

Organización Mundial de la Salud

**GUÍAS PARA LA
CALIDAD DEL AIRE**

Traducción realizada por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS/OPS), agencia especializada de la Organización Panamericana de la Salud (OPS/OMS).

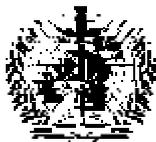
Lima, 2004

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AIRE

Este documento de la OMS, *Guías para la Calidad del Aire*, es el resultado de la reunión de un Grupo de Trabajo de Expertos de la OMS, desarrollada en Ginebra, Suiza, en diciembre de 1997. Se basa en el documento titulado *Guías de Calidad del Aire para Europa*, que fue preparado por la Oficina Regional para Europa de la OMS, y en documentos regionales relacionados.

Nota para el usuario:

La versión electrónica de este documento está disponible en un CD-ROM del Sistema de Información sobre la Gestión de la Calidad del Aire (AMIS, por sus siglas en inglés).



*Publicado por la Organización Mundial de la Salud, Ginebra
Cluster of Sustainable Development and Healthy Environment
Departamento de Protección del Medio Humano
Programa de Salud Ocupacional y Ambiental*

Título original: Guidelines for Air Quality, OMS, 2000. (WHO/SDE/OEH/00.02)

La Organización Mundial de la Salud se reserva todos los derechos de esta publicación. Sin embargo, el documento puede ser reseñado, citado, reproducido o traducido en parte, pero no para la venta ni para ser usado con fines comerciales.

Las solicitudes y consultas para reproducir o traducir el documento completo, o para que sea usado de alguna manera por entidades de carácter comercial, deben dirigirse al Departamento de Protección del Medio Humano, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza, que estará gustoso de proporcionar información actualizada sobre cualquier cambio hecho en el texto, sobre planes para nuevas ediciones y sobre las reimpressiones, adaptaciones y traducciones ya disponibles.

Las designaciones usadas y la presentación del material en este documento no implican expresión de opinión por parte del secretariado de la Organización Mundial de la Salud referente a la situación legal de países, territorios, ciudades o áreas ni sobre sus autoridades ni sobre la delimitación de sus fronteras.

La mención de empresas específicas o de determinados productos no implica recomendación o respaldo alguno de la Organización Mundial de la Salud en relación con otros productos o empresas de naturaleza similar que no se hubieran mencionado. Salvo error u omisión, los nombres de productos comerciales se distinguen mediante letras mayúsculas.

Los autores son responsables de las opiniones vertidas en este documento.

Traducción realizada por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS/OPS), agencia especializada de la Organización Panamericana de la Salud.

Revisión técnica de la traducción: Dr. Marcelo E. Korc, Asesor Regional en Control de la Contaminación del Aire del CEPIS/OPS.

Los Pinos 259, Lima, Perú.
Casilla de correo 4337, Lima 100, Perú.
Teléfono: (511) 437-1077.
Fax: (511) 437-8289.
e-mail: cepis@cepis.ops-oms.org
Internet: <http://www.cepis.ops-oms.org>

CONTENIDO

PRESENTACIÓN	i
PRÓLOGO	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
RESUMEN EJECUTIVO	vi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. CALIDAD DEL AIRE Y SALUD	5
2.1 Datos básicos	5
2.1.1 Aspectos fisicoquímicos de la contaminación del aire y unidades usadas para describir las concentraciones de los contaminantes del aire	5
2.1.2 Fuentes de contaminantes del aire	10
2.1.3 Factores que afectan las concentraciones de los contaminantes del aire	11
2.1.4 Exposición a los contaminantes del aire	12
2.1.5 Importancia de la contaminación del aire para la salud	13
2.2 Concentraciones de los contaminantes del aire y factores que afectan la sensibilidad	16
2.2.1 Concentraciones de los contaminantes clásicos en el aire	16
2.2.2 Factores que afectan la sensibilidad a la contaminación del aire de interiores	20
2.2.3 Factores meteorológicos	21
2.2.4 Factores demográficos	22
2.2.5 Factores socioeconómicos	22
2.2.6 Efectos de los diferentes niveles de enfermedades en la población	22
2.2.7 Diferencias específicas de los niveles de prevalencia de los contaminantes de aire	22
2.3 Exposición a los contaminantes del aire	23
2.4 Función de las guías y normas	27
2.4.1 Las Guías para la Calidad del Aire de Europa (OMS, 1987)	27
2.4.2 El proceso de formulación de las guías	30
2.4.3 Relaciones de exposición-respuesta	32
2.4.4 De las guías a las normas	32
2.4.5 Factores que se deben considerar para establecer una norma de calidad del aire ..	33
2.4.6 Factores de incertidumbre	35
2.4.7 Análisis costo-beneficio y otros factores	35
3. NORMAS BASADAS EN LA SALUD	37
3.1. Contaminantes clave del aire	37

3.2	Otros contaminantes del aire	54
3.3	Contaminantes clásicos del aire: aplicabilidad de las Guías de Calidad del Aire para Europa de la OMS en una escala mundial	67
3.4	Estudios sobre los efectos de salud de los contaminantes del aire en las regiones de la OMS	67
4.	LA CALIDAD DEL AIRE EN INTERIORES	81
4.1	La contaminación del aire en interiores en los países desarrollados	81
4.1.1	Los contaminantes importantes del aire en interiores y sus fuentes	81
4.1.2	Concentración de los contaminantes de interiores	83
4.1.3	Efectos en la salud y síntomas	84
4.2	La calidad del aire en interiores en los países menos desarrollados	85
4.2.1	Emisiones	86
4.2.2	Concentraciones	86
4.2.3	Exposiciones	87
4.2.4	Efectos en la salud	87
4.2.5	Aplicación de las Guías para la Calidad del Aire a la exposición a los contaminantes del aire en interiores	88
5.	MONITOREO Y EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE	93
5.1	Herramientas y funciones de la evaluación	93
5.2	Objetivos del monitoreo	94
5.3	Aseguramiento y control de la calidad	96
5.4	Diseño de la red	98
5.4.1	Disponibilidad de recursos y limitaciones	98
5.4.2	Número y selección de sitios de muestreo	100
5.4.3	Estrategias y sistemas de muestreo	104
5.5	Aspectos relacionados con la instrumentación	105
5.6	De los datos a la información	108
5.7	Los contaminantes clave y los métodos de medición	109
6.	GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE	119
6.1	Introducción	119
6.1.1	Estrategias para la gestión de la calidad del aire	120
6.1.2	Etapas en el desarrollo de la gestión de la calidad del aire	121
6.1.3	Inventarios de fuentes de emisión	123
6.1.4	La meteorología y los modelos matemáticos	125
6.1.5	Enfoques para el control de emisiones	125

6.1.6	Evaluación de las opciones de control	129
6.1.7	Control de fuentes puntuales	130
6.1.8	Control de fuentes móviles	133
6.1.9	Control de fuentes de área	136
6.1.10	Contaminantes “no clásicos” del aire	137
6.1.11	La educación y la comunicación	137
6.1.12	La gestión de la calidad del aire en el mundo	138
6.2	La gestión de la calidad del aire en interiores	139
6.2.1	Gestión de la calidad del aire en interiores en los países desarrollados	139
6.2.1.1	Estrategias para la gestión de la calidad del aire en interiores	139
6.2.1.2	Consideraciones de diseño	139
6.2.1.3	Control de la contaminación del aire en interiores	141
6.2.2	Cómo resolver los problemas de calidad del aire en interiores	143
6.2.3	La gestión de la calidad del aire en interiores en los países en desarrollo	147
6.2.3.1	Ventilación mejorada	149
6.2.3.2	Cocinas mejoradas y chimeneas	149
6.2.3.3	Cocinas mejoradas. Combustión	150
6.2.3.4	Combustible	150
6.2.3.5	Conclusiones: indicadores simples de exposición	151
7.	ESTABLECIMIENTO DE PRIORIDADES EN LA GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE	153
7.1	Introducción	153
7.2	Aspectos legales	154
7.3	Efectos adversos en la salud	155
7.4	Población en riesgo	156
7.5	Relaciones de exposición-respuesta	156
7.6	Caracterización de las exposiciones	156
7.7	Evaluación del riesgo	157
7.8	Aceptabilidad del riesgo	157
7.9	Análisis de costo-beneficio	158
7.10	Revisión del establecimiento de normas	160
7.11	Cómo hacer cumplir las normas de calidad del aire: planes de aire limpio	161
APÉNDICE A	162
Referencias bibliográficas	162

APÉNDICE B	182
Siglas y símbolos	182
APÉNDICE C	185
Glosario	185
APÉNDICE D	201
Documentos de los Criterios de Salud Ambiental	201
APÉNDICE E	206
Lista de participantes	206

Presentación

Los logros obtenidos en la gestión de la calidad del aire subyacen a la mejora del bienestar económico y social en muchos países en desarrollo. Se ha comprobado que la gestión adecuada de la calidad del aire permite mejorar la salud pública, ya que la contaminación del aire está relacionada con el aumento de pacientes ambulatorios debido a enfermedades respiratorias y cardiovasculares y con el incremento de admisiones hospitalarias y de la mortalidad diaria. Estimados recientes del aumento de mortalidad diaria indican que, en una escala mundial, de 4% a 8% de las muertes prematuras se deben a la exposición a material particulado en exteriores e interiores. Alrededor de 20% a 30% de las enfermedades respiratorias se deben a la contaminación del aire en exteriores e interiores, especialmente en los últimos. Se puede decir que sin aire limpio, es prácticamente imposible lograr un desarrollo económico firme y los conflictos sociales son inevitables.

Si bien ha habido un gran avance en la elaboración de los planes de acción para mejorar la calidad del aire en zonas urbanas, principalmente en los países desarrollados, un número considerable de personas que viven en áreas urbanas (alrededor de 1.500 millones ó 25% de la población mundial) aún están expuestas a altas concentraciones de compuestos gaseosos y partículas en el aire que respiran. Actualmente, el uso de fuego abierto para la cocina y la calefacción en interiores expone a cerca de 2.000 millones de personas a concentraciones muy elevadas de partículas en suspensión, de 10 a 20 veces más que las concentraciones ambientales reportadas en las escasas mediciones disponibles. Otras fuentes de contaminación del aire son las emisiones industriales y vehiculares, así como los incendios forestales. Además, la tasa de crecimiento de la población continúa en aumento, lo que puede conducir a una duplicación de la población mundial a mediados del siglo XXI. En los países de bajos ingresos habrá un mayor crecimiento de la población, lo que afectará aún más la inadecuada infraestructura existente y la situación técnica y financiera de esas naciones. De manera similar, continuará el proceso de urbanización y la proporción de la población mundial que vive en las ciudades aumentará de 45% a alrededor de 62% para el año 2025, lo cual creará densos centros de emisiones antropogénicas.

El objetivo principal de las Guías para la Calidad del Aire de la OMS es proteger la salud pública de los efectos de la contaminación del aire y eliminar o minimizar la exposición a contaminantes peligrosos. Las guías se formularon para ayudar a los gobiernos en la preparación de sus normas legales de calidad del aire y para orientar a las autoridades y profesionales de la salud ambiental encargados de proteger a la población de los efectos perjudiciales de la contaminación del aire.

El capítulo 6 de la Agenda 21, sobre la protección y fomento de la salud humana, señala:

En los programas nacionales de acción que reciben asistencia, apoyo y coordinación internacionales, se debería incluir, de ser necesario, lo siguiente:

(a) Contaminación del aire en zonas urbanas:

(i) Desarrollar la tecnología adecuada para combatir la contaminación, basada en la evaluación de riesgos y en la investigación epidemiológica, con miras a introducir

procesos de producción ambientalmente saludables y un sistema de transporte de masas adecuado y seguro.

(ii) Desarrollar la capacidad de control de la contaminación del aire en ciudades grandes, con énfasis en los programas de fiscalización y el uso de redes de vigilancia, de ser pertinente.

(b) Contaminación del aire en interiores:

(i) Apoyar la investigación y el desarrollo de programas para aplicar métodos de prevención y de control destinados a reducir la contaminación en interiores, incluida la provisión de incentivos económicos para la instalación de tecnología apropiada.

(ii) Organizar campañas de educación sanitaria, especialmente en países en desarrollo, para disminuir el impacto del uso doméstico de biomasa y de carbón en la salud.

Las Guías para la Calidad del Aire de la OMS deben ayudar a reducir la carga de mortalidad en exceso y de discapacidades prevenibles que padecen los más pobres. También deben ayudar a combatir las amenazas potenciales para la salud que se derivan de la crisis económica, los ambientes insalubres y las conductas de riesgo. En este sentido, las guías contribuyen a lograr dos retos cruciales que han sido subrayados por el Informe de Salud Mundial de 1999 y, por lo tanto, cooperan en hacer de la salud un derecho humano fundamental.

Dr. Richard Helmer
Director, Departamento de Protección Ambiental

Prólogo

Desde los años cincuenta, se han evaluado los riesgos para la salud humana derivados de la contaminación del aire y en 1958 se establecieron los valores guía. En 1987, la Oficina Regional de la OMS para Europa (EURO) publicó las Guías de Calidad del Aire para Europa. Esas guías se han revisado y actualizado desde 1993. En una reunión reciente del Grupo de Trabajo de Expertos convocada en diciembre de 1997 en Ginebra, Suiza, se extendió la cobertura y aplicación de las guías a una escala global y se abordó más detalladamente la evaluación y el control de la calidad del aire. Las Guías para la Calidad del Aire de la OMS se presentan en este documento, que constituye el resultado de las deliberaciones consensuales del Grupo de Trabajo de Expertos de la OMS.

Las Guías para la Calidad del Aire de la OMS proporcionan una base para proteger la salud pública de los efectos adversos de los contaminantes ambientales y para eliminar o minimizar los contaminantes conocidos o los que se consideran probablemente peligrosos para la salud y el bienestar humano. Esto se logra mediante la provisión de información y orientación a los gobiernos en la toma de decisiones sobre la gestión de riesgos, en particular, al momento de formular normas. Las guías también ayudan a los gobiernos a implementar medidas de control de la contaminación del aire en el nivel local.

Los valores presentados en las Guías para la Calidad del Aire de la OMS son niveles de contaminación del aire por debajo de los cuales la exposición durante toda la vida o por un tiempo promedio determinado no constituye un riesgo significativo para la salud. Si estos límites son sobrepasados en el corto plazo, ello no implica que se producirán efectos adversos inmediatamente sino que se incrementarán las posibilidades de que dichos efectos se produzcan. Si bien los valores de las Guías para la Calidad del Aire son niveles basados en el ambiente o en la salud, no son normas *per se*. Las normas de calidad del aire son guías de calidad promulgadas por los gobiernos y pueden considerar factores adicionales; por ejemplo, los niveles de exposición predominantes, la contaminación natural de fondo, las condiciones ambientales tales como temperatura, humedad y altitud, y los factores socioeconómicos.

Cuando las Guías para la Calidad del Aire se convierten en normas, las políticas deben determinar aspectos tales como qué proporción de la población general y qué grupos susceptibles se deben proteger. También se deben considerar los asuntos legales; una definición de qué constituye un efecto adverso; una descripción de la población en riesgo; la relación de exposición-respuesta; la caracterización de la exposición; la evaluación de riesgos y su aceptabilidad y los costos financieros del control de la contaminación del aire y sus beneficios.

Las Guías para la Calidad del Aire han sido preparadas con el ánimo de dar una respuesta práctica a la necesidad de tomar acción respecto a la contaminación del aire en el nivel local y a la urgencia de mejorar la legislación, el manejo y la orientación en los ámbitos nacionales y regionales. La OMS busca que estas guías se usen ampliamente. Se realizarán esfuerzos continuos para mejorar su contenido y estructura. Se apreciará que los usuarios de las guías aporten retroalimentación basada en sus propias experiencias. Puede enviar sus comentarios y sugerencias sobre las Guías para la Calidad del Aire directamente al Department of Protection of the Human Environment, Occupational and Environmental Health, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza (Fax: + 41 22-791 4123, dirección electrónica: schwelad@who.int).

Agradecimientos

La OMS agradece a todas las personas que contribuyeron en la preparación de las Guías para la Calidad del Aire. El grupo internacional y multidisciplinario de colaboradores y revisores se presenta en la “Lista de participantes” incluida en el apéndice E. Se agradece principalmente a los presidentes de la reunión y de los talleres del Grupo de Trabajo de Expertos de la OMS, en Ginebra, Suiza, en diciembre de 1997: el Dr. Robert Maynard, quien presidió la sesión, el profesor Morton Lippmann y el profesor Bernd Seifert, quienes presidieron los tres talleres. También se agradece al Dr. Frank Murray, quien actuó como relator de la sesión y revisó la versión preliminar del documento, y a aquellos que contribuyeron con los documentos base y así colaboraron con el éxito de la reunión de expertos de la OMS:

Prof. Dra. Ursula Ackermann-Liebrich, Universidad de Basilea, Suiza;
Dr. Amrit Aggarwal, National Environmental Engineering Research Institute, Nagpur, India;
Sr. Jonathan Bower, AEA Technology, Culham, Reino Unido;
Dr. Bingheng Chen, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza;
Dr. Mostafa El-Desouky, Ministerio de Salud, Kuwait;
Dra. Ruth Etzel, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, Georgia, Estados Unidos;
Dr. Hidekazu Fujimaki, National Institute for Environmental Studies, Ibaraki, Japón;
Dr. Kersten Gutschmidt, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza;
Dr. Richard Helmer, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza;
Dr. Michal Krzyzanowski, WHO European Centre for Environment & Health (ECEH), De Bilt, Países Bajos;
Dr. Rolaf van Leeuwen, WHO European Centre for Environment & Health (ECEH), De Bilt, Países Bajos;
Sr. Gerhard Leutert, Federal Office of Environment, Forests and Landscape, Berna, Suiza;
Prof. Morton Lippmann, New York University Medical Center, Tuxedo, Nueva York, Estados Unidos;
Sra. Angela Mathee, Eastern Metropolitan Substructure (Johannesburgo), Sandton, Sudáfrica;
Dr. Robert L. Maynard, Department of Health, Londres, Reino Unido;
Prof. Frank Murray, Murdoch University, Murdoch, Australia;
Prof. Mahmood Nasralla, National Research Centre, Dokki, El Cairo, Egipto;
Dr. Roberto Romano, Organización Panamericana de la Salud/Oficina Regional de la OMS para las Américas, Washington, D. C., Estados Unidos;
Dra. Isabelle Romieu, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, Georgia, Estados Unidos;
Dr. Dieter Schwela, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza;
Prof. Bernd Seifert, Institute for Water, Soil & Air Hygiene, Federal Environmental Agency, Berlín, Alemania;
Dr. Bimala Shrestha, Oficina de Representación de la OMS, Katmandú, Nepal;
Prof. Kirk Smith, Universidad de California, Berkeley, California, Estados Unidos;
Dr. Yasmin von Schirnding, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza;
Prof. Gerhard Winneke, Universität Düsseldorf, Alemania;
Dr. Ruqiu Ye, National Environmental Protection Agency, Pekín, República Popular China;
Dr. Maged Younes, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Se agradece especialmente al Ministerio del Ambiente (Bonn, Alemania) y a la Federal Office of Environment, Forests and Landscape (Berna, Suiza) por el apoyo financiero para convocar a la reunión del Grupo de Trabajo de Expertos de la OMS en Ginebra, Suiza, en diciembre de 1997, donde se elaboraron las guías.

