemente se realizó un estudio a nivel nacional en los Estados Unidos

de América para evaluar en forma sistemática el efecto de otros contaminantes presentes en la atmósfera (Samet *et al.* 2001). Se seleccionaron varias ciudades de acuerdo con su tamaño y la información disponible sobre PM_{10} para esas localidades. Con los datos disponibles se llevaron a cabo análisis estadísticos en dos etapas: la primera tomando en cuenta las 20 ciudades más grandes y la segunda ampliando el grupo a las 90 ciudades mayores. Este último grupo también fue analizado para determinar la modificación de los efectos de las PM_{10} entre ciudades con factores diferentes a los contaminantes atmosféricos. Los resultados muestran un incremento promedio de 0.27% en la mortalidad total por cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de PM_{10} , medida el día previo a la defunción, manteniéndose la asociación aun al incluir otros contaminantes, como NO_2 , CO , SO_2 , O_3 o el clima en el análisis (Johns Hopkins University 2002). Tanto en este estudio como en un meta-análisis (que es una metodología que permite comparar resultados de diferentes investigaciones) realizado con estudios de series de tiempo efectuados en los años 1980 y 1990 en América, Europa, Asia y Oceanía, se encontró que los incrementos en mortalidad por causas cardiovasculares y mortalidad por causas respiratorias son mayores que los obtenidos para la mortalidad total (Rosales *et al.* 2001, Johns Hopkins University 2002). Por último, en el estudio de Samet y colaboradores (2001) se observaron algunas diferencias entre regiones con respecto a los efectos de PM_{10} sobre mortalidad. Por ejemplo, para el grupo de 90 ciudades, el mayor efecto fue evidente en el noreste, sin que fuera posible determinar los factores que pudieran explicar estas diferencias. Éstas diferencias regionales ofrecen el potencial de proporcionar claves para determinar cuáles son los compuestos de las partículas y los mecanismos biológicos que ocasionan el daño para la salud (Samet *et al.* 2001).

¿QUÉ SABEMOS DE LOS EFECTOS ASOCIADOS CON LA EXPOSICIÓN CRÓNICA?

Dos grandes estudios longitudinales han evaluado los efectos a largo plazo de la exposición a partículas, y que han estado en el centro del debate de las políticas ambientales y de salud pública, principalmente en los EE.UU., por lo que nuestra discusión se centrará en ellos. Las principales limitaciones de este tipo de diseño de estudios epidemiológicos se relacionan con el hecho de que se analiza la información específica para cada sujeto participante, lo que implica el control de covariables como son los hábitos personales, entre ellos el ser fumador, la ocupación, la dieta o el nivel de educación, entre muchas otras; también se requiere de la estimación de la exposición de cada persona durante el periodo de seguimiento. El primero de estos estudios lo llevó a cabo la Escuela de Salud Pública de la Universidad de Harvard en seis ciudades del este de E.U.A. (por lo que se conoce como el Estudio de las seis ciudades), con 8,111 adultos durante un periodo de entre 14 y 16 años; se utilizaron cuestionarios anuales, se registraron las fechas de fallecimiento y se realizaron en forma paralela monitoreos atmosféricos de PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , ozono y sulfatos. Con un modelo en el que se ajustó por covariables y variables confusoras, tales como el ser fumador, educación, obesidad y exposiciones ocupacionales, se encontraron asociaciones estadísticamente significativas y muy sólidas entre PM_{10} , $PM_{2.5}$ y sulfatos y la tasa de mortalidad en las ciudades. Las estimaciones mostraron que en la ciudad más contaminada la mortalidad era aproximadamente 26% mayor que en la ciudad menos contaminada. Asimismo, se encontró una asociación entre la contaminación atmosférica, el cáncer de pulmón y enfermedades cardiopulmonares, pero no con otro tipo de enfermedades (Dockery *et al.* 1993).