Resumen ejecutivo

1. *Introducción*

La contaminación del aire es un importante problema de salud ambiental que afecta a países desarrollados y en desarrollo de todo el mundo. En una escala global, se emiten a la atmósfera grandes cantidades de partículas y gases potencialmente nocivos que afectan la salud humana y el ambiente y que en el largo plazo dañan los recursos necesarios para el desarrollo sostenible del planeta.

Existen tres grandes fuentes de contaminación del aire provenientes de actividades humanas: fuentes estacionarias, móviles y de interiores. En los países en desarrollo, la contaminación del aire en interiores debido al uso de fuego abierto para la cocina y la calefacción puede ser un problema grave. Se ha estimado que aproximadamente 1,9 millones de personas mueren cada año debido a la exposición a concentraciones altas de partículas suspendidas en ambientes interiores de áreas rurales, mientras que la mortalidad en exceso por la exposición a partículas suspendidas y dióxido de azufre en exteriores llega a 500.000 personas anualmente. Si bien la base de datos sobre el aire en interiores es limitada debido a los escasos resultados de monitoreo, estos estimados indican que en los países en desarrollo puede haber un grave problema de contaminación del aire en interiores.

Por lo general, los contaminantes del aire se clasifican en partículas suspendidas (polvos, neblinas, humos), contaminantes gaseosos (gases y vapores) y olores. Actualmente, la concentración de partículas en el aire se mide a través de dispositivos de muestreo específicos para el tamaño de las muestras. Por lo tanto, la masa de partículas con un diámetro inferior de 10 μm (MP_{10}) se puede determinar como un índice de la concentración de la masa de partículas que pueden penetrar en el tórax del ser humano. La concentración de masa de las partículas con un diámetro menor de 2,5 μm ($\text{MP}_{2,5}$) es un medio para medir la concentración gravimétrica total de varios tipos de partículas químicamente diferenciados que se emiten al ambiente o que se forman en él como partículas muy pequeñas.

Por lo general, las partículas finas y gruesas provienen de fuentes diferentes y tienen mecanismos de formación distintos, aunque es probable que haya cierta superposición. Elementos biológicos como las bacterias, el polen y las esporas también se pueden encontrar en las partículas gruesas. Las partículas finas y gruesas normalmente se comportan de manera diferente en la atmósfera. Estas variaciones deben tomarse en cuenta al interpretar valores monitoreados en sitios específicos y el comportamiento de las partículas después de que ingresan a las viviendas y edificios, donde las personas pasan la mayor parte de su tiempo. Las partículas finas generalmente permanecen más tiempo en la atmósfera (de días a semanas) que las partículas gruesas y tienden a dispersarse de manera más uniforme en un área urbana o en una región geográfica extensa. Las partículas más grandes se depositan más rápidamente que las pequeñas. Esto da lugar a que en una región la concentración de la masa total de partículas más gruesas sea menos uniforme que la de partículas finas.

Esta publicación se centra en aquellos gases y partículas que han sido identificados como elementos que representan una amenaza para la salud. La amenaza relativa para la salud que

constituyen los diferentes gases y partículas contaminantes depende de su concentración en tiempo y distancia, lo cual implica que los efectos de los contaminantes del aire sobre la salud puedan variar entre países. En consecuencia, se requiere una vigilancia cuidadosa de la concentración de gases contaminantes, así como de la distribución de tamaños, niveles de concentración y composición química de las partículas, antes de realizar un cálculo aceptable de los efectos. La situación se complica aún más debido a que algunas combinaciones de contaminantes actúan de manera aditiva y otras quizá de manera sinérgica.

Las guías se publicaron inicialmente como Guías de Calidad del Aire para Europa en 1987 (OMS, 1987). Desde 1993, estas se han reformulado y actualizado a partir de una revisión de la bibliografía publicada desde 1987 (OMS, 1999a). En el proceso de revisión se consideraron los siguientes compuestos adicionales: 1,3 butadieno, humo de tabaco en el ambiente, fluoruro, fibras de vidrio hechas por el hombre y platino. En paralelo con la revisión de las Guías de Calidad de Aire para Europa, se ha seguido publicando la serie Criterios de Salud Ambiental del Programa Internacional de Seguridad Química y se han evaluado los riesgos de salud de más de 120 compuestos químicos y mezclas entre 1987 y 1998.

Las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1987) se basaron en evidencias de la bibliografía sobre epidemiología y toxicología publicada en Europa y en Norteamérica. No se consideraron los efectos a la exposición a las diferentes concentraciones ambientales en los países en desarrollo ni las condiciones distintas de estos países. Sin embargo, las guías se usaron intensivamente en todo el mundo. En vista de que las condiciones de los países en desarrollo son diferentes, la aplicación literal de las guías europeas podía inducir a errores. Algunos factores como la temperatura, la humedad, la altitud, las concentraciones de fondo y el estado nutricional podrían influir en los resultados de salud de la población expuesta a la contaminación del aire. Para que las Guías de Calidad del Aire para Europa se pudieran aplicar globalmente, se convocó a un grupo de trabajo a una reunión en la sede de la OMS del 2 al 5 de diciembre de 1997. Esta reunión permitió elaborar esta versión de las Guías para la Calidad del Aire, aplicable a escala mundial.

El objetivo de las Guías para la Calidad del Aire de la OMS es asistir a los países en la formulación de sus propias guías nacionales de calidad del aire. Las guías son tecnológicamente factibles y consideran las características socioeconómicas y culturales de los países. Proporcionan una base para proteger la salud pública de los efectos adversos de la contaminación del aire y para eliminar o minimizar los contaminantes que pueden perjudicar la salud humana. Por consiguiente, en esta publicación también se abordan los instrumentos de gestión de calidad del aire.

2. Factores que afectan la concentración de los contaminantes del aire

La concentración local de los contaminantes del aire depende de la magnitud de las fuentes y de la eficiencia de su dispersión. Las variaciones diarias en las concentraciones están más afectadas por las condiciones meteorológicas que por los cambios en la magnitud de las fuentes. El viento es un elemento clave en la dispersión de los contaminantes del aire: para fuentes ubicadas en el nivel del suelo, la concentración de los contaminantes tiene una relación inversa

con la velocidad del viento. La turbulencia también es importante: un espacio accidentado, como el que presenta un conglomerado de edificios, tiende a incrementar la turbulencia y la dispersión de los contaminantes.

3. *Exposición a los contaminantes del aire*

La exposición diaria total de un individuo a la contaminación del aire equivale a la suma de los contactos independientes que tiene con el aire contaminado cuando pasa a través de diferentes ambientes (también llamados *microambientes*) a lo largo del día, como el hogar, el trayecto de la casa al trabajo, la calle, etcétera. La exposición en cada uno de estos ambientes se puede estimar como el producto de la concentración del contaminante en cuestión y el tiempo que el individuo ha permanecido en tal ambiente.

Existen muchos factores que pueden explicar las sustanciales diferencias entre las concentraciones de contaminantes medidas en sitios centralizados y aquellas medidas en las zonas respiratorias de los habitantes de la comunidad. Muchos de esos factores se pueden expresar a través de modelos que se han usado para estimar la distribución de las dosis asociadas con las concentraciones del aire ambiental.

4. *Importancia de la contaminación del aire para la salud*

A finales de los ochenta y en los noventa surgió una nueva base de datos de estudios epidemiológicos. Esta base de datos de estudios de series temporales se desarrolló primero en Estados Unidos y posteriormente en Europa y otras áreas. En esencia, el enfoque de las series temporales toma el día como la unidad de análisis y relaciona la ocurrencia diaria de eventos, como defunciones y admisiones hospitalarias, con la concentración promedio diaria de los contaminantes. Sin embargo, también considera cuidadosamente los factores de confusión como la estación, la temperatura y el día de la semana. Se han aplicado técnicas estadísticas poderosas y se han generado coeficientes que relacionan las concentraciones promedio diarias de los contaminantes con sus efectos. Se han demostrado asociaciones entre las concentraciones promedio diarias de las partículas, el O_3 , el SO_2 , la acidez transportada por el aire, el NO_2 y el CO. Si bien las asociaciones para cada uno de esos contaminantes no fueron significativas en todos los estudios, si se toma la evidencia en su totalidad, la consistencia de los resultados es sorprendente. Para las partículas y el O_3 , muchos han coincidido en que los estudios no indican un efecto umbral.

5. *Concentración de los contaminantes del aire y factores que afectan la sensibilidad*

La concentración de los contaminantes clásicos del aire en exteriores en Europa y Estados Unidos se ha tratado detalladamente en las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1990a). En los países en desarrollo, los niveles de concentración de la contaminación en exteriores son 10 veces mayores, según el Sistema de Información sobre Gestión de la Calidad del Aire (AMIS, por sus siglas en inglés), que es la principal fuente de información al respecto sobre países en desarrollo.

Los contaminantes del aire en interiores generalmente se diferencian de los del aire en exteriores por el tipo y nivel de concentración. Los contaminantes en interiores incluyen el humo de tabaco en el ambiente, las partículas biológicas y no biológicas, los compuestos orgánicos volátiles, los óxidos de nitrógeno, el plomo, el radón, el monóxido de carbono, el asbesto, productos químicos sintéticos y otros. El deterioro de la calidad del aire en interiores ha sido asociado con una variedad de efectos sobre la salud, desde malestar e irritación hasta enfermedades crónicas y cáncer.

En una escala global, casi la mitad de los hogares del mundo emplean diariamente combustibles de biomasa como fuente de energía para la cocina o la calefacción. El humo de la biomasa contiene cantidades significativas de contaminantes importantes: CO, material particulado, HC y, en menor grado, NO_x. Sin embargo, también contiene muchos compuestos orgánicos, incluidos los HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos), sospechosos de ser tóxicos, carcinógenos, mutágenos o perjudiciales de alguna otra manera. En la China, la quema de carbón es una fuente importante de contaminación del aire en interiores y su humo contiene todos esos contaminantes y otros adicionales, como los óxidos de azufre y metales pesados como el plomo.

Una proporción desconocida pero significativa de quema de combustibles de biomasa se produce en condiciones de poca ventilación en las viviendas. Por consiguiente, parte de las concentraciones más altas de material particulado y otros contaminantes se encuentran en ambientes interiores de zonas rurales de los países en desarrollo. Debido a las altas concentraciones de contaminantes y a la gran cantidad de poblaciones expuestas, la exposición humana total a muchos contaminantes del aire de importancia puede ser mucho mayor en las viviendas de los pobres en los países en desarrollo que en los exteriores de las ciudades en el mundo desarrollado.

La altitud, la temperatura y la humedad varían significativamente en todo el mundo. A mayor altitud, la presión parcial de oxígeno disminuye y, en compensación, la inhalación aumenta. En el caso de las partículas transmitidas por el aire, los mayores volúmenes de inhalación darán lugar a la ingesta de un mayor número de ellas. Por otro lado, en el caso de los contaminantes gaseosos, no se espera ningún aumento en los efectos respecto a aquellos esperados en el nivel del mar. La temperatura tiene un efecto importante en la salud, mientras que la humedad probablemente no causa un efecto significativo en la toxicidad de los contaminantes gaseosos.

La distribución de la población por grupos de edad varía notablemente de un país a otro. Las personas mayores tienden a ser más susceptibles a la contaminación del aire. Los niños muy pequeños también pueden estar en gran riesgo. Las personas con un bajo nivel de vida sufren deficiencias de nutrición, enfermedades infecciosas debido a condiciones insalubres de saneamiento y hacinamiento, además de tener un nivel insuficiente de atención médica. Cada uno de esos factores puede aumentar la susceptibilidad de los individuos a los efectos de la contaminación del aire. Las enfermedades que causan la estrechez de las vías respiratorias, una reducción en el área de la superficie de intercambio de gases del pulmón y una mayor alteración de la razón inhalación-perfusión pueden hacer al individuo más susceptible a los efectos de diversos contaminantes del aire.

6. *Papel de las guías y las normas*

El propósito de estas guías es ofrecer un fundamento para proteger la salud pública de los efectos adversos de la contaminación del aire y para eliminar o minimizar aquellos contaminantes que son, o se sospecha que pueden ser, peligrosos para la salud y el bienestar humano. Estas guías deben brindar información básica a las naciones que están estableciendo sus normas de calidad del aire, aunque su utilidad no se limite a ello. Las guías no están concebidas como normas. Al transitar de las guías a las normas, se deben considerar los niveles prevalentes de exposición y las condiciones ambientales, sociales, económicas y culturales de cada nación o región. En ciertas circunstancias, puede haber razones válidas para llevar a cabo políticas que resulten en valores de normas por encima o por debajo de los valores guía.

En la versión actualizada de las Guías de Calidad del Aire para Europa, se adoptó un enfoque similar al de 1987. No obstante, la ingesta tolerable total se calculó primero para contaminantes provenientes de múltiples medios y luego se dividió entre las diferentes rutas de exposición. El término *factor de protección*, usado en las guías de 1987, se dejó de lado. En cambio, se empezó a usar el término *factores de incertidumbre* para dar cuenta de la extrapolación de los animales a los seres humanos (aunque también se calcularon concentraciones equivalentes para el ser humano) y la variabilidad individual. Cuando se contó con información acerca de las diferencias farmacocinéticas entre las especies y en el interior de ellas, se emplearon factores de incertidumbre derivados a partir de datos. En los casos necesarios, se aplicaron factores de incertidumbre adicionales para representar la naturaleza y gravedad de los efectos observados y para la adecuación de las bases de datos. Para la mayoría de compuestos considerados, se proporcionó información sobre la relación dosis-respuesta y exposición a fin de brindar a los encargados de la formulación de las políticas guías claras sobre el posible impacto del contaminante en los diferentes niveles de exposición y para lograr un proceso de toma de decisiones basado en información. Para algunos compuestos, como el platino, se consideró innecesario un valor guía, ya que la exposición a este contaminante a través del aire había estado muy por debajo del nivel mínimo en el que se observaron efectos. Para otros compuestos —por ejemplo, MP_{10} — no se pudo encontrar ningún efecto umbral y, por lo tanto, no se pudo derivar ningún valor guía. En cambio, se brindó información sobre la exposición-efecto de diversos contaminantes y se enfatizaron sus consecuencias en la salud pública.

En el proceso de actualización de las guías para los carcinógenos, se adoptó un enfoque más flexible que el de 1987. Como un enfoque predeterminado, se realizó una extrapolación del riesgo con dosis baja para los grupos 1 (carcinógeno humano comprobado) del IARC (por las siglas en inglés de la International Agency on Research of Cancer) y 2A (carcinógeno humano probable, evidencia limitada) y se aplicó un factor de incertidumbre para los grupos 2B (posible carcinógeno humano, evidencia insuficiente) y 3 (sustancias químicas no clasificadas). Sin embargo, el mecanismo de acción del carcinógeno fue el factor determinante del método de evaluación. En consecuencia, se decidió que los compuestos clasificados en los grupos 1 ó 2A se podrían evaluar con factores de incertidumbre si existiera evidencia de un mecanismo no umbral de carcinogenicidad. En cambio, los compuestos clasificados en el grupo 2B se podrían evaluar por métodos de extrapolación con dosis baja, si se comprobara la existencia de un mecanismo no umbral de carcinogenicidad en animales. También se procedió con flexibilidad en la elección del modelo de extrapolación, de acuerdo con los datos disponibles (incluidos los

datos para el modelo de PBPK). Como enfoque predeterminado, se usó el modelo linearizado de múltiples etapas. Además de proporcionar estimados de la unidad de riesgo en casos de extrapolación de riesgos con dosis baja, se calcularon niveles asociados con riesgo excesivo de cáncer de 1: 10.000, 1: 100.000 y 1: 1.000.000.

7. Relaciones de exposición-respuesta

Estas guías dan cierto énfasis a los datos epidemiológicos. Algunas veces, los estudios epidemiológicos son preferibles a estudios de exposición controlada porque ellos brindan información sobre la respuesta en la población y sobre los efectos de la exposición real a los contaminantes y sus mezclas. No obstante, cuando se formulan las guías, los resultados de los estudios epidemiológicos son más difíciles de aprovechar que los estudios de exposición controlada.

Para definir las relaciones de exposición-respuesta incluidas en las guías revisadas, se supuso una linearidad tanto para el material particulado como para el O_3 . La extrapolación más allá de los datos disponibles es peligrosa, ya que la evidencia sugiere que la relación exposición-respuesta puede volverse menos pronunciada a medida que se incrementan los niveles de material particulado. En el caso del O_3 , la relación en concentraciones bajas puede ser cóncava hacia arriba. Estos son puntos importantes que se deben considerar si las guías se van a usar en países con niveles de contaminación diferentes del rango que cubren las guías.

8. De las guías a las normas

Una norma de calidad del aire describe un nivel de calidad del aire adoptado como obligatorio por una autoridad reguladora. En términos más simples, se podría definir en función de una o más concentraciones y periodos de exposición promedio. Se debe incorporar información adicional sobre la forma de exposición (por ejemplo, en exteriores); sobre la vigilancia, que es importante para evaluar el cumplimiento de la norma; y sobre los métodos de análisis de datos, aseguramiento y control de la calidad. Otros factores que deben considerarse al establecer una norma de calidad del aire incluyen la naturaleza de los efectos de la contaminación, la probabilidad de que generen efectos adversos sobre la salud y la posible existencia de poblaciones especiales en riesgo.

La elaboración de las normas de calidad del aire es solo parte de una estrategia adecuada de manejo de la calidad del aire. También son necesarias la legislación, la identificación de las autoridades responsables de hacer cumplir las normas de emisión y las sanciones por exceder estas normas. Las normas de emisión pueden desempeñar un papel importante en la estrategia de gestión, principalmente si la multa por infracción se usa como mecanismo para reducir la contaminación. Esto puede ser importante tanto en el nivel nacional como local. Las normas de calidad del aire también son relevantes para informar al público sobre este campo. En este sentido, pueden ser un arma de doble filo, porque el público normalmente supone que una vez que se excede una norma, se producirán efectos adversos para la salud, lo cual no siempre es el caso.