A este estudio siguió uno más ambicioso, que se expandió a un tamaño muestral de 552,138 adultos

de 151 áreas metropolitanas de 50 estados de los Estados Unidos de América, con un seguimiento de aproximadamente diez años. La exposición se estimó asignando a cada sujeto los datos de la estación de monitoreo ambiental fija más cercana, utilizando los datos de sulfatos y $PM_{2.5}$. Se incluyeron en el análisis más covariables que en el Estudio de las seis ciudades, tales como consumo de alcohol, tabaquismo activo y pasivo. Los coeficientes ajustados de riesgo relativo para mortalidad de las áreas más contaminadas comparadas contra las menos contaminadas fueron de 1.15 y 1.17 cuando se utilizaban mediciones de sulfatos y partículas finas, respectivamente. Por último, se encontró una asociación entre la contaminación por partículas finas y mortalidad por causas cardiopulmonares y por cáncer de pulmón (Pope *et al.* 1995).

Investigadores, científicos y representantes de la industria debatieron durante años con respecto a la validez de los resultados de los estudios mencionados y sobre su uso para el establecimiento de políticas para la protección de la salud pública. Por ello, y por petición de la propia Escuela de Salud Pública de Harvard, el Instituto para efectos de la salud (HEI, por sus siglas en inglés) llevó a cabo un “reanálisis” de ambos estudios prospectivos. Éste no modificó sustancialmente los resultados de las investigaciones originales, observando las mismas asociaciones entre indicadores de contaminación atmosférica por partículas y mortalidad: el incremento de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el promedio anual de $PM_{2.5}$ se asoció con un aumento de 0.5% en las tasas de mortalidad. No obstante, al comparar los resultados de los estudios de series de tiempo y los de cohorte se tiene que para los segundos el riesgo es más elevado, ya que se tendría un incremento en la mortalidad de 3% por un incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (Evans *et al.* 2002). Las preguntas que quedan sin responder se refieren a la relación causa-efecto de ambos estudios; para los estudios de series de tiempo las muertes parecen

corresponder a personas que ya se encontraban bastante enfermas, mientras que las muertes de los estudios de cohorte podrían corresponder a sujetos sanos en los que se induce la enfermedad.

Dos hallazgos adicionales fueron: la identificación de un posible efecto del nivel de educación sobre la relación entre la calidad del aire y la mortalidad, contra un incremento de la mortalidad en los grupos con menor nivel de escolaridad. También se encontró una fuerte asociación entre SO_2 y mortalidad, misma que persistía al incluir en el modelo otras covariables y confusores; en particular, se observó que al incluir partículas o sulfatos disminuían las asociaciones entre estos dos últimos contaminantes y la mortalidad, lo que sugiere que el aumento en el riesgo relativo de mortalidad puede atribuirse a más de un componente de la mezcla compleja de contaminantes atmosféricos en áreas urbanas de los EE.UU. (HEI 2000).

Expertos a nivel mundial afirman que la información disponible a la fecha no permite establecer el valor de un umbral de exposición bajo el cual no se presenten efectos a la salud. Análisis y estudios recientes sugieren que aun niveles bajos de partículas suspendidas, ya sean partículas suspendidas totales a concentraciones de menos de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o PM_{10} por debajo de los límites máximos permisibles, se asocian a efectos sobre la salud (World Health Organization 2002).

¿QUIÉNES SE PUEDEN CONSIDERAR COMO GRUPOS VULNERABLES?

Una preocupación de las autoridades encargadas del control de la calidad del aire en el mundo es identificar a los grupos poblacionales que son más sensibles o vulnerables a la exposición a los contaminantes atmosféricos. En este sentido, se tienen evidencias de que la población vulnerable se constituye por individuos con enfermedades respiratorias agudas y crónicas, cardiopatías y enfermedades cardiovascu-



lares, adultos mayores y, por último, niños y niñas. Así, un estudio realizado en Montreal, Canadá, evaluó la mortalidad por causas específicas utilizando información médica de los individuos estudiados hasta cinco años previos a la defunción para definir grupos sensibles. La asociación entre mortalidad por causas de enfermedades respiratorias y otras razones, incluyendo diabetes y excluyendo accidentes, con el nivel promedio de contaminación medido el mismo día y dos días previos al deceso resultaron generalmente más fuertes para individuos mayores de 65 años. Asimismo, para las personas con enfermedades agudas del sistema respiratorio bajo, fallas cardíacas y enfermedades cardiovasculares, la tasa de mortalidad aumentó con los incrementos respectivos de concentraciones de partículas suspendidas. Estos resultados dan la pauta para profundizar en la investigación de la posible asociación entre la exposición a partículas y enfermedades que no habían sido evaluadas previamente, como cáncer y diabetes (Goldberg *et al.* 2000).

De la misma manera, se han realizado tres estudios que proporcionan evidencias de la vulnerabilidad de la población infantil; uno de ellos en la zona suroeste de la Ciudad de México (Loomis *et al.* 1999), otro en los Estados Unidos de América y el tercero en la República Checa (Woodruff *et al.* 1997, Bobak y León 1992). Los tres sugieren que el riesgo de la mortalidad es mayor para la población infantil que para el resto de las poblaciones que se han evaluado. Así, el estudio de México reporta un incremento de 3.9% en la mortalidad para los menores de un año con un incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (Evans *et al.* 2002). Debido a que son pocos los estudios con este grupo poblacional, aún se requiere de más investigación para descartar que los hallazgos mencionados se deban al azar.

ALGUNAS CLAVES SOBRE LAS FRACCIONES Y COMPOSICIÓN TÓXICAS DE LAS PARTÍCULAS

Estudios epidemiológicos con diseños diversos han incluido en su análisis componentes para evaluar la composición y propiedades a las que se puede atribuir la toxicidad de las partículas; algunos de ellos han arrojado información interesante, pero aún no concluyente. Así, la mayoría de los estudios de series de tiempo realizados en los EE.UU. han encontrado efectos más significativos para $\text{PM}_{2.5}$ que para $\text{PM}_{2.5-10}$ o para PM_{10} . No obstante, dos estudios recientes han encontrado resultados que contradicen lo anterior. El primero se realizó en la zona suroeste de la Ciudad de México (1992-1995); en él se analizaron los efectos de la fracción fina, gruesa y PM_{10} (Castillejos *et al.* 2000). Las tres fracciones se asociaron individualmente con la mortalidad, aunque el efecto más significativo se observó para $\text{PM}_{2.5-10}$. Al incluir simultáneamente $\text{PM}_{2.5}$ y $\text{PM}_{2.5-10}$ en el análisis, el efecto de $\text{PM}_{2.5-10}$ prevaleció, con un incremento por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la mortalidad total de 4.5%, en mortalidad por causas respiratorias de 9.8%, en la mortalidad cardiovascular de

3.9% y en la mortalidad de adultos mayores de 5.4%; en cambio, el efecto de $PM_{2.5}$ fue virtualmente eliminado. El segundo estudio se realizó en Detroit, Michigan (Lippmann *et al.* 2000); los autores hallaron riesgos relativos para $PM_{2.5-10}$ similares a aquellos para $PM_{2.5}$, y, en algunos casos, de magnitud mayor. El que se haya encontrado una asociación significativa entre mortalidad y $PM_{2.5-10}$ se puede deber a que exista un umbral para los efectos de la fracción gruesa, presentándose efectos únicamente a niveles elevados, como sucede en la Ciudad de México y Detroit, pero no a niveles bajos como los reportados en algunas de las otras ciudades. También es posible que la fracción gruesa en la Ciudad de México y Detroit presente una composición diferente, con una mayor proporción de compuestos asociados a la combustión que aquella de la fracción gruesa de las otras ciudades estudiadas. Evidencias complementarias sobre la toxicidad de los compuestos asociados con procesos de combustión se encuentran en los resultados del análisis elemental de los filtros del Estudio de las seis ciudades, ya que la mortalidad se incrementaba en 3.4% y 1.1% con un incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $PM_{2.5}$ asociadas con fuentes móviles o con la combustión de carbón, respectivamente; en cambio, la asociación fue no significativa para las partículas asociadas con materiales de la corteza terrestre (Laden *et al.* 2000).