La transferencia de las relaciones de dosis-respuesta a otras partes del mundo, especialmente para el caso del material particulado, se debe realizar con cuidado debido a diferentes razones. Entre ellas, se mencionan las siguientes:

1. La composición química de las partículas;
2. el rango de la concentración;
3. la respuesta de la población;
4. las limitaciones de las relaciones establecidas.

9. *Análisis de costo-beneficio y otros factores*

El análisis de costo-beneficio es una manera de medir formalmente los costos de la reducción de la contaminación del aire contra los beneficios producidos. La idea es que las emisiones contaminantes se reduzcan hasta que los costos asociados y los beneficios sean iguales. Si bien el costo de las medidas de reducción de la contaminación puede ser relativamente fácil de cuantificar, este puede no ser el caso cuando se emplean medidas no técnicas. En cualquier caso, es probable que sea más difícil asignar valores monetarios a los beneficios obtenidos. Algunos aspectos de la disminución de la morbilidad, como el menor uso de centros hospitalarios y medicamentos, son comparativamente fáciles de medir; otros, como la reducción del número de muertes prematuras y la disminución de síntomas, no lo son. Se ha sugerido la aplicación de valores monetarios basados en la voluntad de pagar, lo que ha sido aceptado por muchos economistas de la salud. Este enfoque se prefiere al basado solo en índices como las pérdidas de producción y de los ingresos y los gastos hospitalarios.

Al establecer normas nacionales de calidad del aire, además de los factores monetarios, también es importante evaluar la capacidad técnica del país para alcanzar y mantener la calidad del aire estipulada en las normas, las implicaciones sociales de adoptar ciertas normas para asegurar la equidad de los costos y beneficios entre la población y los costos y beneficios ambientales.

10. *Guías basadas en la salud*

En las guías para la calidad del aire basadas en la salud, se describen brevemente los contaminantes clave del aire, también denominados “clásicos” (SO₂, NO₂, CO, O₃, MPS y plomo), en relación con la evaluación de riesgos para la salud y los valores guía recomendados. Se da particular énfasis al material particulado en suspensión con diámetro inferior de 10 *mm* (MP₁₀) y de 2,5 *mm* (MP_{2,5}). Las guías se presentan en los cuadros 3.1 a 3.5 y en las figuras 3.1 a 3.9 del capítulo 3. La información disponible para otros contaminantes del aire (incluidos carcinógenos y no carcinógenos) también se resume y se presenta en cuadros sinópticos.

11. *Contaminantes clásicos del aire. Aplicación mundial de las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS)*

Al formular las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS), se adoptaron algunos supuestos para ciertos compuestos que podrían no ser aplicables en algunas zonas del mundo. Por ejemplo, la importancia de las diferentes rutas de exposición puede variar de un país a otro. Se

debe entender que si tales factores se tomaran en cuenta, se podrían derivar diferentes guías. Se ha proporcionado una evaluación de riesgo unitario para varios contaminantes. Estas evaluaciones también dependen de la importancia relativa de las diferentes rutas de exposición.

Es importante que antes de establecer las normas locales, las autoridades normativas evalúen si las circunstancias de sus jurisdicciones se ajustan a los lineamientos de las Guías para la Calidad de Aire o ponen en cuestión su validez.

12. *Calidad del aire en interiores*

Los espacios interiores son microambientes importantes al abordar los riesgos de la contaminación del aire. La mayor parte de la exposición diaria de una persona a muchos de los contaminantes del aire proviene de la inhalación en interiores, tanto por la cantidad de tiempo que se pasa en estos ambientes como por los mayores niveles de contaminación que hay en ellos. La calidad del aire en interiores depende de varios factores. En un esfuerzo por conservar la energía, el diseño de los edificios modernos ha favorecido estructuras con menores tasas de ventilación. En contraste, en algunos lugares del mundo solo se usa ventilación natural, mientras que en otros es más común la ventilación mecánica. Mientras que en los países desarrollados, la mayoría de problemas se debe a las bajas tasas de ventilación en los edificios y a la presencia de productos y materiales que emiten una gran variedad de compuestos, en las naciones menos desarrolladas se afrontan problemas relacionados con los contaminantes generados por actividades humanas, principalmente por procesos de combustión.

Si se consideran de manera exclusiva los efectos de salud de la contaminación del aire, no importa si el contaminante se inhala en exteriores o en interiores. Sin embargo, existen diferencias importantes en la composición de los contaminantes en interiores y exteriores. Las emisiones generadas por el tráfico son un ejemplo de contaminación en exteriores. En interiores, las fuentes de contaminación incluyen el humo del tabaco y los productos de la combustión de biomasa. Al elaborar las Guías para la Calidad del Aire no se han considerado todas esas composiciones y es probable que no sean aplicables en todas las circunstancias. Por lo tanto, es necesario tener mucho cuidado para evitar malas interpretaciones.

13. *Monitoreo y evaluación de la calidad del aire*

Las tres herramientas principales para evaluar la calidad del aire son: i) monitoreo del ambiente; ii) modelos y iii) inventario o medición de emisiones.

La finalidad última del monitoreo no es simplemente recopilar datos sino proporcionar la información necesaria para que los científicos, los encargados de formular políticas y los planificadores tomen decisiones fundamentadas sobre la gestión y mejoramiento del ambiente. El monitoreo cumple un papel central en este proceso, ya que brinda la base científica necesaria para el desarrollo de políticas y estrategias, el establecimiento de objetivos y la medición del cumplimiento de las metas y medidas coercitivas. No obstante, debe reconocerse que el monitoreo tiene limitaciones. Ningún programa de monitoreo, aunque esté bien fundamentado y diseñado, puede aspirar a cuantificar de manera integral los patrones de contaminación del aire en el

espacio y en el tiempo. En muchas circunstancias, las mediciones por sí solas pueden ser insuficientes o impracticables para definir cabalmente la exposición de la población en una ciudad o país. Por ello, el monitoreo a menudo debe usarse conjuntamente con otras técnicas objetivas de evaluación, incluidas la elaboración de los modelos, la medición y la elaboración de inventarios de emisiones, la interpolación y elaboración de mapas. En el mejor de los casos, el monitoreo proporciona una figura incompleta, aunque útil, de la calidad actual del ambiente.

Del mismo modo, tampoco se puede confiar únicamente en la elaboración de modelos de simulación. Si bien estos pueden ser una herramienta poderosa para la interpolación, la predicción y la optimización de las estrategias de control, la posibilidad de usarlos efectivamente depende de la disponibilidad de datos de monitoreo reales y validados de forma apropiada. Además, es importante que los modelos usados sean apropiados para las condiciones, las fuentes y la topografía locales, y que sean compatibles con las bases de datos disponibles sobre las emisiones y la meteorología. Muchos modelos dependen de la disponibilidad de datos de emisiones confiables.

Un inventario completo de emisiones para una ciudad o país puede requerir emisiones de fuentes puntuales, de área y móviles. En algunos casos, se debe considerar si es necesario evaluar los contaminantes transportados al área en estudio. Los inventarios generalmente serán estimados con factores de emisión apropiados para los diferentes tipos de fuentes (verificados a través de la medición) y se usarán en conjunción con estadísticas de datos sustitutos como la densidad demográfica, el uso de combustibles, los kilómetros recorridos por los vehículos y la producción industrial. La medición de las emisiones generalmente estará disponible solo para fuentes puntuales grandes de tipo industrial o para tipos representativos de vehículos bajo condiciones estandarizadas de manejo.

Las tres herramientas de evaluación son interdependientes en alcance y aplicación. Por lo tanto, el monitoreo, la elaboración de modelos de simulación y la evaluación de las emisiones deben ser concebidos como componentes interrelacionados en todo enfoque integral para estudiar la exposición o determinar el cumplimiento de los criterios de calidad del aire.

14. Gestión de la calidad del aire en exteriores

La gestión de la contaminación del aire en todas sus formas se basa en algunos principios básicos que, a su vez, guían las políticas nacionales e internacionales. Una iniciativa global de gran importancia se concretó en 1983, cuando la Asamblea General de las Naciones Unidas estableció la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, encabezada por Gro Harlem Brundtland. El informe elaborado por esta Comisión, *Nuestro futuro común*, fue presentado por la Asamblea General de las Naciones Unidas en 1987 y respaldado por ella. Este documento ha ejercido influencia para introducir las preocupaciones ambientales en la agenda política mundial y ha establecido conceptos de incidencia en la gestión de la calidad del aire.

La Comisión Brundtland indicó que para satisfacer las aspiraciones legítimas de la población mundial sin destruir el ambiente, se requiere un desarrollo sostenible. Definió el *desarrollo sostenible* como aquel desarrollo que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin

comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades. Este concepto ha sido adoptado como un medio conveniente para integrar la política ambiental y el desarrollo económico.

En seguimiento de la Comisión Brundtland, se celebró en Río de Janeiro, en 1992, la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo. El objetivo fue establecer los cimientos prácticos para el desarrollo sostenible. La Agenda 21 y la Declaración de Río fueron los resultados más palpables de esa conferencia. La Agenda 21 es un documento sobre desarrollo sostenible que no tiene carácter vinculante para los países, pero su implementación nacional es revisada por la Comisión de Desarrollo Sostenible y la Asamblea General de las Naciones Unidas. La Agenda 21 apoya varios principios de gestión ambiental sobre los cuales se basan las políticas gubernamentales, incluida la gestión de la calidad del aire.

Estos principios incluyen los siguientes:

El principio precautorio. Según este principio, cuando exista una posibilidad clara de que se produzcan consecuencias ambientales perjudiciales, se deben tomar medidas para proteger el ambiente sin esperar pruebas científicas concluyentes que sustenten dicho daño.

“El que contamina paga”. Según este principio, la organización responsable de la fuente de contaminación debe cubrir los costos totales relacionados con esta (incluidos el monitoreo, la gestión, la limpieza y la supervisión).

Además, muchos países han adoptado el principio de **prevención de la contaminación**, cuyo objetivo es reducir la contaminación en la fuente.

La responsabilidad de los gobiernos nacionales de presentar informes internacionales sobre la situación ambiental de los países ha permitido un mayor intercambio de información sobre la calidad del aire en todo el mundo.

El fundamento para la gestión de la calidad de aire es el marco que la política gubernamental ofrece. Sin un marco de política apropiado ni una legislación adecuada, es difícil mantener un programa activo y exitoso de gestión de la calidad del aire. El marco de políticas abarca varias áreas, como el transporte, la energía, la planificación, el desarrollo y el ambiente. Los objetivos de calidad del aire se pueden lograr más fácilmente cuando tales políticas están interconectadas y son compatibles y cuando los diferentes sectores del gobierno disponen de mecanismos para coordinar las respuestas a los problemas. En muchos países desarrollados, se han adoptado medidas para integrar las políticas de calidad del aire con las áreas de salud, energía y transporte, entre otras.

La meta de la gestión de la calidad del aire generalmente se formula así: mantener dicha calidad en un estado tal que se protejan la salud y el bienestar humano. Esa meta reconoce que la calidad del aire debe permanecer en niveles que protejan la salud humana, pero también a los animales, plantas (cultivos, bosques y vegetación natural), ecosistemas, materiales y calidad estética, incluidos los niveles naturales de visibilidad. Para lograr una meta de calidad del aire, es necesario desarrollar políticas y estrategias.

15. Gestión de la calidad del aire en interiores

Una gran parte de los seres humanos pasan la mayor parte de su tiempo en interiores, donde pueden estar expuestos a una deficiente calidad del aire. La contaminación y el deterioro del aire en interiores causan enfermedades, incrementan la mortalidad, disminuyen la productividad y tienen serias consecuencias económicas y sociales. Los efectos sobre la salud pueden incluir la elevación de las tasas de cáncer, enfermedades pulmonares, alergia y asma, así como condiciones mortales como el envenenamiento con monóxido de carbono y la enfermedad de los legionarios (véase la sección 4.1). Los costos médicos y sociales asociados con estas enfermedades y la reducción consiguiente de la productividad humana conducen a pérdidas económicas asombrosas.

Los problemas de la calidad del aire en interiores afectan a todos los tipos de construcciones, incluidas las viviendas, escuelas, oficinas, centros de salud y otros edificios públicos y comerciales. Los problemas del aire en interiores se pueden reducir a través de una mejor planificación urbana, diseño, operación y mantenimiento de edificios y el uso de materiales y equipos menos contaminantes en las construcciones.

Este documento considera la gestión de la calidad del aire en interiores en países desarrollados y en algunos países en desarrollo. Se hace hincapié en lo importantes y generalizados que son los problemas de calidad del aire en interiores asociados con el uso de la biomasa como combustible en los países en desarrollo.

16. Establecimiento de prioridades en la gestión de la calidad del aire

Es importante brindar orientación a los países sobre cómo establecer prioridades para lograr un manejo racional de la calidad del aire. Las prioridades serán distintas en cada país, que las definirá de acuerdo con sus objetivos de política, necesidades y capacidades. El establecimiento de prioridades en la gestión de la calidad del aire se refiere a la jerarquización de los riesgos de salud que se quieren evitar y a la priorización de los contaminantes asociados, así como a la concentración en las fuentes más importantes de contaminación. Desde un punto de vista conceptual, la priorización de los riesgos de salud es sencilla. Se dará mayor prioridad a aquellos compuestos que implican una “alta” toxicidad y una “alta” exposición de la población. En contraste, se asignará una prioridad menor a los compuestos de “baja” toxicidad y “baja” exposición. Los riesgos prioritarios “medianos” se refieren a compuestos de “baja” toxicidad y “alta” exposición o viceversa.

Se deberá contar con un marco político, normativo y administrativo para garantizar la preparación sistemática y transparente de normas de calidad del aire y para asegurar una base para la toma de decisiones sobre las medidas destinadas a aminorar los riesgos y sobre las estrategias de reducción de los contaminantes. En ese marco, se deberán incluir los siguientes aspectos:

- Consideraciones legales.
- El potencial de la contaminación del aire para causar efectos adversos en la salud, considerando las poblaciones en riesgo.

- Las relaciones de exposición-respuesta de los contaminantes, las mezclas de contaminantes y la exposición real responsable de los riesgos para el ambiente o la salud.
- La aceptabilidad del riesgo.
- El análisis de costo-beneficio.
- La contribución de los diferentes actores en la formulación de las normas.

17. *Cómo hacer cumplir las normas de calidad del aire: planes de aire limpio*

El objetivo de esta etapa es evaluar la necesidad de efectuar acciones de control en las fuentes de emisión para alcanzar el cumplimiento de las normas. Los instrumentos para lograr esta meta son los planes de acción de aire limpio. Los perfiles de esos planes se deben definir en las políticas y estrategias normativas. Durante los años setenta y ochenta se elaboraron planes de acción de aire limpio en varios países desarrollados. La contaminación del aire se caracterizó tomando en cuenta una multitud de fuentes y varios tipos de contaminantes del aire. En consecuencia, fue sumamente difícil evaluar los riesgos de salud pública asociados con una fuente única o incluso con un grupo de fuentes. Por ende, teniendo en cuenta el principio “El que contamina paga” (véase el capítulo 6), se desarrollaron herramientas complejas para evaluar las fuentes (por ejemplo, la concentración de los contaminantes, los efectos sobre la salud y el ambiente y medidas de control) y para establecer una relación causal entre las emisiones, la contaminación del aire y las medidas de control necesarias. Un típico plan de acción de aire limpio incluye:

- la descripción del área;
- un inventario de emisiones;
- un inventario de las concentraciones de los contaminantes del aire;
- una comparación de las emisiones con las normas o guías sobre la calidad del aire;
- un inventario de los efectos sobre la salud pública y el ambiente;
- un análisis causal de los efectos y su atribución a fuentes individuales;
- las medidas de control y sus costos;
- transporte y planificación del uso del suelo;
- procedimientos para hacer cumplir las normas;
- asignación de recursos, y
- proyecciones futuras.

En países en desarrollo, la situación de la contaminación del aire a menudo se caracteriza por una multitud de fuentes de pocos tipos o incluso por pocas fuentes. La experiencia adquirida en los países desarrollados permite deducir fácilmente la acción de control que se debe implementar. Por ende, en los casos donde haya pocos datos de monitoreo disponibles, será suficiente un menor monitoreo, y los modelos de dispersión permitirán simular distribuciones espaciales de las concentraciones. En las ciudades de los países en desarrollo, o países en transición, se deberán desarrollar planes de acción muy simplificados. Las principales fuentes de emisiones en muchas ciudades del mundo en desarrollo son los vehículos viejos y las fuentes industriales como centrales eléctricas, ladrilleras, fábricas de cemento y algunas pocas más. Su contribución relativa a la contaminación del aire se podría determinar mediante inventarios rápidos de

emisiones. Los factores de emisión usados en estos inventarios están publicados y se ha desarrollado un programa de computación para estimar las emisiones y las concentraciones en el aire de exteriores y para evaluar el impacto de las posibles medidas de control. El programa también permite hacer proyecciones sobre los escenarios futuros.

1. Introducción

La contaminación del aire es un problema de salud ambiental que afecta a los países desarrollados y en desarrollo de todo el mundo. A escala mundial, cada vez se emiten mayores cantidades de gases y partículas potencialmente nocivos, lo que daña la salud humana, el ambiente y los recursos necesarios para lograr un desarrollo sostenible en el planeta.

Las fuentes de contaminación del aire que se derivan de actividades humanas forman tres grandes tipos:

- Fuentes estacionarias. Estas se pueden subdividir en:
 - * Fuentes de zonas rurales, como la producción agrícola, la minería y la extracción de minerales.
 - * Fuentes industriales puntuales y del área, como la elaboración de productos químicos, productos minerales no metálicos, industrias metálicas básicas y generación de energía.
 - * Fuentes comunitarias, como la calefacción de viviendas y edificios, incineradores de residuos urbanos y de lodos provenientes de aguas residuales, chimeneas, cocinas y servicios de lavandería.
- Fuentes móviles. Están compuestas por cualquier tipo de vehículos de combustión a motor, como vehículos ligeros con motor de gasolina, vehículos ligeros y pesados con motor de diesel, motocicletas, aviones, incluidas fuentes lineales como las emisiones del tránsito vehicular.
- Fuentes de interiores. Incluyen: consumo de tabaco, fuentes biológicas (como polen, ácaros, moho, insectos, microorganismos, alérgenos de mascotas, etcétera), emisiones de la combustión, emisiones de materiales o sustancias usadas en interiores como compuestos orgánicos volátiles, plomo, radón, asbesto, productos químicos sintéticos, etcétera.