Por otra parte, en el meta-análisis realizado por Rosales y colaboradores (2001) se mencionan resultados de estudios en los que las sustancias que se encuentran en forma de aerosol son más tóxicas que los compuestos en forma de gas, lo cual probablemente se deba a que los compuestos en estado gaseoso son eliminados de las vías respiratorias mucho más fácilmente que los aerosoles, que se absorben o depositan en vías respiratorias más rápidamente. Asimismo, reporta que varios estudios coinciden en señalar que el aire con características alcalinas parece producir efectos más severos que aquél en el que predomina la acidez (Rosales *et al.* 2001).

INFORMACIÓN SOBRE LA REGULACIÓN EXISTENTE EN los EE.UU., EUROPA Y MÉXICO

Desde 1971, la Agencia para la Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA por sus siglas en inglés) ha establecido normas nacionales de calidad del aire ambiente (NAAQS por sus siglas en inglés) para definir concentraciones diarias y anuales promedio de partículas en la atmósfera. Desde 1997, dos tamaños de partículas se han regulado para proteger la salud: PM_{10} y $PM_{2.5}$ (HEI 2002). El cuadro 2 muestra las normas vigentes establecidas por los EE.UU. y Europa. Las agencias respectivas han establecido normas en la forma de promedios anuales y diarios. Así, la USEPA tiene una norma que se cumple cuando el promedio de las concentraciones medias de tres años consecutivos (medidas en estaciones fijas de monitoreo atmosférico) no rebasan el límite establecido. De igual manera, para el límite de 24 horas se utiliza el promedio de tres años de cada estación de monitoreo, con un intervalo de confianza de 98% a 99%, el cual no debe rebasar el límite prestablecido (USEPA 1997, HEI 2002).

En la Unión Europea se ha establecido que cada Estado miembro debe tomar las medidas necesarias para asegurarse que las concentraciones de PM_{10} en el ambiente no excedan los valores límites establecidos a partir de las fechas designadas, aunque también se han fijado márgenes de tolerancia para aquellas zonas en donde actualmente se exceden los límites máximos, de tal forma que las naciones puedan tomar las medidas necesarias para asegurar el cumplimiento de los límites en fechas determinadas. Asimismo, se requiere que todos los Estados instalen y operen estaciones de monitoreo de $PM_{2.5}$, de ser posible en los mismos sitios en los que se encuentren operando monitores de PM_{10} , con el objeto de proporcionar los datos y la información necesarios para el futuro desarrollo de los límites máximos permisibles para las $PM_{2.5}$. A pesar de que actualmente no

CUADRO 2. LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA PARTÍCULAS SUSPENDIDAS EN MÉXICO, LOS EE.UU. Y LA UNIÓN EUROPEA.

País	BASE PARA LA REGULACIÓN	LÍMITE PARA	LÍMITE PARA
		PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2.5} (µg/m ³)
México	24 horas	50	-
	Media aritmética anual	150	-
<i>Estados Unidos de América</i>			
Federal	24 horas	150	65
	Media aritmética anual	50	15
California	24 horas	50	-
	Media geométrica anual	20 ^a	12 ^a
<i>Unión Europea</i>			
U.E. 2005	24 horas	50	a
	Media aritmética anual	40	b
U.E. 2010	24 horas	50	b
	Media aritmética anual	20	b

a: A partir de enero 2003.

b: Si bien no se establecen límites máximos permisibles para PM_{2.5}, sí se definen requisitos de monitoreo, medición y procesamiento de información de la concentración de partículas finas en los Estados miembro, así como programas de reducción de concentración de PM_{2.5} en el ambiente, independientemente de los niveles registrados.

Fuente: CARB 2002 Consejo de la Unión Europea 2002, HEI 2002, Secretaría de Salud 1994.

existe una norma que regule las emisiones de partículas finas, se requiere a las naciones europeas, además de realizar las mediciones requeridas, elaborar planes y programas dirigidos a la reducción de emisiones de ambos tipos de partículas, independientemente de los niveles de PM_{2.5} registrados durante los monitoreos. Los límites están planteados de manera similar a los establecidos por la USEPA, para 24 horas y límites anuales. Sin embargo, el requerimiento establece que, para 24 horas en el caso de los valores, no deben rebasarse más de 35 veces en un año calendario mientras que el límite anual no tiene tolerancia. En una fase posterior de regulación, se prevé reducir el límite anual a 20 µg/m³ y restringir la tolerancia para la excedencia de la norma para 24 horas a no más de siete veces en un año calendario, de-

biéndose cumplir ambas condiciones a más tardar el 1° de enero de 2010. De cualquier manera, la implantación de esta segunda fase dependerá de la información obtenida de los monitoreos, de los resultados de proyectos de investigación sobre los efectos de las partículas, de la factibilidad técnica y de la experiencia obtenida de la aplicación de la primera fase de la Directiva (Consejo de la Unión Europea 2002 y 2002a).

En México, la Secretaría de Salud (SSA) es la dependencia encargada de establecer las normas para la calidad del aire. En el caso de las partículas, dicha Secretaría emitió la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993 que establece los límites máximos permisibles para PM₁₀, como medida de protección a la salud. Esta norma define, de manera similar a la nor-

ma nacional de los Estados Unidos de América, una concentración promedio de 24 horas de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que puede excederse como máximo una vez cada año calendario. Asimismo, se estableció una concentración de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio anual máximo. En nuestro país no existe una norma sobre calidad del aire para $\text{PM}_{2.5}$.

¿QUÉ ESTAMOS HACIENDO EN EL INE?

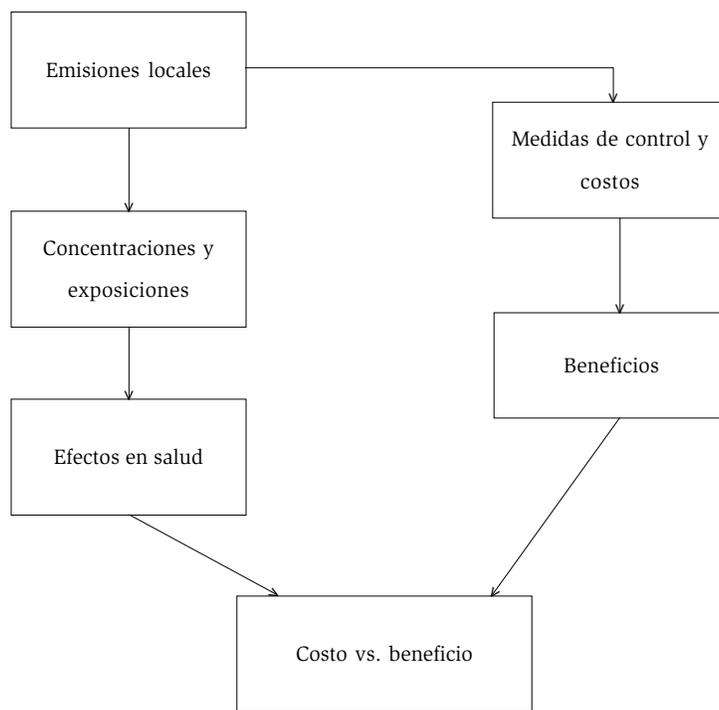
La investigación sobre los posibles efectos en la salud de las partículas encuentra su aplicación más importante en el diseño de políticas, programas y estrategias que permitan reducir estos efectos, en una escala que impacte la salud de la población. En este sentido, el complemento para el diseño de programas para el manejo de la calidad del aire en una zona específica es la caracterización de las emisiones de las fuentes (puntuales, móviles, de área y