Además, también existen fuentes naturales de contaminación, como las áreas erosionadas, los volcanes, algunas plantas que liberan grandes cantidades de polen, fuentes de bacterias, esporas, virus, etcétera. En este documento no se abordan estas fuentes naturales físicas y biológicas de contaminación.

En los últimos años se ha hecho evidente que la contaminación de interiores causada por el uso de fuego abierto para la cocina y la calefacción puede ser un grave problema en los países en desarrollo. Se estima que aproximadamente 2.800.000 personas mueren anualmente debido a la exposición a concentraciones altas de partículas en suspensión en interiores y la mortalidad en exceso generada anualmente por la exposición a partículas en suspensión y al dióxido de azufre en el aire ambiental se acerca a 500.000 personas (Murray y López, 1996; Schwela, 1996a; OMS, 1997a). Si bien la base de datos sobre el aire en interiores es débil debido a la escasez de resultados de monitoreo, estos estimados indican que en los países en desarrollo puede haber un grave problema de aire en interiores.

Los contaminantes del aire generalmente se clasifican en partículas en suspensión (polvos, gases, neblinas y humos), contaminantes gaseosos (gases y vapores) y olores.

Material particulado (MPS). Las partículas suspendidas en el aire incluyen partículas totales en suspensión (PTS), MP_{10} (MPS con diámetro aerodinámico mediano menor de $10 \mu\text{m}$), $MP_{2.5}$ (MPS con diámetro aerodinámico mediano inferior a $2,5 \mu\text{m}$), partículas finas y ultrafinas, escape de diesel, ceniza del carbón, polvos minerales (por ejemplo, carbón, asbesto, piedra caliza, cemento), polvos metálicos y humos (por ejemplo, cinc, cobre, hierro, plomo), neblinas ácidas (por ejemplo, ácido sulfúrico), partículas de fluoruro, pigmentos de pintura, partículas de plaguicidas, carbón negro, humo de petróleo, etcétera. Los contaminantes de las partículas suspendidas provocan enfermedades respiratorias y pueden causar cáncer, corrosión, destrucción de la vida vegetal, etcétera. También pueden generar molestias (por ejemplo, acumulación de suciedad), interferir con la luz solar (por ejemplo, difusión de la luz por smog y neblina) y actuar como superficies catalíticas para la reacción de productos químicos adsorbidos.

Contaminantes gaseosos. Los contaminantes gaseosos incluyen compuestos de azufre (por ejemplo, dióxido de azufre [SO_2] y trióxido de azufre [SO_3]), monóxido de carbono [CO], compuestos de nitrógeno (por ejemplo, óxido nítrico [NO], dióxido de nitrógeno [NO_2], amoníaco [NH_3]), compuestos orgánicos (por ejemplo, hidrocarburos [HC], compuestos orgánicos volátiles [COV], hidrocarburos aromáticos policíclicos [HAP], derivados halogénicos, aldehídos, etcétera), compuestos halogénicos (HF y HCl) y sustancias olorosas.

Los contaminantes secundarios se pueden formar a través de reacciones térmicas, químicas o fotoquímicas. Por ejemplo, por la acción térmica, el SO_2 se puede oxidar a SO_3 , el cual, disuelto en agua, da lugar a la formación de la neblina ácida sulfúrica (catalizada por manganeso y óxidos de hierro). Las reacciones fotoquímicas entre el NO_x y los hidrocarburos reactivos pueden generar ozono (O_3), formaldehído (HCHO) y peroxi-acetil-nitrato (PAN) y las reacciones entre HCl y HCHO pueden formar éter diclorometílico.

Olores. Si bien se sabe que algunos olores son provocados por agentes químicos específicos, como el sulfuro de hidrógeno (H_2S), el disulfuro de carbono (CS_2) y los mercaptanos (R-SH , R_1S R_2), otros son difíciles de definir químicamente.

Un inventario de concentraciones contaminantes del aire resume los resultados del monitoreo de estos contaminantes. Los datos se expresan en función de los promedios anuales, percentiles y tendencias de los parámetros medidos. En la mayoría de los países desarrollados, los compuestos medidos para tal inventario incluyen SO_2 , óxidos de nitrógeno (NO_x), MPS, CO , O_3 , metales pesados, HAP y COV . En los países en desarrollo generalmente se monitorean los compuestos “clásicos”: SO_2 , NO_x , MPS, CO , O_3 y plomo.

Las tendencias en la exposición a la contaminación del aire generalmente se muestran como medias anuales aritméticas o geométricas y como mediciones estadísticas de exposición en el corto plazo; por ejemplo, percentiles altos o valores máximos o segundos valores más altos de una muestra. La visión general sobre los compuestos “clásicos” considerada en esta publicación es que las concentraciones de SO_2 y de MPS están disminuyendo en los países desarrollados mientras que las concentraciones de NO_x y O_3 son constantes o están en aumento (PNUMA/OMS, 1992). En muchos países en transición y en desarrollo, las concentraciones de SO_2 y MPS están aumentando debido al incremento de la combustión, tal como lo están haciendo el NO_x y el O_3 provenientes de los vehículos motorizados y de las emisiones de COV generadas por fuentes industriales como precursores de O_3 .

Las Guías de Calidad del Aire de la OMS se publicaron inicialmente como *Guías de Calidad del Aire para Europa* en 1987 (OMS, 1987). Desde 1993, estas se han reformulado y actualizado a partir de una revisión de la bibliografía publicada desde 1987 (OMS, 1992a; OMS, 1994a; OMS, 1995a; OMS, 1995b; OMS, 1995c; OMS, 1996a; OMS, 1998a; OMS, 1999a). En el proceso de revisión, se consideraron los siguientes compuestos adicionales: 1,3 butadieno, humo de tabaco en el ambiente (HTA), fluoruro, fibras de vidrio hechas por el hombre y platino. En paralelo con la revisión de las Guías de Calidad del Aire para Europa, se ha seguido publicando la serie Criterios de Salud Ambiental del Programa Internacional de Seguridad Química y se han evaluado los riesgos de salud de más de 120 compuestos químicos y mezclas entre 1987 y 1998.

En el Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente/Contaminación del Aire (GEMS/Aire) de la OMS/PNUMA, que operó desde 1973 hasta 1995, se evaluaron las tendencias de la contaminación ambiental del aire (PNUMA/OMS, 1993). GEMS/Aire ha sido reemplazado por un nuevo programa bajo los auspicios del Programa de Ciudades Saludables de la OMS: el Sistema de Información sobre la Gestión del Aire (AMIS, por sus siglas en inglés). AMIS intenta ser una plataforma de información que recopila datos sobre todos los temas relacionados con la gestión de la calidad del aire de sus participantes y los distribuye entre ellos a través del centro de información de la OMS. A partir de esta iniciativa, se han desarrollado varias bases de datos (OMS, 1997b; OMS, 1998b). La base de datos principal de AMIS sobre las concentraciones de contaminantes en el ambiente contiene datos resumidos de más de 100 ciudades del mundo, que incluyen los promedios anuales, los percentiles y el número de días en que se excedieron las Guías de Calidad del Aire de la OMS. Una base de datos sobre las guías y normas de la calidad del aire contiene información de aproximadamente 60 países. Otra base de datos sobre las capacidades de gestión de la contaminación del aire incluye información de 70 ciudades. Una base de datos de los puntos focales de AMIS facilita la comunicación entre los participantes de AMIS en los diferentes países. Asimismo, se ha desarrollado una base de datos sobre las concentraciones de los contaminantes del aire en interiores y otra sobre ruidos, que estarán disponibles próximamente.

Las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1987) se basaron en evidencia de la bibliografía epidemiológica y toxicológica publicada en Europa y en Norteamérica. No se consideró la exposición a las concentraciones ambientales en los países en desarrollo ni las condiciones diferentes de estos países. Sin embargo, estas guías se usaron intensivamente en todo el mundo. En vista de que las condiciones en los países en desarrollo son diferentes, la aplicación literal de las guías europeas podría inducir a errores. Algunos factores como la temperatura, la humedad, la altitud, las concentraciones de fondo y el estado nutricional podían influir en los resultados de salud de la población expuesta a la contaminación del aire. Para que las *Guías de Calidad del Aire para Europa* de la OMS se pudieran aplicar globalmente, se convocó a un grupo de trabajo para una reunión en la sede de la OMS del 2 al 5 de diciembre de 1997. Esta reunión permitió elaborar esta versión de las *Guías para la Calidad del Aire*, aplicable a escala mundial.

El objetivo de las *Guías para la Calidad del Aire* de la OMS es asistir a los países en la formulación de sus propias guías nacionales de calidad del aire y de este modo contribuir a proteger la salud humana de la contaminación del aire. Las normas son tecnológicamente factibles y toman en cuenta las características socioeconómicas y culturales de los países.

Proporcionan una base para proteger la salud pública de los efectos adversos de la contaminación del aire y para eliminar o minimizar los contaminantes del aire que pueden perjudicar la salud humana. Por consiguiente, en esta publicación también se abordan los instrumentos de gestión de calidad del aire.

2. Calidad del aire y salud

2.1 Datos básicos

El aire puro está compuesto de oxígeno (21%) y nitrógeno (78%) y otros gases menos comunes, de los cuales el argón es el más abundante. La concentración de dióxido de carbono (CO₂) (0,03%) es menor que la del argón (0,93%). El vapor de agua también está presente, hasta 4% por volumen. Las plantas generan oxígeno como un subproducto de la fotosíntesis y la atmósfera actual de la Tierra se describe como oxidante, en comparación con la atmósfera reductora rica en hidrógeno que existía antes de que comenzara la vida. El aumento de oxígeno ha hecho que muchos organismos vivos desarrollen defensas antioxidantes.

La atmósfera contiene varios gases que, en concentraciones mayores que las normales, son venenosos para los seres humanos y animales y dañinos para las plantas. Estos incluyen el O₃, el SO₂, el NO₂, el CO y una amplia gama de COV. Algunos de estos gases son carcinógenos, como el benceno y el butadieno. Todos estos gases potencialmente tóxicos se denominan *contaminantes del aire*.

Además de los gases, la atmósfera contiene una gran variedad de partículas, sólidas y líquidas, cuyo tamaño varía desde unos cuantos nanómetros hasta 0,5 milímetros. Las partículas pequeñas (> 2,5 μm) permanecen en el aire por periodos largos y forman un aerosol moderadamente estable. Las partículas más grandes se pierden más rápidamente debido a que su peso hace que se sedimenten con velocidad mayor.

Esta publicación se centra en aquellos gases y partículas que han sido identificados como elementos que representan una amenaza para la salud. La amenaza relativa para la salud que representan los diferentes gases y partículas contaminantes depende de su concentración en tiempo y distancia, lo cual implica que los efectos de los contaminantes del aire sobre la salud pueden variar entre los países. En consecuencia, se requiere una vigilancia cuidadosa de las concentraciones de gases contaminantes, así como de la distribución de tamaños, niveles de concentración y composición química de las partículas antes de realizar un cálculo aceptable de los efectos. La situación se complica aún más debido a que algunas combinaciones de contaminantes actúan de manera aditiva y otras quizá de manera sinérgica.

2.1.1 Aspectos fisicoquímicos de la contaminación del aire y unidades usadas para describir las concentraciones de los contaminantes del aire

Para comparar las concentraciones de contaminantes del aire en diferentes países, se requiere un sistema consistente de unidades. Tanto para los gases como para las partículas, la OMS ha adoptado un sistema de masa por unidad de volumen, con concentraciones generalmente expresadas como $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Es importante especificar la temperatura ambiental y la presión atmosférica, ya que estas condiciones determinan el volumen de una masa de aire. Esto, además, es muy importante para considerar los contaminantes en una escala global.

El sistema alternativo, basado en la razón de mezcla del volumen, se aplica solo a gases. Por ejemplo, en este sistema la concentración de gas se expresa en partes por billón. Si se parte de

un comportamiento ideal de los gases, dicha concentración no depende de las condiciones de muestreo, ya que estas afectarán el aire que contiene el contaminante y el contaminante mismo en idéntica medida. Por lo tanto, un gas presente en una parte por millón ocupa un cm^3 por m^3 de aire contaminado; es decir, está presente como una molécula por 1×10^6 moléculas y ejerce una presión parcial de 1×10^{-6} atmósferas.

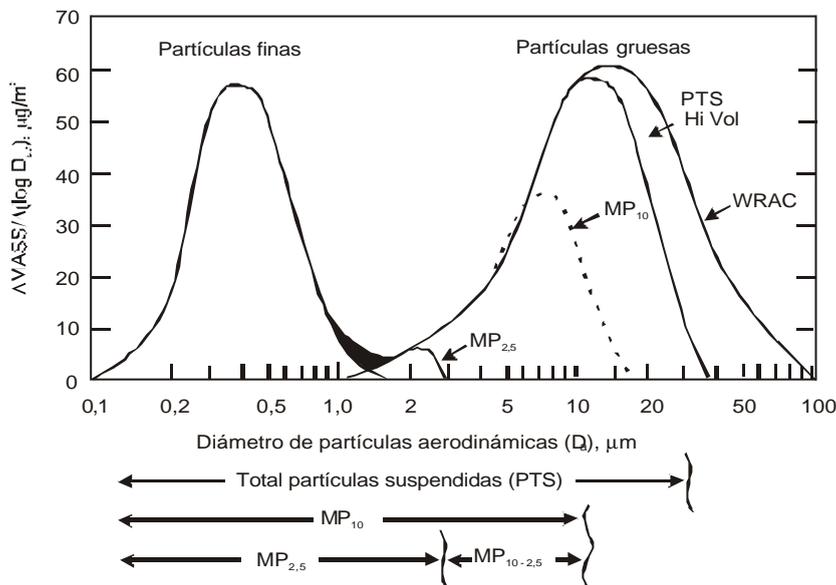
Los dos sistemas se pueden convertir entre sí bajo condiciones ideales: un mol de gas ocupa 22,4 litros a 273 °K y a 13 mb de presión (condición que se llama *temperatura y presión estándar de aire seco*; STPD, por sus siglas en inglés). La fórmula de conversión es:

$$\text{mg/m}^3 = \text{ppm} \times (\text{peso molecular/volumen molar})$$

$$\text{Volumen molar} = 22,4 \times T \times 1.013/273 \times P$$

T = temperatura absoluta (K)

P = presión atmosférica (mb)



Fuente: EPA (1996).

Gráfico 2.1. Ejemplo representativo de la distribución de masa de las partículas en el ambiente en función del diámetro de las partículas aerodinámicas. Un captador de partículas de alto volumen (WRAC) proporciona un estimado de la distribución total de las partículas gruesas. Las restricciones de ingreso del muestreador de alto volumen para las PTS, el muestreador de MP_{10} y el muestreador de $\text{MP}_{2,5}$ reducen la masa total que llega al filtro de muestreo.

Para las partículas, se usa el enfoque de masa por unidad de volumen. La sedimentación de partículas en el tracto respiratorio depende de las dimensiones de estas (OMS, 1979a). Por lo tanto, al describir la carga de la partícula en el aire, se deberá proporcionar información sobre la distribución del tamaño de la partícula, además de la información sobre la concentración de la masa. El gráfico 2.1 muestra una distribución representativa del tamaño de las partículas en áreas urbanas. También puede ser importante especificar el número de partículas presentes en cada uno de los rangos específicos de tamaño por unidad de volumen de aire.

Se ha observado que la distribución de los tamaños de las partículas de cada fuente sigue una distribución normal de logaritmos: por lo tanto, normalmente se calculan el diámetro de la media geométrica (o mediana) y la desviación geométrica estándar para especificar la distribución. Al definir el diámetro mediano de las partículas de un aerosol, se deberá especificar si este valor refleja el punto medio de la distribución de la masa o el número de partículas presentes. Por lo tanto, es necesario especificar la mediana del diámetro de acuerdo con la masa o de acuerdo con el número de partículas. Un ajuste adicional implica adaptar las propiedades aerodinámicas de las partículas para calcular la mediana de los diámetros aerodinámicos de acuerdo con la masa o con el número de partículas. En los aerosoles naturales, la desviación geométrica estándar tiende a variar aproximadamente de 2 a 4 μm con 84% de la distribución menor que la especificada por el diámetro mediano multiplicado por la desviación geométrica estándar. No es correcto referirse al diámetro mediano de una sola partícula: el término se refiere a la distribución de los tamaños presentes en una nube de aerosol.

Las técnicas que actualmente se usan para medir la concentración de la masa de las partículas en el aire emplean dispositivos para muestrear tamaños específicos y, por lo tanto, la masa de partículas con un diámetro inferior de 10 μm (MP_{10}) se puede determinar como un índice de la concentración de la masa de partículas que pueden penetrar en el tórax del ser humano. Los dispositivos de muestreo permiten una separación suficientemente confiable de partículas de mayor o menor tamaño que el especificado. Para mayor precisión, será necesario definir el porcentaje de la masa de partículas en el rango de tamaño específico aceptado por el sistema de muestreo (10 μm en el ejemplo anterior). Una carga de muestreo de MP_{10} acepta 50% de partículas de diámetro aerodinámico de exactamente 10 μm , con una fracción de aceptación de rápido aumento para las partículas de diámetro menor y de rápida disminución para las partículas de diámetro mayor.

La concentración de masa de las partículas con un diámetro menor de 2,5 μm ($\text{MP}_{2,5}$) es un medio para medir la concentración gravimétrica total de varios tipos de partículas químicamente diferenciados que se emiten al ambiente o que se forman en él como partículas muy pequeñas. En la primera categoría (las que se emiten) se encuentran las partículas carbonosas del humo de la madera y las provenientes de las emisiones de motores diesel. La otra categoría (las que se forman en el ambiente) incluye las partículas carbonosas que se generan durante la secuencia de la reacción fotoquímica que también conduce a la formación de O_3 , así como las partículas de sulfato y nitrato que resultan de la oxidación de SO_2 y el óxido de nitrógeno liberado durante la combustión y sus productos de reacción.

La fracción de partículas gruesas, aquellas con diámetros aerodinámicos mayores de 2,5 μm , está compuesta principalmente de tierra y ceniza mineral que se dispersan mecánicamente en el aire. En términos químicos, las fracciones finas y las gruesas son mezclas complejas. Mientras estén en equilibrio en el aire, existe un equilibrio dinámico en el que ingresan al aire aproximadamente a la misma velocidad a la que salen. En climas secos, las concentraciones de partículas gruesas se equilibran mediante la dispersión en el aire, la mezcla con las masas de aire y la sedimentación gravitacional, mientras que las concentraciones de partículas finas están determinadas por las velocidades de formación, de transformación química y factores meteorológicos. La concentración tanto de partículas finas como de partículas gruesas se agota efectivamente a través de la captación dentro y debajo de la nube por precipitación. Véase el cuadro 2.1 para mayor detalle sobre estas diferencias.

Cuadro 2.1. Comparación entre partículas finas y gruesas

	Partículas finas	Partículas gruesas
Formado de:	Gases	Sólidos grandes/gotas pequeñas
Formado por:	Reacción química; nucleación; condensación; coagulación; evaporación de niebla y gotas de nubes donde los gases se han disuelto y reaccionado.	Disrupción mecánica (por ejemplo, trituración, abrasión de superficies); evaporación de atomizadores; suspensión de polvo.
Compuesto de:	Sulfato SO_4^- ; nitrato NO_3^- ; amonio, NH_4^+ ; ion hidrógeno, H^+ ; carbón elemental; compuestos orgánicos (por ejemplo, hidrocarburos aromáticos policíclicos); metales (por ejemplo, Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe); agua ligada a las partículas.	Polvos resuspendidos (por ejemplo, polvos del suelo, polvos de la calle); ceniza de carbón y petróleo, óxidos metálicos de elementos presentes en la corteza terrestre (Si, Al, Ti, Fe); CaCO_3 , NaCl, sal marina; polen, esporas de moho; fragmentos de animales y plantas; restos de llantas gastadas.
Solubilidad	Muy soluble, higroscópico y deliquescente	Muy insoluble y no higroscópico
Fuentes	Combustión de carbón, aceite, gasolina, diesel, madera; productos de transformación atmosférica de NO_x , SO_2 y compuestos orgánicos incluidas las especies biogénicas (por ejemplo, terpenos), procesos de altas temperaturas, fundición, fábricas de acero, etcétera.	Resuspensión del polvo industrial y de la tierra que permanece en los caminos; suspensión de tierra removida (por ejemplo, por la agricultura, minería, caminos no pavimentados); fuentes biológicas; construcción y demolición; combustión de carbón y de aceite; brisa marina.
Vida útil	De días a semanas	De minutos a horas
Distancia de viaje	Cientos a miles de kilómetros	< 1 a decenas de kilómetros

Fuente: EPA (1995a, b).

Como se indica en el cuadro 2.1, si bien es probable que algunas veces haya superposición, por lo general las partículas finas y gruesas provienen de fuentes diferentes y tienen mecanismos de formación distintos. Las partículas finas primarias se forman por la condensación de vapores de altas temperaturas durante la combustión. Las partículas finas secundarias por lo general se forman por gases de tres maneras:

- Nucleación (es decir, las moléculas de gas que se reúnen para formar una partícula nueva).
- La condensación de gases en partículas existentes.
- Por reacción de los gases absorbidos en gotas pequeñas.

Las partículas que se forman por nucleación también se coagulan para formar partículas de agregados relativamente más grandes o gotitas cuyos diámetros oscilan entre 0,1 y 1,0 μm y, por lo general, estas partículas no llegan a ser gruesas. Las partículas se forman debido a la reacción química de los gases en la atmósfera que conducen a la formación de productos con una presión de vapor muy baja para formar una partícula o que reaccionan hasta formar una sustancia con una baja presión de vapor. Algunos ejemplos incluyen:

- La conversión de SO_2 a gotas pequeñas de ácido sulfúrico (H_2SO_4).
- Las reacciones de H_2SO_4 con NH_3 para formar bisulfato amónico (NH_4HSO_4) y sulfato amónico ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$).
- La conversión de NO_2 a vapor de ácido nítrico (HNO_3), el cual reacciona con el NH_3 para formar nitrato de amonio (NH_4NO_3).

Si bien algunas partículas emitidas directamente se encuentran como partículas finas, la masa de partículas finas se compone principalmente de partículas secundarias formadas por gases. En cambio, la mayoría de las partículas gruesas se forman directamente como partículas y surgen de la disrupción mecánica como triturado, evaporación de pulverizadores o suspensión de polvo proveniente de las actividades de construcción y agrícolas. Por lo general, la mayoría de las partículas gruesas se forma cuando las masas más grandes se desintegran en masas menores. Las consideraciones energéticas normalmente limitan los tamaños de las partículas a menos de 1,0 μm de diámetro. Algunas partículas minerales generadas por combustión, como la ceniza presente en el aire, también se encuentran dentro de la masa de partículas gruesas. Elementos biológicos como las bacterias, el polen y las esporas también se pueden encontrar en la masa de las partículas gruesas.

Por lo general, las partículas finas y las gruesas presentan diferentes grados de solubilidad y acidez. A excepción del carbono y algunos compuestos orgánicos, las partículas finas son muy solubles en agua y son higroscópicas (es decir, las partículas finas absorben y retienen agua muy fácilmente). Excepto bajo condiciones de niebla, las partículas finas también contienen casi todos los ácidos fuertes. En cambio, las partículas gruesas de minerales son en su mayoría insolubles, no higroscópicas y generalmente básicas.

Las partículas finas y gruesas normalmente se comportan de manera diferente en la atmósfera. Estas variaciones afectan diversas consideraciones de exposición como la representatividad de los valores monitoreados en sitios específicos y el comportamiento de las partículas que ingresan a las viviendas y edificios, donde las personas pasan la mayor parte de su tiempo.

Las partículas finas generalmente permanecen mayor tiempo en la atmósfera (de días a semanas) que las partículas gruesas y tienden a dispersarse de manera más uniforme en un área urbana o en una región geográfica extensa. En consecuencia, pueden ocurrir transformaciones atmosféricas localmente, durante el estancamiento atmosférico o durante el transporte a distancias largas. Por ejemplo, la formación de sulfatos de SO_2 emitidos por centrales eléctricas con chimeneas altas puede ocurrir en distancias mayores de 300 kilómetros y que excedan las 12 horas de transporte. Esto hace que las partículas resultantes se mezclen bien en el área atmosférica. Una vez formadas, la deposición seca y lenta de las partículas finas contribuye a su persistencia y uniformidad en la masa de aire.

Las partículas más gruesas tienden a depositarse más rápidamente que las partículas pequeñas. Esto da lugar a que la masa total de las partículas más gruesas ($> 10 \mu\text{m}$) tienda a precipitarse más rápidamente y que permanezca en la atmósfera solo durante algunos minutos u horas, de acuerdo con su tamaño, la velocidad del viento y otros factores. Por lo general, su impacto espacial está limitado por una tendencia a la precipitación en las áreas vecinas a sotavento. El comportamiento atmosférico de las partículas pequeñas dentro de la “fracción gruesa” ($\text{MP}_{10-2.5}$) se ubica entre el de las partículas más gruesas y las partículas finas. Por lo tanto, algunas de las partículas más pequeñas de la fracción gruesa pueden tener tiempos de vida del orden de días y distancias de viaje de hasta 100 kilómetros o más. En algunos lugares, la distribución y meteorología de las fuentes afectan la homogeneidad relativa de las partículas finas y gruesas y, en algunos casos, el mayor error de medición al calcular la fracción gruesa impide obtener conclusiones claras sobre la homogeneidad relativa.

La composición de las partículas transmitidas por el aire rara vez se determina rutinariamente, aunque esto pueda variar de manera significativa de acuerdo con el sitio de muestreo. Esto es importante para interpretar los resultados de los estudios epidemiológicos acerca de los efectos de las partículas en la salud. La extrapolación de los datos recolectados en un país a las condiciones de otro puede ser imprudente, a no ser que se haya establecido un nivel de comparabilidad de la composición de las partículas.

2.1.2 Fuentes de contaminantes del aire

Las fuentes de contaminantes del aire se pueden dividir en antropogénicas y naturales. No obstante, esta distinción puede tornarse borrosa debido a que la actividad humana causa estragos en los sistemas naturales. Las fuentes naturales incluyen las tormentas de polvo, la acción volcánica, los incendios forestales y la formación de partículas radiactivas de gases como el radón. Las incursiones provenientes de la estratósfera aumentan las concentraciones del nivel inferior (troposférico) de O_3 . En el caso de algunos contaminantes, como el SO_2 , las fuentes naturales exceden las fuentes antropogénicas en una escala global. Sin embargo, al considerar los efectos de los contaminantes del aire en la salud, principalmente en las zonas urbanas con alta densidad demográfica, las fuentes antropogénicas son muy importantes y generalmente son las que se observan para el control.

La mayoría de las fuentes antropogénicas de partículas finas —es decir, aquellas con un diámetro aerodinámico menor de $2,5 \mu\text{m}$ — implican algún tipo de combustión. Los materiales de origen biológico (por ejemplo, la madera, el carbón y el petróleo) se queman en el aire debido a su contenido de carbono. Si una sustancia que contiene solo compuestos de hidrocarburo se inflama con total eficiencia, producirá solo agua y CO_2 . Este tipo de combustión requiere una razón estequiométrica de oxígeno para la combustión, lo cual es imposible en la práctica. Los fragmentos del material combustible no quemado, los compuestos orgánicos semivolátiles, que se vaporizan y que, por consiguiente, se vuelven a condensar en forma de gotitas, y la materia no combustible generalmente se emiten como compuestos de humo durante y después del proceso de combustión. La mejora de la mezcla de aire y combustible y la remoción previa de compuestos volátiles pueden reducir la producción de humo. De esta manera, el combustible se prepara y quema sin humo. Cuando el suministro de oxígeno es inadecuado, la producción de CO aumenta significativamente.

En la mayoría de los países, los vehículos automotores, la actividad industrial y la generación de electricidad representan un gran porcentaje de la producción antropogénica de los óxidos de nitrógeno y de azufre. Estos, junto con el CO, las partículas y los COV, se describen como contaminantes primarios debido a que se producen directamente por el proceso de combustión. Las reacciones que tienen lugar en la tropósfera generan contaminantes secundarios como el clásico O₃. El NO₂ se descompone fotoquímicamente bajo la acción de la luz ultravioleta para generar NO y oxígeno atómico. Este último se mezcla con el oxígeno molecular para producir O₃. La presencia de los radicales peróxidos derivados de las reacciones atmosféricas de HC y de otros compuestos orgánicos asegura que el NO vuelva a oxidarse a NO₂ sin pérdida de O₃. Por lo tanto, se produce una serie de reacciones que generan O₃. El O₃ generalmente se produce a medida que el aire contaminado se aleja de los sitios de producción incluidas las áreas urbanas. Esto significa que el O₃ se puede producir muy lejos de las fuentes de NO₂ y HC.

El NO₂ es un contaminante tanto primario como secundario. Los vehículos automotores emiten NO y NO₂. En la atmósfera, el NO se oxida y se transforma a dióxido lentamente en reacción con el oxígeno, pero rápidamente en reacción con el O₃. Esto explica las bajas concentraciones de O₃ que generalmente se observan cerca de las fuentes de óxido de nitrógeno.

Además de lo anterior, el azufre que contienen los combustibles también produce contaminantes primarios y secundarios. El SO₂ se forma por oxidación durante la combustión. La posterior oxidación de SO₂ genera SO₃, que rápidamente experimenta la hidratación para formar ácido sulfúrico, el cual, a su vez, es neutralizado por el NH₃ para formar bisulfato de amonio y sulfato de amonio. Estos compuestos tienen una contribución importante en la dispersión de las partículas finas.

La combustión del petróleo y de la gasolina en los motores de combustión interna da lugar a la descarga de compuestos orgánicos que se condensan en el aire para producir partículas pequeñas en el rango de 1 μm de diámetro. Estas partículas y las gotitas de ácido sulfúrico de tamaño similar se describen como partículas generadas por nucleación. Estas partículas tienen un tiempo de vida corto (< 1 hora) y se agrupan o aglomeran para producir partículas de un diámetro en el rango de 0,2 a 2,0 μm , que se definen como partículas de acumulación. Tales partículas son estables y de larga vida; además, pueden viajar cientos de kilómetros antes de perderse en el aire, normalmente como resultado del arrastre por precipitación bajo la nube.

2.1.3 Factores que afectan las concentraciones de los contaminantes del aire

La concentración local de los contaminantes del aire depende de la magnitud de las fuentes y de la eficiencia de la dispersión. Las variaciones diarias en las concentraciones se ven más afectadas por las condiciones meteorológicas que por los cambios en la magnitud de las fuentes. Bajo ciertas condiciones, ambos factores pueden desempeñar un papel en esta concentración: en un clima frío y sin viento, la dispersión se reduce mientras que la producción aumenta debido al incremento registrado en la calefacción doméstica.

El viento es un elemento clave en la dispersión de los contaminantes del aire: para fuentes ubicadas en el nivel del suelo, la concentración de los contaminantes tiene una relación inversa con la velocidad del viento. La turbulencia también es importante: un espacio desigual, como el

que presenta un conglomerado de edificios, por ejemplo, tiende a aumentar la turbulencia y la dispersión de los contaminantes.

Las inversiones de temperatura son esenciales para controlar la profundidad de la capa de aire adyacente a la superficie donde se mezclan los contaminantes (la profundidad de mezcla). A medida que una masa de aire se eleva, se expone a presiones atmosféricas decrecientes y, por lo tanto, se expande. Esto hace que la temperatura de la masa de aire disminuya. La tasa a la cual la temperatura disminuye con la altura se conoce como *gradiente adiabático*: para el aire seco, la velocidad de la disminución de la temperatura es aproximadamente 1 °C por cada 100 metros de altura. El aire saturado con vapor de agua pierde calor más lentamente que el aire seco, ya que el vapor del agua tiene el doble de capacidad de ganar calor que el aire seco. A medida que la temperatura y la presión de vapor saturado disminuyen, el agua se condensa en forma de gotitas y libera calor latente, y a medida que el aire que contiene vapor de agua, pero que no está saturado, se enfría y se eleva, alcanza la saturación y, en consecuencia, el gradiente adiabático disminuye.

Cuando una masa de aire se eleva, se enfría. No obstante, si su temperatura es más alta que la del aire circundante, retendrá flotabilidad y se seguirá elevando. En cambio, si la temperatura real disminuye más lentamente que la de la masa de aire, o incluso aumenta, el aire de enfriamiento se volverá más pesado que el aire circundante rápidamente y no podrá elevarse. Por consiguiente, cuando la temperatura del aire aumenta con la altura sobre el nivel del suelo, se produce una inversión de temperatura.

Por la noche, con bajas velocidades de vientos y cielo despejado, el enfriamiento rápido del suelo y el aire adyacente hacen que el aire sea más frío cerca del suelo y, por lo tanto, que no se pueda elevar. El aire contaminado no se elevará en la capa donde el gradiente normal de temperatura se revierte, lo que da lugar al aumento de la concentración de los contaminantes en esa capa, algunas veces con una capa gruesa de aire contaminado cerca del suelo.

Las inversiones de temperatura pueden ocurrir durante el verano o durante el invierno. Cuando la luz solar es intensa y el tráfico denso, las inversiones de temperatura contribuyen a la alta incidencia de smog fotoquímico. Este fenómeno fue observado por primera vez en la ciudad de Los Angeles a inicios de los años cincuenta y actualmente es muy común en otras ciudades grandes rodeadas por montañas como Ciudad de México, São Paulo y Caracas.

2.1.4 Exposición a los contaminantes del aire

La exposición diaria total de un individuo a la contaminación del aire equivale a la suma de los contactos independientes que experimenta cuando pasa a través de diferentes ambientes en el transcurso del día (también llamados microambientes, como el hogar, el trayecto de la casa al trabajo, la calle, etcétera). La exposición en cada uno de estos ambientes se puede estimar como el producto de la concentración del contaminante en cuestión y el tiempo que ha permanecido en tal ambiente. En este modelo, se estima una concentración más o menos constante de los contaminantes durante el tiempo que una persona permanece en cada ambiente. Es importante no confundir la exposición y la dosis; esto es, la cantidad de contaminante que se absorbe. A medida que el número de microambientes estudiados aumenta, se obtiene un mejor estimado de la exposición total diaria de un individuo. La concentración promedio diaria de un

contaminante registrado en una única fuente puntual externa fija permite obtener solo una indicación muy aproximada a la exposición real.

Un microambiente de importancia evidente son los interiores, donde el tipo y concentración de los contaminantes pueden ser muy diferentes de los que se dan en exteriores. Por ejemplo, las concentraciones de O₃ generalmente son mucho menores en interiores (en ausencia de fuentes contaminantes interiores) y el O₃ que proviene de fuentes externas se destruye por la reacción con las superficies interiores. En cambio, en interiores, la concentración de una partícula fina no reactiva químicamente, como el sulfato, puede alcanzar 90% de las concentraciones de exteriores. En el caso de algunos contaminantes, las concentraciones en interiores generalmente son mayores que las de exteriores.

En los países de clima frío, las personas que viven en las zonas urbanas pasan casi 90% de su tiempo en interiores. Esta variable debería considerarse al interpretar los resultados de los estudios epidemiológicos que relacionan las concentraciones de contaminantes de exteriores con efectos en la salud. En otros países donde el clima es cálido y muchas de las actividades ocupacionales se realizan en exteriores, el porcentaje del día que se pasa en interiores puede ser mucho menor. En algunos países en desarrollo, la contaminación del aire en interiores puede ser mucho mayor que en exteriores debido al uso de combustibles de biomasa en cocinas de fuego abierto (véase la sección 4.2).

Las concentraciones de contaminantes en exteriores no solo varían temporalmente sino también de acuerdo con el lugar. Por ejemplo, las concentraciones de contaminantes primarios generados por los vehículos motorizados disminuyen rápidamente a medida que uno se aleja de las vías transitadas. No obstante, las concentraciones de los contaminantes generados por vehículos motorizados pueden ser significativamente mayores de lo que indican los monitores de sitios únicos y, por lo tanto, el vehículo motorizado puede ser, por sí solo, un microambiente importante. En áreas extensas, algunos contaminantes, como el O₃ y las partículas finas, están distribuidos de manera uniforme. En tales casos, el monitoreo de un número limitado de sitios puede ser un indicador adecuado de las concentraciones en regiones extensas.

Se han desarrollado dispositivos de monitoreo personal para algunos contaminantes. En su forma más simple, estos dispositivos proveen una evaluación integral de la exposición personal durante un determinado periodo. En el capítulo 5 se resumen algunos aspectos de la tecnología de dispositivos de monitoreo.