biogénicas), el conocimiento de cómo estas emisiones se dispersan en la atmósfera y se traducen en concentraciones ambientales a las que se exponen los individuos, todo ello para poder estimar sus efectos en la salud de la población. Al proponer medidas de control para reducir las emisiones de interés, que conllevan un costo, es conveniente compararlas con el beneficio potencial de su aplicación (figura 1).

En este sentido, el Instituto Nacional de Ecología, en conjunto con otras instituciones interesadas, lleva a cabo los estudios que se mencionan brevemente, que servirán como sustento científico en algunas de las etapas del proceso mencionado para el manejo de la contaminación atmosférica y, en particular, de las partículas suspendidas debido a su relevancia para la salud pública.

El Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (CENICA), como parte del Instituto Nacional de Ecología, posee un amplio acer-

FIGURA 1. PRINCIPALES ASPECTOS CONSIDERADOS EN EL DISEÑO DE UNA ESTRATEGIA DE MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AIRE



vo de equipo para análisis y monitoreo atmosférico, en especial, de partículas. Entre otros, cuenta con monitores microambientales (intramuros), monitores de exposición personal, monitores ambientales convencionales, un microscopio electrónico de barrido para la identificación de micropartículas, un espectrómetro de fluorescencia de rayos X, piezobalanzas para medición de partículas de fracción fina y gruesa en tiempo real, así como un recinto para análisis gravimétrico con control de temperatura y humedad.

Como parte del Programa integral sobre contaminación urbana, regional y global, auspiciado por el Instituto Tecnológico de Massachusetts (MIT por sus siglas en inglés), el CENICA actualmente apoya una campaña de monitoreo en la que se incluyen mediciones en tiempo real de la composición de las partículas provenientes de diferentes fuentes, fungiendo como centro de operaciones para alrededor de 30 instituciones nacionales y extranjeras.

El Inventario nacional de emisiones, insumo básico para la etapa de caracterización de las emisiones, comprenderá las múltiples fuentes de PM_{10} y $PM_{2.5}$, entre otros contaminantes; se conformará a nivel de estados y municipios y se espera que se finalice en junio de 2004. Una vez concluido, podrá utilizarse como base para hacer modelaciones de dispersión de contaminantes en la atmósfera, así como pronósticos y diagnósticos de calidad del aire, de acuerdo con las necesidades locales.

El Estudio de co-beneficios se realiza en forma conjunta con el Instituto Nacional de Salud Pública; su objetivo es evaluar diversas medidas de control de emisiones de gases de efecto invernadero y de contaminantes criterio y sus beneficios en la salud pública, los costos de estas medidas de control y los beneficios que puedan alcanzarse con ellas. Este análisis será una he-

rramienta valiosa para el proceso de toma de decisiones en términos del manejo de la calidad del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México.

La Evaluación de los impactos de las emisiones contaminantes a gran escala se enfoca al estudio de las emisiones producto de la generación de energía eléctrica, y comprende desde la caracterización de las emisiones de interés, hasta la estimación de los impactos en la salud por las mismas y los costos asociados a estos impactos. Con aplicaciones en diferentes zonas del país, esta metodología servirá como sustento para el diseño de una estrategia nacional para el control y reducción de emisiones de este sector estratégico.

El problema de la contaminación atmosférica se encuentra vigente y puede afectarnos a todos; por ello, trabajamos para tener los elementos técnicos para colaborar en el diseño de políticas para el manejo integral de la calidad del aire pero, todavía hay mucho por hacer. Puede encontrarse mayor información sobre estos y otros proyectos en la página de internet www.ine.gob.mx/dgicurg/index.html.