2.1.5 Importancia de la contaminación del aire para la salud

Es probable que la exposición a la contaminación del aire sea tan antigua como la exposición humana al fuego. Se dispone de una gran cantidad de evidencias arqueológicas de que la contaminación en interiores debió de ser un problema para los primeros seres humanos, quienes empleaban fuego en espacios pequeños (Brimblecombe, 1987). Los autores clásicos han registrado la presencia de gases opresivos en Roma. La atención a los efectos de la contaminación del aire en la salud se intensificó a inicios y mediados del siglo XX debido a una serie de episodios de contaminación del aire que causaron efectos dramáticos en la salud. El valle Meuse en Bélgica (1930), Donora en Estados Unidos (1948) y Londres, Inglaterra (1952), experimentaron episodios de contaminación del aire que posteriormente se investigaron

con detalle. En el episodio de contaminación del aire que ocurrió en Londres en 1952, se estimó un aproximado de 4.000 muertes debido a un smog formado principalmente por altas concentraciones de SO₂ y material particulado (Brimblecombe, 1987). En Donora, aproximadamente 43% de la población presentó síntomas como la cefalea, la irritación de ojos, disnea y vómitos. El análisis del episodio de Londres mostró que las personas que se encuentran en mayor riesgo son los ancianos, principalmente aquellos que padecen de trastornos cardiorrespiratorios preexistentes, y los niños. Los estudios posteriores demostraron que los casos de bronquitis crónica en las áreas urbanas disminuían a medida que decrecían los contaminantes del aire (Chin y otros, 1981).

El énfasis en los episodios más graves puede haber desviado la atención de los efectos de la exposición de largo plazo a la contaminación. Los estudios realizados en Londres en los años cincuenta y sesenta revelaron que el estado de salud autorreportado de un grupo de pacientes que sufría de bronquitis crónica variaba en función de los niveles diarios de contaminación del aire (Waller, 1971). Se observó, a través de métodos simples de análisis, que los síntomas solo aumentaban cuando las concentraciones del humo (medido como humo negro o británico) y SO₂ excedían los 250 y 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Probablemente se hubiesen observado efectos en concentraciones menores si se hubieran aplicado más métodos de análisis.

Desde los años cincuenta se ha reunido una gran cantidad de evidencia que muestra que los contaminantes del aire causan un efecto perjudicial en la salud. En el capítulo 3 de esta publicación se revisan algunos estudios clave. Se abordarán brevemente dos grupos de estudios especialmente importantes, ya que han jugado un papel fundamental en la formulación de estas guías.

Cuando se desarrollaron las Guías para la Calidad del Aire de Europa en 1987 (OMS, 1987), se dio énfasis a los resultados de estudios de voluntarios expuestos a los contaminantes del aire bajo condiciones controladas. Cuando tales estudios demostraban un nivel mínimo de efecto observable o de efecto adverso, esto se usaba como un punto de partida para elaborar la guía de calidad del aire correspondiente. Los estudios epidemiológicos que demostraron un efecto umbral se usaron de la misma manera.

A finales de los ochenta y en los noventa surgió una nueva base de datos de estudios epidemiológicos. Esta base de datos de estudios de series temporales se desarrolló primero en Estados Unidos y posteriormente en Europa y otras áreas (Schwartz y otros, 1996). En esencia, el enfoque de las series temporales toma el día como la unidad de análisis y relaciona la ocurrencia diaria de eventos, como defunciones y admisiones hospitalarias, con la concentración promedio diaria de los contaminantes. Sin embargo, también considera cuidadosamente los factores de confusión como la estación, la temperatura y el día de la semana. Se han aplicado técnicas estadísticas poderosas y se han generado coeficientes que relacionan las concentraciones promedio diarias de los contaminantes con los efectos. Los resultados de estos estudios son notablemente consistentes y han resistido bastante bien al examen crítico (Samet y otros, 1995). Obviamente, no se puede esperar que estos métodos prueben la naturaleza causal posible o probable de las asociaciones demostradas. No obstante, la evaluación detallada de los datos y la aplicación de los exámenes usuales de probabilidad para la causalidad han convencido a muchos de que sería poco sensato pasar por alto estos hallazgos.

Se han demostrado asociaciones entre las concentraciones promedio diarias de las partículas, el O_3 , el SO_2 , la acidez transportada por el aire, el NO_2 y el CO. Si bien las asociaciones para cada uno de estos contaminantes no fueron significativas en todos los estudios, si se toma la evidencia en su totalidad, la consistencia de los resultados es sorprendente. Más destacable que la consistencia de los resultados fue la demostración de la existencia de asociaciones en niveles de contaminación que antes se consideraban muy seguros: niveles inferiores a los recomendados por las Guías para la Calidad del Aire de Europa, formuladas por la OMS en 1987.

Para las partículas y el O_3 , muchos han coincidido en que los estudios no indican un efecto umbral. Esto se refleja en los cuadros que relacionan las pequeñas diferencias en las concentraciones diarias de las partículas y de O_3 con los efectos causados en la salud (véase el capítulo 3).

En los estudios de series temporales, los conteos diarios de los eventos están relacionados con la concentración promedio diaria de los contaminantes medidos, generalmente en un sitio único y fijo de monitoreo, o son pronosticados a partir de tales mediciones. En toda ciudad es probable que haya una distribución de la exposición personal a través de toda la población. Por lo tanto, durante los días en los que el nivel medido o pronosticado sea bajo, algunos individuos pueden estar expuestos a una concentración mayor que la reportada. Si tal exposición excede el nivel umbral, los efectos serán registrados y atribuidos a la exposición a la concentración registrada o pronosticada. Entonces, cabe la interrogante de si los estudios de series temporales pueden discernir un efecto umbral, principalmente si este es bajo. Este problema no está, de ninguna manera, limitado al material particulado ni al O_3 . En el caso del plomo, por ejemplo, existen dificultades similares para identificar un efecto umbral en el nivel de la población. Este aspecto es importante para definir una guía para la calidad del aire basada en tales datos. Es poco probable que de tal base de datos se derive un valor único para la guía y, por lo tanto, se debería aceptar que la "guía" es una relación entre eventos y concentraciones de sustancias transmitidas por el aire. Se trata de una desviación significativa del clásico concepto del valor guía como un nivel de exposición en el que la mayoría de la población, incluso en grupos sensibles, podría no experimentar algún efecto adverso. Es probable que sea difícil convertir esta nueva forma de guía en una norma de calidad del aire. Junker y Schwela han desarrollado este tema más detalladamente (Schwela y Junker, 1978; Junker y Schwela, 1998).

Los estudios de series temporales relacionan las concentraciones de contaminantes del aire con sus efectos en la salud. De hecho, proveen el gradiente de una línea de regresión que asocia las concentraciones con los eventos de salud. No hay fundamentos para la extrapolación simple de la relación concentración-exposición a niveles de contaminación altos. Varios estudios han demostrado que el gradiente de la línea de regresión disminuye cuando la concentración promedio anual de la contaminación es alta (Schwartz y Marcus, 1990).

Las elevaciones de las tasas diarias de diversos resultados adversos en la salud se suelen llamar *efectos agudos de los contaminantes del aire*. Por ejemplo, un aumento en la concentración de la contaminación puede agravar los ataques de asma. Se cree que si la contaminación no aumenta, tampoco lo harán los ataques de asma. También es probable que la exposición de largo plazo a la contaminación del aire produzca efectos crónicos en la salud. Por ejemplo, es probable que la exposición permanente a la contaminación del aire en Inglaterra entre las personas nacidas a fines del siglo XIX haya aumentado sus posibilidades de desarrollar bronquitis

crónica y morir antes de lo previsto debido a su enfermedad (Chinn y otros, 1981). Estudios de cohortes realizados en varias ciudades de Estados Unidos han demostrado asociaciones entre las concentraciones promedio de largo plazo de las partículas finas ($MP_{2.5}$ y sulfatos) y la razón de mortalidad estandarizada de las comunidades (Dockery y otros, 1993; Pope y otros, 1995). Los esfuerzos realizados para estimar el impacto de la contaminación del aire en la salud pública se han basado en estudios de cohorte y de series temporales. Sobre la base de uno de los estudios de cohorte (Pope y otros, 1995), Brunekreef (1997) sostuvo que la exposición a los niveles actuales de contaminación del aire en los Países Bajos puede resultar en una reducción promedio de un año en la expectativa de vida. Los informes realizados en Estados Unidos muestran efectos ligeramente mayores: en comparación con las áreas no contaminadas de Estados Unidos, las comunidades que viven en áreas contaminadas pueden perder dos años de vida. La pérdida en la expectativa de vida puede distribuirse estadísticamente a través de la población afectada. Por ejemplo, la pérdida promedio en la expectativa de vida de los fumadores oscila entre tres y cinco años, aunque también ocurren algunas muertes debido a enfermedades relacionadas con el cigarro entre fumadores durante la cuarta década de vida.

2.2 Concentraciones de los contaminantes del aire y factores que afectan la sensibilidad

La concentración de los contaminantes emitidos y la exposición de la población a la contaminación del aire varían significativamente en cada país. Además, las reacciones de las personas cuando se exponen a los contaminantes del aire también varían. Esta sección aborda las concentraciones en exteriores e interiores de los contaminantes del aire y varios ejemplos de los factores que afectan las respuestas a los contaminantes.

2.2.1 Concentraciones de los contaminantes clásicos en el aire

En muchos países, se dispone de más datos sobre la concentración de algunos contaminantes clásicos del aire en exteriores que sobre la concentración de otros contaminantes, ya que los registros de monitoreo de humo negro y principalmente de SO_2 datan de hace cinco décadas o más. Sin embargo, existen pocos sitios donde los contaminantes del aire se hayan medido simultáneamente o durante periodos prolongados. Además, los datos históricos generalmente tienen un valor limitado para los análisis retrospectivos o transversales de calidad del aire o de la salud. Ha sido en tiempos recientes que se han estandarizado la especificidad de los análisis, la validez de las calibraciones, la identificación de la representatividad de los sitios para propósitos específicos de muestreo, la consistencia de los periodos de exposición y de los intervalos de muestreo y los procedimientos de frecuencia y de manejo de datos, a fin de tener procedimientos adecuados de aseguramiento de la calidad (véase el capítulo 5).

El Grupo de Trabajo revisó los datos disponibles sobre la concentración de contaminantes. En este documento se presentan los resúmenes de los datos seleccionados para que el lector obtenga un panorama general sobre los niveles y tendencias recientes de los contaminantes en las diferentes regiones de la OMS. La presentación se ha organizado en tres categorías para cada contaminante clásico del aire.

La primera categoría contiene datos sobre calidad del aire en la región europea dado que estos datos sirvieron de base para preparar las Guías para la Calidad del Aire de Europa (OMS, 1999a), que, a su vez, sirvieron de base para las Guías para la Calidad del Aire de la OMS resumidas en esta publicación. El Grupo de Trabajo OMS/EURO revisó detalladamente estos datos, mediante un arbitraje científico, y consideró que eran lo suficientemente representativos y confiables para incluirlos en las Guías para la Calidad del Aire de Europa.

La segunda categoría contiene datos sobre la calidad del aire en exteriores en otras regiones de la OMS que los representantes de los países recopilaron en el marco del Grupo de Trabajo de las Guías Mundiales de Calidad del Aire de la OMS. En la mayoría de los casos, el Grupo de Trabajo no pudo evaluar la calidad de los datos. Por lo tanto, no fue posible respaldar ni la exactitud ni la representatividad de tales datos. Si bien algunos datos pueden ser de alta calidad, algunos se basaron en programas de muestreos intermitentes y no fue posible usarlos de manera confiable para determinar las concentraciones promedio de largo plazo.

A pesar de estas limitaciones, el Grupo de Trabajo consideró que la presentación de algunos datos del resumen podría brindar un valioso marco de referencia para los lectores de este informe. Por consiguiente, para realizar el documento se eligió un conjunto restringido de datos de las regiones de la OMS fuera de Europa. Siempre que fuera posible, estos representan: (a) por un lado, los datos para el monitoreo de fuentes puntuales en regiones que son representativas de las exposiciones humanas más altas; (b) niveles atípicos, elegidos de datos de sitios urbanos que no han sido muy afectados por fuentes industriales puntuales, y (c) por otro lado, datos elegidos de sitios no urbanos como representativos de las exposiciones más bajas del país.

Cada región estuvo representada por datos de un número limitado de países diferentes en tamaño y grado de desarrollo industrial a fin de demostrar el nivel de exposición potencial de la población. Los datos que se resumen incluyen, cuando fue posible, información disponible sobre la fuente de los datos, los periodos de exposición y los procedimientos de aseguramiento de la calidad seguidos para producir los datos.

La tercera categoría de datos consiste en resúmenes del programa de Sistema de Información sobre la Gestión de la Calidad del Aire (AMIS, por sus siglas en inglés) (OMS 1997b, OMS 1998b). Puesto que AMIS recopila datos de los centros colaboradores de todas las regiones de la OMS, existe cierta superposición en la cobertura de los datos resumidos en los informes regionales en la segunda categoría. La razón principal para incluir los datos de AMIS como una categoría independiente es que los procedimientos usados para generar y reportar estos datos son más uniformes y estuvieron sujetos a mayor validación, lo que supone una fuente independiente de datos de calidad garantizada.

La revisión de los resúmenes de los datos que siguen muestra claramente que la calidad del aire en las ciudades grandes de muchos países en desarrollo es bastante baja y que un gran número de personas en esos países están expuestas a concentraciones ambientales de los contaminantes del aire que están muy por encima de las *Guías para la Calidad del Aire* de la OMS.

Datos de calidad del aire en países en desarrollo

La principal fuente de información sobre la contaminación del aire de los países en desarrollo es el Sistema de Información sobre la Gestión de la Calidad del Aire (AMIS, por sus siglas en inglés) (OMS, 1997b), establecido por la OMS como una continuación de GEMS/Aire (PNUMA/OMS, 1993). AMIS se basa en el reporte voluntario de datos realizado por las municipalidades de los Estados miembros de la OMS. La base de datos principal de AMIS recopila información sobre la media (aritmética) anual y los percentiles altos (95-, 98-) de las concentraciones diarias de SO₂, NO₂, O₃, CO, MPS, plomo y otros compuestos potencialmente monitoreados. En principio, se almacenan los datos de tres tipos de estaciones de monitoreo: “industrial”, que refleja los niveles de áreas afectadas por emisiones de la industria; “centro de la ciudad/comercial”, los datos más afectados por el tráfico; y “residencial”, que debería reflejar el mejor nivel básico de la exposición de la población. Hasta ahora el sistema se ha limitado a cubrir 100 ciudades. No obstante, para fines del año 2000 se pretende cubrir aproximadamente 300 ciudades. Krzyzanowski y Schwela (1999) discuten el análisis de los datos y sus limitaciones.

Niveles y tendencias de la contaminación del aire

Dióxido de azufre

En la mayoría de las ciudades analizadas, las concentraciones anuales medias de SO₂ en las zonas residenciales no son mayores de 50 µg/m³. Algunas excepciones notables incluyen varias ciudades de la China, con una concentración de 330 µg/m³ de SO₂ en Chongqing y de 100 µg/m³ en Pekín en 1994. En algunas ciudades chinas, los niveles reportados de las zonas “residenciales” excedieron los de las zonas “comerciales” de la ciudad y son comparables con los niveles de las zonas industriales. Esto puede reflejar el impacto de la combustión del carbón con azufre para la calefacción y la cocina domésticas.

Otros países en desarrollo también tienen niveles altos de SO₂, principalmente aquellos con inviernos fríos, como lo señaló el informe de Nepal (Sharma, 1997). En las áreas residenciales de Katmandú la concentración media diaria de SO₂ se encontraba dentro del rango de 273-350 µg/m³ durante el periodo de setiembre a diciembre de 1993. Al monitorear los sitios cercanos a las vías principales, se observó un rango de 310-875 µg/m³, lo que refleja la influencia de las emisiones de los vehículos. Más de la mitad de los vehículos registrados en la ciudad tienen motores de dos tiempos, y muchos son antiguos y están en mal estado.

Durante los años noventa, se observó una disminución de la concentración media anual de SO₂ en la mayoría de las ciudades que contaban con datos que permitían evaluar las tendencias. La reducción más sorprendente del nivel de la contaminación del aire por SO₂ se reportó en Ciudad de México, donde la concentración en diversas áreas residenciales disminuyó de 100-140 µg/m³ en 1990-1991 a 32-37 µg/m³ en 1995-1996. En las ciudades chinas más contaminadas se observó una disminución de las medias anuales entre 1% y 10%.

Material particulado en suspensión

El indicador de este tipo de contaminación del aire que se monitorea y reporta más comúnmente es la concentración de masa de PST. En la mayoría de las ciudades, la concentración media anual de PST es mayor de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con niveles que exceden $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en varias ciudades de la China y la India. No existe evidencia de cambios sistemáticos ni significativos en los niveles de PST: los datos de los años noventa muestran tendencias tanto de aumento como de disminución en un número similar de ciudades. Si bien el progreso no es constante, la disminución relativa más notable de las concentraciones de PST se observa en los datos de Bangkok. A pesar de que la disminución de la concentración de PST es más constante en Ciudad de México, la tasa relativa es menor. En algunas ciudades chinas se observa la tendencia contraria, con el aumento más rápido de la concentración de PST en Guangzhou (de menos de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1990-1992 a más de $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en años más recientes).

Los niveles de MP_{10} también se miden en un número limitado de ciudades que reportan datos a AMIS. Los niveles anuales promedio de MP_{10} comúnmente oscilaron entre 50 y $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante el periodo 1995-1996. En Calcuta y en Nueva Delhi se observaron las concentraciones más altas, que excedían $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La mayoría de las localidades que tenían un promedio alto de MP_{10} mostraron un aumento de la concentración contaminante durante los años noventa. En la mayoría de los casos, este aumento se produjo a pesar de que hubo una disminución de PST. En las ciudades de América Central y América del Sur se observó una tendencia opuesta y una disminución de los niveles de MP_{10} . En Ciudad de México, la disminución relativa de MP_{10} fue más rápida que la de PST.

Esta información limitada sobre la contaminación por partículas de tamaño específico permite comparar la concentración de masa de PST y de MP_{10} . Para la mayoría de los sitios de muestreo y años que cuentan con datos sobre ambos indicadores, la razón de MP_{10} a PST oscilaba entre 0,4 y 0,8. Sin embargo, en algunos casos la razón fue mayor de 1,0. Esto indica que las mediciones reportadas a AMIS probablemente no se realizaron en los mismos lugares ni periodos. En una zona del sudeste de Ciudad de México, la razón oscilaba entre 0,25 y 0,32 durante el periodo 1991-1996, mientras que en la parte sudoeste de la ciudad oscilaba, de manera consistente, entre 0,44 y 0,55. A mediados de los años ochenta se realizaron estudios más específicos de la distribución de tamaños de partículas transportadas por el aire en ciudades del norte de la China. Tales estudios indicaron que 70% de la concentración de masa de PST se debe al MP_{10} (Ning y otros, 1996). Durante la estación cálida, se observó que las partículas con diámetro menor de $2 \mu\text{m}$ producían de 30% a 50% de PTS. El análisis elemental de las partículas confirmó que las actividades humanas son la principal fuente de partículas finas. En Yakarta se reportaron resultados similares: las partículas con un diámetro menor de $7,2 \mu\text{m}$ contribuían con más del 80% de PST (Zou y otros, 1997). Los componentes relacionados con el tránsito contribuyeron significativamente con la masa general de contaminación y especialmente con la fracción de partículas finas.

Dióxido de nitrógeno

En la mayoría de las ciudades que reportan a AMIS, las concentraciones medias anuales de NO_2 siguen siendo moderadas o bajas y no superan los $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sin embargo, en Ciudad de México y en Ciudad del Cabo, el promedio anual de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aumentó regularmente durante

los años noventa. Un documento basado en los datos de monitoreos localizados en el centro de São Paulo indican una media anual de $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1990-1991 (Saldiva y otros, 1995). Cada ciudad presenta una tendencia diferente. No obstante, el aumento anual de 5% a 10% de la concentración de este contaminante fue más común que una disminución.

El patrón observado coincide con el volumen de tránsito vehicular en cada ciudad. En las ciudades donde el tránsito vehicular es denso o tiende a aumentar, se observan los niveles de contaminación más altos y curvas ascendentes. En el sur de Asia o en América Latina, esta alta concentración de NO_2 , combinada con los intensos rayos ultravioleta, da lugar al smog fotoquímico con altas concentraciones de oxidantes. Este fenómeno ha sido ilustrado mediante el análisis de los modelos temporales y espaciales de O_3 troposférico en Nueva Delhi (Singh y otros, 1997). La acumulación de O_3 durante el día es más rápida que la captación de O_3 por NO_2 . En Ciudad de México, la mezcla de altas emisiones de NO_2 provenientes de las emisiones de la combustión de gasolina y de los intensos rayos ultravioleta constituye la causa del notorio smog fotoquímico existente. Según los datos notificados a AMIS, la concentración de O_3 excedió una concentración de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por más de 300 días al año durante el periodo 1994-1996 y el percentil 95 de la concentración promedio máxima diaria de O_3 por una hora fue aproximadamente de $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No obstante, se observó una disminución en la concentración media anual de O_3 , lo que indica una lenta mejora de la calidad del aire en los días no extremos.

2.2.2 Factores que afectan la sensibilidad a la contaminación del aire de interiores

Los contaminantes del aire en interiores generalmente se diferencian de los del aire en exteriores por el tipo y nivel de concentración. Los contaminantes en interiores incluyen el humo de tabaco en el ambiente, partículas biológicas (como polen, ácaros, moho, insectos, microorganismos, alérgenos de mascotas, etcétera) y no biológicas (como el humo), compuestos orgánicos volátiles, óxidos de nitrógeno, plomo, radón, monóxido de carbono, asbesto, productos químicos sintéticos y otros. El deterioro de la calidad del aire en interiores ha sido asociado con una variedad de efectos sobre la salud, desde malestar e irritación hasta enfermedades crónicas y cáncer.

La creciente preocupación de las personas por la calidad del aire en interiores ha llevado a muchos países desarrollados a caracterizar los niveles de contaminantes del aire de interiores para mejorar la ventilación y las emisiones de los combustibles y para reducir la exposición al humo de tabaco en el ambiente, la contaminación biológica y el radón, entre otras acciones. Si bien existe considerable evidencia de que la calidad del aire de interiores es un problema serio y generalizado, en muchos países en desarrollo no se dispone, por lo general, de la información ni de los recursos necesarios para afrontarlo (Ferrari y otros, 1995). En la sección 6.2 se aborda el manejo de la calidad del aire en interiores.

Es probable que el factor más importante que causa diferentes exposiciones a los contaminantes del aire en los diferentes países, en términos cualitativos y cuantitativos, sea el uso de combustible sólido para la calefacción y la cocina. Este tema amerita atención especial. En el capítulo 4 se abordan detalladamente las emisiones, concentraciones, exposiciones y efectos a la salud. En una escala global, casi la mitad de los hogares del mundo emplean diariamente combustibles de biomasa (madera, residuos de cultivos, estiércol y césped) como energía para cocinar o calentar el hogar. Por ejemplo, en la China se ha estimado que la quema de carbón origina concentraciones

de partículas de hasta $5.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el interior de las viviendas, mientras que las casas que emiten humo en Nepal y Papúa Nueva Guinea alcanzan niveles pico de $10.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ó más (Smith, 1996). Una proporción desconocida pero significativa de esta actividad se produce en condiciones que propician la dispersión de estas partículas por el aire en el área de las viviendas. Por consiguiente, las concentraciones más altas del material particulado se encuentran en interiores de zonas rurales de los países en desarrollo.

El humo de la biomasa contiene cantidades significativas de varios contaminantes importantes: CO, partículas, HC y, en menor grado, NO_x . Sin embargo, el humo de la biomasa también contiene muchos compuestos orgánicos, incluidos los HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos), considerados tóxicos, carcinógenos, mutagénicos o perjudiciales de alguna otra manera. El humo del carbón contiene todos estos compuestos y otros contaminantes, como óxidos de azufre y metales pesados como el plomo. En muchas partes del mundo estos contaminantes provienen de las estufas en los hogares mal ventilados o en patios cerrados. Debido a las altas concentraciones y a la gran cantidad de poblaciones expuestas, la exposición humana total a muchos contaminantes del aire importantes puede ser mucho mayor en las viviendas pobres de los países en desarrollo que en los exteriores de las ciudades de los países desarrollados.

2.2.3 Factores meteorológicos

A mayor altitud, la presión parcial de oxígeno disminuye y, en compensación, la inhalación aumenta. En el caso de los contaminantes gaseosos, no se espera ningún aumento en los efectos respecto a aquellos esperados en el nivel del mar como resultado del aumento de la inhalación, ya que las presiones parciales de los gases contaminantes disminuirán a la par que la del oxígeno. Por otro lado, en el caso de las partículas, los mayores volúmenes de inhalación darán lugar a la ingesta de un mayor número de partículas transmitidas por el aire, lo cual probablemente altere la deposición. Cabe la posibilidad de que existan diferencias entre los efectos en aquellos que siempre hayan vivido en zonas altas y aquellos que recién lo hacen.

La temperatura tiene un efecto importante en la salud y ha demostrado ser un factor de confusión importante al examinar los efectos de los contaminantes del aire. La curva de la relación entre temperatura ambiental y enfermedad tiene forma de U o V, con un aumento del exceso de mortalidad diaria en condiciones tanto frías como cálidas. Las poblaciones locales tienden a aclimatarse a las condiciones locales y enfrentan mejor los cambios de temperatura que los inmigrantes de otros países. El efecto de las temperaturas bajas en el invierno es más marcado en los países con climas templados que en los países mucho más fríos. Los volúmenes inhalados aumentan con el calor y, por lo tanto, también la ingesta de contaminantes. Además, los días cálidos impulsan a las personas a pasar mayor tiempo al aire libre, lo que puede alterar los modelos de exposición personal. De hecho, vivir durante la temporada de calor en casas bien ventiladas, donde las puertas y ventanas se pueden abrir, puede disminuir la exposición a los contaminantes de interiores y aumentar la exposición a fuentes externas.

Es probable que la humedad no cause un efecto significativo en la toxicidad de los contaminantes gaseosos, y puede reducir los efectos de algunas partículas al permitir el crecimiento higroscópico del tamaño de la partícula antes de la inhalación y, por lo tanto, alterar los modelos de deposición desde las vías respiratorias inferiores hasta las vías respiratorias superiores en el pulmón.

2.2.4 Factores demográficos

La distribución de la población por grupos de edad varía notablemente de un país a otro. Las personas mayores tienden a ser más susceptibles a la contaminación del aire debido al funcionamiento limitado de sus mecanismos fisiológicos de defensa, a sus menores reservas fisiológicas y al aumento de la prevalencia de enfermedades. Los niños muy pequeños también pueden estar en mayor riesgo debido a que sus mecanismos de defensa todavía están en desarrollo, a las mayores tasas de ventilación por unidad de masa corporal y a que tienden a pasar más tiempo al aire libre que los adultos.

2.2.5 Factores socioeconómicos

Las personas con un bajo nivel de vida sufren deficiencias de nutrición, enfermedades infecciosas debido a condiciones insalubres y hacinamiento, además de tener un nivel insuficiente de atención médica. Cada uno de estos factores puede aumentar la susceptibilidad de los individuos a los efectos de la contaminación del aire. La ausencia de antioxidantes en el régimen alimenticio puede disminuir los mecanismos de defensa contra los contaminantes oxidantes del aire como el O_3 y el NO_2 . Es probable un retardo en los mecanismos naturales de eliminación de las partículas nocivas de las vías respiratorias cuando estas ya están dañadas por la infección. En los países en desarrollo, la baja calidad del aire puede estar estrechamente relacionada con la incidencia de enfermedades infecciosas.

2.2.6 Efectos de los diferentes niveles de enfermedades en la población

Las enfermedades que causan la estrechez de las vías respiratorias, una reducción en el área de la superficie de intercambio de gases del pulmón y una mayor alteración de la proporción inhalación-perfusión pueden hacer al individuo más susceptible a los efectos de diversos contaminantes del aire. Los estudios epidemiológicos han demostrado que los pacientes con asma o enfermedades pulmonares obstructivas crónicas experimentan un aumento de los síntomas cuando los niveles de los contaminantes se incrementan (véase el capítulo 3). Cabe observar que el asma es menos común en los países en desarrollo que en los países desarrollados. No obstante, la prevalencia de enfermedades infecciosas en los países en desarrollo, incluida la tuberculosis, puede incidir negativamente contra el desarrollo de la respuesta de los anticuerpos de la inmunoglobulina E, a los anticuerpos IgE, lo cual es característico del asma.

2.2.7 Diferencias específicas de los niveles de prevalencia de los contaminantes de aire

Las concentraciones de los contaminantes del aire varían significativamente de un país a otro. En los países donde la contaminación del aire en interiores es común debido a que se cocina con fuego abierto y en habitaciones con muy poca ventilación, la exposición en interiores puede ser una causa importante de daño a la salud, principalmente entre las mujeres. En otros países, incluidos los del Medio Oriente, las concentraciones de partículas en exteriores son altas debido al polvo dispersado por el viento. En las áreas desérticas este polvo contiene una alta proporción de sílice y se han observado nódulos silicóticos en los pulmones de los habitantes de las zonas correspondientes. No obstante, las altas concentraciones de ceniza volcánica no parecen estar asociadas con los efectos agudos sobre la salud. AMIS (OMS, 1997b; OMS

1998b) provee ejemplos específicos de los niveles de la calidad del aire urbano y de la calidad del aire en interiores en diversos países de todo el mundo.

Es probable que los países donde se emplea el carbón pardo (o lignito) para la calefacción doméstica muestren altas concentraciones de humo y SO_2 . A estos se les deben sumar los contaminantes producidos por los vehículos automotores. En muchas partes del mundo se emplea combustible con plomo y en estas zonas, las partículas de plomo transportadas por el viento tienen una contribución importante en la ingesta total de plomo, tanto por inhalación como por ingestión.

2.3 Exposición a los contaminantes del aire

Para caracterizar bien la distribución de las exposiciones humanas, se tendría que medir directamente cada concentración de contaminantes en la zona respiratoria de cada miembro de una muestra representativa de la población de interés. Sin embargo, actualmente esto es técnicamente imposible y quizá también poco práctico. En cambio, las mediciones de la calidad del aire ambiental en sitios de monitoreo centralizados y fijos son sustitutos muy usados para estimar las exposiciones de la población y generalmente son el único recurso cuantitativo disponible que puede relacionarse con las exposiciones. Los monitores personales para estimar las exposiciones podrían superar algunas deficiencias de los monitoreos ambientales del aire, pero solo se pueden aplicar a una muestra pequeña de la población.

Existen muchos factores que pueden explicar las diferencias sustanciales entre las concentraciones de contaminantes medidas en sitios centralizados y aquellas medidas en las zonas respiratorias de los habitantes de la comunidad. Los contaminantes del aire emitidos en exteriores pueden disminuir durante la infiltración en el aire de interiores. Esta disminución puede ser mínima en el caso de los contaminantes de origen externo cuando las barreras, como ventanas y puertas, están abiertas o no existen. En cambio, la disminución puede ser muy significativa en edificios que están totalmente cerrados debido a la necesidad de calefacción o de aire acondicionado.

La disminución de las concentraciones de contaminantes del aire en interiores debido a la remoción hacia las superficies de dichos interiores depende en gran medida de las características fisicoquímicas del contaminante. En un extremo están los componentes de partículas finas químicamente estables como el ion de sulfato, cuando las concentraciones de interiores generalmente están compuestas por 90% o más de concentraciones de exteriores. En el otro extremo, las concentraciones de interiores pueden ser bajas para las partículas mayores depositadas por sedimentación en el aire relativamente estable.

En el caso de un gas poco reactivo, como el CO, la razón entre la concentración de interiores y la de exteriores generalmente se aproxima a la unidad en una vivienda sin fuentes internas de CO. No obstante, las concentraciones de interiores pueden ser mucho mayores que las de exteriores cuando hay fuentes como consumo de cigarrillos y fuego abierto usado para cocinar o para la calefacción central. En cambio, los gases químicamente reactivos, como el O_3 y el SO_2 se dispersan muy rápidamente hacia las superficies de interiores, y reaccionan con ellas. Esto da lugar a que la razón entre concentración de interiores y exteriores generalmente sea menor que la unidad.

El plomo es el único contaminante clásico del aire que puede ingresar en los seres humanos a través de vías indirectas. En aquellos lugares donde se usan combustibles a base de plomo, se pueden inhalar emisiones de partículas finas de los escapes de los vehículos. También se pueden ingerir las partículas que se acumulan en las superficies del suelo, ya sea directamente del suelo en los espacios de juego o después que hayan ingresado a los hogares como un componente del polvo de la vivienda. Incluso, el plomo particulado que se deposita en las plantas o en áreas agrícolas puede permanecer en los productos alimenticios e ingresar al cuerpo. Los demás contaminantes tóxicos del aire usan vías similares.

Los seres humanos realizan una serie de actividades diarias y la concentración de contaminantes del aire en sus zonas respiratorias varía significativamente a medida que las personas se trasladan a través de varios microambientes, cada uno de los cuales se ve afectado por diferentes factores de disminución o aumento de las fuentes internas. Por otro lado, ni siquiera un conocimiento de la concentración de todos los contaminantes relevantes en cada microambiente permitiría predecir las respuestas fisiológicas y patológicas a la exposición a ellos. La ingesta de contaminantes también se vería afectada significativamente por la tasa y el modelo de ventilación, el ingreso del aire por la nariz o boca, el tamaño de las vías respiratorias (que muestran una gran variación entre los individuos), la historia lejana e inmediata de exposición a otras sustancias tóxicas (como el humo del cigarro) y el historial de enfermedades y predisposiciones genéticas. Muchos de estos factores se pueden expresar a través de modelos que se han usado para estimar la distribución de las dosis relacionadas con las concentraciones del aire ambiental.

Dióxido de azufre

El SO₂ es un gas incoloro, de olor acre, irritante, soluble en agua y reactivo. Las concentraciones en el aire ambiental en las ciudades de los países desarrollados han disminuido en los dos o tres últimos decenios debido a controles más estrictos de las emisiones, al mayor uso de combustibles con bajo contenido de azufre y a la reestructuración industrial. Por consiguiente, las concentraciones ambientales altas en los últimos decenios han sido reemplazadas por concentraciones medias anuales que oscilan entre 20 y 40 µg/m³ en la mayoría de las ciudades de los países desarrollados y las medias diarias generalmente no son mayores de 125 µg/m³.

No obstante, la situación es más compleja en los países en desarrollo. En las ciudades, las concentraciones medias anuales de SO₂ en el aire ambiental pueden variar de niveles muy bajos a 300 µg/m³ (OMS, 1998b). Las concentraciones pico medidas como promedios de diez minutos pueden ser mayores de 2.000 µg/m³ en condiciones de poca dispersión atmosférica como las inversiones (véase la sección 2.2.2) o cuando determinadas condiciones atmosféricas llevan las emisiones al nivel del suelo. El SO₂ también puede alcanzar altas concentraciones en algunos ambientes interiores a través del uso de combustibles que contienen azufre, como el carbón usado para la calefacción y la cocina (véase la sección 4.2).

Como el SO₂ es sumamente reactivo, su distribución a través de las vías de conducción del tracto respiratorio no es uniforme. En el caso de volúmenes bajos y moderados de ventilación pulmonar y respiración nasal, la penetración en los pulmones es insignificante. Para volúmenes mayores de ventilación pulmonar e inhalación oral, las dosis de interés se pueden extender hasta los bronquios segmentarios. El SO₂ solo puede llegar a la región de intercambio de gases

de los pulmones después de la adsorción en partículas finas. La superficie de la partícula disponible es limitada excepto cuando hay concentraciones de masas muy grandes de partículas finas (OMS, 1987; OMS, 1994a).

Otra consideración especial sobre el SO₂ es que hay una gran variación en la susceptibilidad a una respuesta de constricción de los bronquios. Las personas que padecen de asma o atopia pueden ser aproximadamente 10 veces más receptivas que los individuos sanos.

Dióxido de nitrógeno

Las concentraciones ambientales de NO₂ en el aire son variables. Las concentraciones naturales de fondo en el aire ambiental pueden ubicarse en el rango de menos de 1 µg/m³ a más de 9 µg/m³. Las concentraciones anuales medias en el aire ambiental urbano pueden variar entre 20 y 90 µg/m³ con concentraciones máximas de 75 a 1.000 µg/m³ por hora (OMS, 1994a). Las concentraciones de NO₂ en interiores pueden alcanzar concentraciones promedio de 200 µg/m³ durante varios días, con concentraciones máximas de 2.000 µg/m³ por hora en los casos en que hay dispositivos de calefacción de gas con poca ventilación (OMS, 1994a).

El NO₂ es un gas relativamente insoluble en agua. Este gas puede inhalarse en grandes cantidades y penetrar a las vías respiratorias inferiores del pulmón, lo que puede generar respuestas biológicas. Al igual que el SO₂, los individuos que padecen de asma son más susceptibles de desarrollar una respuesta de constricción bronquial.