BIBLIOGRAFÍA

- Bobak, M. y D.A. León 1992. Air pollution and infant mortality in the Czech Republic, 1986-1988. *Lancet* 340:1010-1014.
- Borja-Aburto, V.H., D.P. Loomis, S. Bangdiwala, C.M., Shy y R.A. Rascon-Pacheco 1997. Ozone, Suspended Particulates, and Daily Mortality in Mexico City. *Am. J. Epidemiol.*, 145(3): 258-68.
- California Air Resources Board 2002. Review of the Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter and Sulfates. June 20. Board Meeting Summary. California ARB. 19 de julio de 2002 [citado el 31 de julio de 2002]. Disponible en: arbis.arb.ca.gov/research/aaqs/std-rs/bdsum620/bdsum620.htm.

- Castillejos, M., V.H. Borja-Aburto, D.W. Dockery, Gold, D.R y D. Loomis 2000. Airborne Coarse Particles and Mortality (abstract). *Inhalation Toxicology* [en línea]. Vol. 12, Suplemento enero 2000. [citado el 26 de julio de 2002] pp. 61-72. Disponible en: www.catchword.com/titles/tandf/08958378/v12n1x1/contp1-1.htm.
- Consejo de la Unión Europea 2002. Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. *Official Journal* [en línea] No. L 163, [Luxemburgo] 18 de abril de 2002 [citado 18 de julio de 2002], pp. 1-21. Disponible en: europa.eu.int/eur-lex/en/cons-leg/pdf/1999/en_1999L0030_do_001.pdf.
- 2002a. Council Directive 96/62/EC of 27 September 1996 on ambient air quality assessment and management. *Official Journal* [en línea] No. L 296, [Luxemburgo] 2 de julio de 2002 [citado 18 de julio de 2002], pp. 0055-0063. Disponible en: europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31996L0062&model=guichett
- Dockery, D.W., C.A. Pope, Xu III, X., J.D. Spengler, J.H. Ware, M.E. Fay, B.G.J. Ferris y F.E. Speizer 1993. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities, *N. Engl. J. Med.* 329: 1753-1759.
- Evans, J. et al. 2002. Health Benefits of Air Pollution Control. En: Molina, M. y L. Molina (editores). *Air Quality in the Mexico Megacity. An Integrated Assessment*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- Goldberg, M.S., J.C. III Bailar, R.T. Burnett, J.R. Brook, R. Tamblin, Y. Bonvalot, P. Ernst, K.M. Flegel, R.K. Singh y M. F. Valois 2000. Identifying Subgroups of the General Population that May be Susceptible to Short-Term Increases in Particulate Air Pollution: A Time-Series Study in Montreal, Quebec. *HEI Statement. Synopsis of Research Report 97* [en línea] 13 de diciembre de 2000 [citado 18 de junio de 2002]. Disponible en internet: www.healtheffects.org/Pubs/Goldberg-SAS.pdf.
- Health Effects Institute (HEI) 2002. Understanding the Health Effects of Components of the Particulate Matter Mix: Progress and Next Steps. *HEI Perspectives* [en línea]. Abril 2002 [citado 8 de julio de 2002]. Disponible en internet: www.healtheffects.org/Pubs/Perspectives-2.pdf.
- 2000. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. *Synopsis of the Particle Epidemiology Reanalysis Project*. [en línea] Octubre [citado 24 de julio de 2002] pp. i-iv. Disponible en: www.healtheffects.org/pubs-special.htm.
- Hinds, W. 1982. *Aerosol Technology. Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. John Wiley & Sons, EE.UU.
- Instituto Nacional de Ecología 2000. *Gestión de la calidad del aire en México*. SEMARNAT, México.
- Johns Hopkins University. *NMMAPS update* [en línea] [citado 18 de junio de 2002] Disponible en: biosun01.biostat.jhsph.edu/~fdominic/research.html.
- Laden, F., L.M. Neas, D.W. Dockery y J. Schwartz 2000. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environ Health Perspect.*
- Lippmann, M. 1989. Size-Selective Health Hazard Sampling, En: S.V. Hering (Tech. Ed.) *Air Sampling Instruments for Evaluation of Atmospheric Contaminants*, Seventh Edition. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Ohio, pp.163-198.
- Lippmann, M., K. Ito, A. Nádas, y R.T. Burnett 2000. Association of Particulate Matter Components with Daily Mortality and Morbidity in Urban Populations. *Synopsis of Research Report 95*. [en línea] 24 de octubre de 2000 [citado 18 de junio de 2002]. Disponible en internet: www.healtheffects.org/Pubs/LippmannSAS.pdf.
- 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: 118-123.
- Molina, L.T., Molina, M.J. (eds.) 2002. *Air Quality in the Mexico Megacity An Integrated Assessment*. Kluwer Academic Publishers, Holanda.

- Pope, C.A. III, D.W. Dockery, J.C. Spengler y M.E. Raimonne 1991. Respiratory Health and PM₁₀ Pollution: A Daily Time Series Analysis, *Am. Rev. Resp. Dis.* 144: 668-674.
- Pope, C.A. III, M.J. Thun, M.M. Namboodiri, D.W. Dockery, J.S. Evans, F.E. Speizer y C.W.J. Heath 1995. Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults. *Am. J. Respir. Crit. Care. Med.* 151: 669-674.
- Rosales-Castillo, J.A., V.M. Torres-Meza, G. Olaíz-Fernández y V.H. Borja-Aburto. Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos. *Salud Pública de México* [en línea]. Vol. 43, No. 6, noviembre-diciembre de 2001. [citado 26 de julio de 2002] pp. 544-555. Disponible en: dge1.insp.mx/salud/43/436-5.pdf.
- Samet, J.M., S.L. Zeger, F. Dominici, F. Curriero, I. Courzac, D.W. Dockery, J. Schwartz, y A. Zanobetti 2001. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study Part II: Morbidity and Mortality from Air Pollution in the United States. Synopsis of Research Report 94. [en línea] 18 de abril de 2001 [citado 18 de junio de 2002]. Disponible en internet: www.healtheffects.org/Pubs/Samet2-SAS.pdf.
- Secretaría de Salud 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993. Salud Ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto a las partículas menores de 10 micras (PM₁₀). Valor permisible para la concentración de partículas menores de 10 micras (PM₁₀) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. *Diario Oficial de la Federación*. 18 de agosto de 1994. Secretaría de Gobernación. México.
- Spengler, J. y R. Wilson 1996. Emissions, Dispersion, and Concentrations of Particles. En: R. Wilson y J. Spengler. *Particles in Our Air. Concentrations and Health Effects*. Harvard University Press, EE.UU.
- Schwartz, J. 1994. Air Pollution and Daily Mortality: A Review and Meta Analysis. *Environmental Research*. 64: 36-52.
- Schwartz, J., C. Spix, G. Touloumi, T. Bacharova, T. Barumamdzadeh *et al.* 1996. Methodological Issues in Studies of Air Pollution and Daily Counts of Deaths or Hospital Admissions. *J Epidemiol Comm Health*. 50 (Suppl. 1), S3-S11.
- US Environmental Protection Agency (US-EPA) 1997. The Federal Register, *40 CFR Part 50: National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter*. Final Rule.
- 1996. *Air Quality Criteria for Particulate Matter: Volumes I, II and III*. EPA/600/AP-95/001a-.cF. Office of Research and Development: Washington, D.C.
- Woodruff, T.J., J. Grillo, y K.C. Schoendorf 1997. The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. *Environ. Health Perspect.* 105: 608-612.
- World Health Organization 2002. *Air Quality Guidelines*. [en línea] [Geneva, Switzerland]: WHO, 1999. Actualización 25 de junio de 2002. [citado 10 de julio de 2002]. Disponible en internet: www.who.int/peh/air/Airqualitygd.htm.