Monóxido de carbono

Las concentraciones ambientales naturales de CO oscilan entre 0,01 y 0,23 mg/m³ (OMS, 1994a). En las zonas urbanas, las concentraciones medias durante ocho horas generalmente son inferiores a 20 mg/m³ y los niveles pico de una hora usualmente son inferiores a 60 mg/m³. Las concentraciones más altas normalmente se miden cerca de las vías principales, ya que los vehículos son la principal fuente de CO. Las concentraciones de CO pueden ser altas en los vehículos, estacionamientos subterráneos, túneles y otros ambientes interiores donde los motores de combustión funcionan con ventilación inadecuada. En estas circunstancias, las concentraciones medias de CO pueden llegar a 115 mg/m³ durante varias horas. En las casas donde se usan sistemas de calefacción de combustión sin salida de gases, las concentraciones pico pueden llegar hasta 60 mg/m³ (OMS, 1994a).

Al entrar en contacto con la hemoglobina, el CO tiene efectos tóxicos en los vasos capilares de los pulmones. No se elimina de las vías respiratorias superiores.

Ozono

Las concentraciones de fondo de O₃ en lugares remotos y relativamente no contaminados del mundo generalmente oscilan entre 40 y 70 µg/m³ con un promedio de una hora. En las ciudades y áreas a sotavento de las ciudades, las concentraciones medias horarias máximas pueden llegar a 300 ó 400 µg/m³. Las altas concentraciones de O₃ pueden persistir 8 ó 12 horas por día durante varios días si las condiciones atmosféricas favorecen la formación de O₃ y las

condiciones de dispersión son deficientes (véase la sección 2.2.2). Por lo general, las concentraciones de O_3 son mayores en exteriores que en interiores.

El O_3 es un gas relativamente insoluble en agua. Cuando reacciona, causa efectos tóxicos en la superficie de las vías respiratorias menores. La dosis-respuesta es mayor en los bronquiolos terminales y respiratorios. En contraste con el NO_2 y el SO_2 , hay muy poca diferencia en la respuesta de la función pulmonar entre los asmáticos y los individuos sanos. No obstante, todavía no se ha llegado a comprender la gran variabilidad de las respuestas individuales.

Material particulado (MP)

Las concentraciones de las partículas en el aire son sumamente variables. Algunas áreas tienen niveles muy altos debido al polvo de suelos áridos que el viento acarrea. Algunas actividades del hombre como los incendios provocados, el pastoreo excesivo, las prácticas agrícolas y la minería pueden aumentar las concentraciones de partículas en el aire en zonas remotas. En Europa occidental y América del Norte los esfuerzos realizados para controlar las emisiones de partículas por lo general han disminuido los niveles de las partículas en el aire ambiental. En muchas ciudades las concentraciones anuales promedio de MP_{10} oscilan entre 20 y 50 $\mu g/m^3$ para el aire ambiental (OMS, 1994a). Sin embargo, las concentraciones anuales medias de algunas ciudades de Europa oriental y de algunos países en desarrollo pueden ser mayores de 100 $\mu g/m^3$. Por lo general, las concentraciones de $MP_{2,5}$ representan de 45% a 65% de las concentraciones de MP_{10} .

La concentración del material particulado en interiores puede ser sumamente alta cuando se emplean para la cocina y la calefacción combustibles de biomasa como la madera, los residuos de cultivos y de estiércol y el carbón. En los países en desarrollo se han medido concentraciones de partículas suspendidas totales en interiores durante la cocina con combustibles de biomasa. Estas concentraciones van desde 2.000 hasta 5.000 $\mu g/m^3$ (véase la sección 4.2).

El tamaño de la partícula es un factor crítico en la distribución de la dosis interna. La ubicación de la deposición inicial en las vías respiratorias depende del tamaño de las partículas: las partículas gruesas se depositan en las vías respiratorias superiores y las partículas finas se transportan al tracto respiratorio inferior. La tasa de deposición en las vías respiratorias de conducción también depende del tamaño de las partículas (véase la sección 2.1).

Plomo

Los niveles de plomo que se encuentran en el aire, los alimentos, el agua y el suelo o el polvo varían significativamente en todo el mundo y dependen del grado de desarrollo industrial, la urbanización y otros factores vinculados con el estilo de vida. En las áreas urbanas próximas a fundiciones se han reportado en el aire ambiental niveles de plomo superiores a 10 $\mu g/m^3$, mientras que en las ciudades donde ya no se usa gasolina con plomo se han registrado niveles menores de 0,1 $\mu g/m^3$. En las ciudades de los países en desarrollo, los niveles de plomo relacionados con el tránsito varían entre 0,3 y 1 $\mu g/m^3$ con valores anuales medios extremos que oscilan entre 1,5 y 2 $\mu g/m^3$.

El plomo se inhala como partículas finas y se deposita en los pulmones. Dado que el ingreso de plomo a la sangre depende del patrón de deposición y de la solubilidad (que están influidos por la forma química y el tamaño de la partícula), el contenido total de plomo solo es un sustituto de la dosis biológicamente efectiva. Además, como se ha expuesto en las secciones anteriores, el plomo transportado por el aire también puede llegar a los humanos indirectamente, a través de la deposición en el suelo y en la vegetación y a través de la cadena alimenticia.

Otros contaminantes del aire

En casi todos los países, los programas de monitoreo de la calidad del aire se centran casi exclusivamente en contaminantes clásicos seleccionados. De los demás contaminantes (considerados detalladamente en la sección 3.2) son pocos los que se monitorean rutinariamente, excepto en unos cuantos ambientes laborales. Algunas veces se recolectan datos sobre exposiciones personales a contaminantes clásicos y otros contaminantes del aire, pero rara vez se estandarizan protocolos para la recolección y análisis de muestras y procesamiento y almacenamiento de datos. Como consecuencia de ello, los estimados para las exposiciones personales generalmente se basan en modelos altamente inciertos y en supuestos contruidos dentro de dichos modelos. En general, la situación relacionada con las concentraciones ambientales de otros contaminantes del aire considerados en la sección 3.2 se caracteriza tal como se describe en la segunda columna de los cuadros 3.2 y 3.3 en esa sección.

2.4 Función de las guías y normas

El propósito de estas guías es ofrecer un fundamento para proteger la salud pública de los efectos adversos de la contaminación del aire y eliminar o reducir al mínimo aquellos contaminantes que son o con probabilidad resultan peligrosos para la salud y el bienestar humano (OMS, 1987).

Estas guías brindan información básica a las naciones que están estableciendo sus normas de calidad del aire, a pesar de que su uso no se limite a ello. Las guías no están concebidas como normas. Al transitar de las guías a las normas, se deben considerar los niveles prevalentes de exposición y las condiciones ambientales, sociales, económicas y culturales de cada nación o región (véase la sección 2.4.4). En ciertas circunstancias, puede haber razones válidas para llevar a cabo políticas que resulten en valores de normas por encima o por debajo de los valores guía (OMS, 1987).

2.4.1 Las Guías para la Calidad del Aire de Europa (OMS, 1987)

Desde 1958, la OMS reconoció que la contaminación del aire era una amenaza para la salud y el bienestar de las personas en todo el mundo. Por consiguiente, tomó las primeras medidas para poner en orden los hechos y proponer procedimientos para que los países miembros desarrollaran medidas preventivas y correctivas, antes de que ocurrieran daños serios en la salud de sus habitantes (OMS, 1958). En un informe técnico posterior se describen los criterios para las guías de la calidad del aire como pruebas que permiten determinar la naturaleza y magnitud de la contaminación del aire en el hombre y el ambiente. Las guías se definieron como series de concentraciones y tiempos de exposición relacionados con efectos específicos

de diversos grados de contaminación del aire en el hombre, los animales, la vegetación y el ambiente en general (OMS, 1964). En 1972 se formularon pautas relacionadas con los niveles de contaminantes del aire que son un riesgo para la salud en el caso de los compuestos “clásicos”: SO₂, MP5, CO y oxidantes fotoquímicos (OMS, 1972). Estos esfuerzos culminaron en 1987 con la publicación de las Guías para la Calidad del Aire de Europa, sobre una serie más amplia de contaminantes del aire (OMS, 1987).

Para establecer los valores guía de las Guías para la Calidad del Aire de Europa (OMS, 1987), se consideró cuidadosamente información pertinente sobre los contaminantes. Se observó que idealmente los valores guía deberían representar las concentraciones de compuestos químicos en el aire que no supongan ningún peligro para la población humana. No obstante, la evaluación realista de los riesgos a la salud humana requería una distinción entre la seguridad absoluta y el riesgo aceptable. Para lograr la seguridad absoluta, sería necesario conocer las relaciones completas de dosis-respuesta en los individuos en relación con todas las fuentes de exposición. Más aún, se tendrían que conocer el tipo de efecto tóxico que causan los contaminantes específicos o sus mezclas; la existencia o ausencia de “umbrales” para determinados efectos tóxicos; la importancia de las interacciones y la variación en los niveles de sensibilidad y de exposición en la población humana. No obstante, no siempre se dispone de datos tan abarcadores y concluyentes sobre los contaminantes ambientales. Por lo tanto, el criterio y consenso científico juegan un rol importante para establecer niveles de exposición aceptables.

Criterios para las consecuencias diferentes de la carcinogenicidad

En el caso de los compuestos que no se consideran carcinogénicos o de compuestos para los cuales los datos sobre carcinogenicidad son insuficientes o inexistentes, el punto de partida para derivar los valores guía fue definir la concentración más baja en la que se observaron efectos en los seres humanos, los animales y las plantas. La diferencia entre el nivel más bajo en que se observa un efecto y el nivel en que no se observa efecto alguno es uno de los factores considerados en los criterios sobre el margen de protección adecuado. En el caso de los efectos irritantes y sensoriales en el ser humano, se consideró deseable determinar el nivel sin efecto, en los casos en que ello fuera posible.

Criterios para la selección de un nivel mínimo de efecto adverso observable (LOAEL, por sus siglas en inglés)

Se encontró considerablemente difícil hacer una distinción entre los efectos adversos y los no adversos. El efecto adverso se definió como “todo efecto que produzca un daño funcional o lesiones patológicas que puedan afectar el funcionamiento de todo el organismo o que contribuya a reducir la capacidad de responder a un desafío adicional”. A pesar de esta definición, se encontró que todavía persistía un grado significativo de subjetividad e incertidumbre en esta noción. Para resolver esta dificultad, se clasificaron los datos en tres categorías: (i) las observaciones puntuales, incluso las de potenciales efectos dañinos para la salud, no se usaron como una base para el establecimiento de los valores guía; (ii) la existencia de un nivel mínimo de efecto adverso observable puede dar lugar a cambios patológicos y, por lo tanto, se la consideró como un mayor grado de gravedad para la salud; (iii) un cambio sustancial en la dirección de los efectos patológicos ha tenido una mayor influencia en las consideraciones para la formulación de los valores guía.

Criterios para la selección de los factores de incertidumbre

Los criterios para seleccionar los factores de incertidumbre tomaron en cuenta la toxicología de los contaminantes, el tipo de metabolitos formados, la variabilidad en el metabolismo o las respuestas en los seres humanos que sugieren grupos hipersensibles y la probabilidad de que el compuesto o sus metabolitos se acumulen en el organismo. Los factores de incertidumbre se determinaron esencialmente en consenso mediante el juicio científico.

Criterios para la selección de los periodos de exposición

Para este punto, se requirió aplicar también el juicio científico, a partir de la solidez de la evidencia disponible, ya que una sustancia química puede causar efectos agudos, menores y reversibles después de una exposición breve, y efectos discapacitantes e irreversibles tras una exposición prolongada. En general, cuando las exposiciones de corto plazo condujeron a efectos adversos, se recomendaron periodos de exposición de corto plazo. En otros casos, el conocimiento de la exposición-respuesta fue suficiente para recomendar un promedio de exposición de largo plazo.

Criterios para la consideración de los efectos sensoriales

Algunas de las sustancias seleccionadas para la evaluación despiden malos olores en concentraciones menores a aquellas en las que producirían efectos tóxicos. Si bien el fastidio por el mal olor no puede ser considerado en sentido estricto como un efecto adverso para la salud, es un elemento que afecta la calidad de vida. Por lo tanto, en los casos pertinentes, se han indicado niveles umbral del olor de tales sustancias químicas (umbral de detección, umbral de reconocimiento y umbral de molestia) y se han usado como base para valores guías independientes.

Criterios para las consecuencias carcinogénicas

La evaluación del riesgo de cáncer implica una evaluación cualitativa de la probabilidad de que un agente sea un carcinógeno humano y una evaluación cuantitativa de la tasa de cáncer que el agente puede causar en un determinado nivel y exposición.

Evaluación cuantitativa de la carcinogenicidad

La determinación de que una sustancia es carcinogénica se basa en los criterios de clasificación del Organismo Internacional para la Investigación sobre el Cáncer:

- Grupo 1: Carcinógenos humanos comprobados
- Grupo 2: Carcinógenos humanos probables. Esta categoría se divide en dos subgrupos, clasificados según el grado de evidencia sea mayor (Grupo 2A) o menor (Grupo 2B).
- Grupo 3: Productos químicos no clasificados

Para todos los productos químicos que no se encuentran en los grupos 1 y 2A, se establecieron valores guía basados en efectos no carcinogénicos.

Evaluación cuantitativa de la probabilidad carcinogénica

Se encontró que la evaluación cuantitativa del riesgo incluía una extrapolación del riesgo de niveles de dosis relativamente altas a niveles de dosis relativamente bajas. Las dosis altas son características de experimentos con animales o exposiciones ocupacionales, en los que se pueden medir las respuestas carcinógenas. Los niveles de dosis bajas constituyen una preocupación para la protección ambiental, en los casos en que tales riesgos son demasiado pequeños para poder medirlos directamente, ya sea en estudios con animales o epidemiológicos.

En las guías de 1987 el riesgo relacionado con la exposición a lo largo de la vida a una determinada concentración de una sustancia carcinogénica en el aire se estimó por extrapolación lineal. El potencial carcinogénico se expresó como el incremento estimado de la unidad de riesgo. El estimado incremental de la unidad de riesgo de un contaminante del aire se definió como “el riesgo adicional de desarrollar cáncer a lo largo de la vida en una población hipotética cuyos individuos están expuestos continuamente desde que nacen a una concentración de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ del agente en el aire que respiran”.

Los supuestos necesarios para el método de riesgo promedio relativo fueron: (i) la respuesta (medida como riesgo relativo) es una función de la dosis o exposición acumulativa; (ii) no existe dosis umbral para los carcinógenos; (iii) la extrapolación lineal de la curva de dosis-respuesta hacia el cero brinda un estimado conservador del límite superior del riesgo real, si la curva desconocida (verdadera) de dosis-respuesta tiene una forma sigmoidea; (iv) el riesgo relativo es constante en la situación específica de estudio.

Se han discutido ampliamente las ventajas y limitaciones del método usado en las guías de 1987.

2.4.2 El proceso de formulación de las guías

Durante la formulación de las guías de la OMS de 1987, se dio énfasis a la especificación de guías referentes a la concentración y al tiempo de exposición, que definirían una exposición incapaz de producir efectos adversos, incluso en la mayoría de los grupos más sensibles al contaminante en cuestión. Se acordó que los cambios menores, conocidos también como *cambios fisiológicos* —por ejemplo, en los índices de la función pulmonar— no encajaban dentro de la definición de “efectos adversos”.

Las guías para muchos de los contaminantes clásicos del aire se basaron en estudios controlados de exposición o en estudios epidemiológicos que demostraron un efecto umbral. Se aplicaron factores de incertidumbre o de protección a los datos publicados a fin de considerar individuos más sensibles que podrían no haber estado representados debidamente en los estudios. Las guías establecieron los niveles de exposición a los cuales, o por debajo de los cuales, no se puede esperar ningún efecto adverso. Esto no implica que apenas una guía se exceda se producirán efectos adversos sino que se incrementarán las probabilidades de que dichos efectos se produzcan. Algunas veces las guías se han malinterpretado como niveles mínimos de efectos adversos observables (LOAEL, por sus siglas en inglés), cosa que no son.

Los carcinógenos genotóxicos recibieron otro tratamiento: se estimó una unidad de riesgo mediante el cálculo del riesgo adicional de una exposición a lo largo de la vida por unidad de

concentración del carcinógeno. Para algunos contaminantes, incluido el O₃, se especificó la guía como un rango de concentraciones.

Durante el periodo que medió entre la publicación de las guías de 1987 y su revisión, se realizaron varias reuniones para considerar en qué medida se podían actualizar las guías (OMS, 1992a; OMS, 1994a; OMS, 1995a; OMS, 1995b; OMS, 1995c; OMS, 1996a). Hasta la fecha, se han tomado varias decisiones importantes que se han detallado en los informes de las reuniones. Entre estas, se resaltó la necesidad de brindar orientación sobre la relación exposición-respuesta para tantos contaminantes como sea posible. Esta ha sido una característica importante de las guías revisadas.

En la versión actualizada de la Guías para la Calidad del Aire de Europa, de la OMS, se adoptó un enfoque similar al de 1987. No obstante, las ingestas tolerables totales se calcularon primero para contaminantes provenientes de múltiples medios y luego se dividieron adecuadamente entre las diferentes rutas de exposición. El término *factor de protección*, usado en las guías de 1987, se dejó de lado. En cambio se empezó a usar el término *factores de incertidumbre* para dar cuenta de la extrapolación de los animales a los seres humanos (también se calcularon las concentraciones equivalentes al ser humano) y la variabilidad individual. Cuando se contó con información acerca de las diferencias farmacocinéticas entre las especies y en el interior de ellas, se emplearon factores de incertidumbre derivados de datos. En los casos necesarios, se aplicaron factores de incertidumbre adicionales para representar la naturaleza y gravedad de los efectos observados y para la adecuación de las bases de datos. Para la mayoría de compuestos considerados, se proporcionó información sobre la relación entre dosis-respuesta y exposición a fin de brindar guías claras sobre el posible impacto del contaminante en los diferentes niveles de exposición y para lograr un proceso de toma de decisiones debidamente informado. Para algunos compuestos, como el platino, se consideró innecesario un valor guía, ya que la exposición al platino a través de los niveles de aire estuvo muy por debajo del nivel mínimo en el que se observaron los efectos. Para otros compuestos —por ejemplo, MP₁₀— no se pudo encontrar ningún efecto umbral y, por lo tanto, no se pudo derivar ningún valor guía. En cambio, se brindó información sobre la relación exposición-efecto de diversos contaminantes y se enfatizaron sus consecuencias en la salud pública.

En el proceso de actualización para los carcinógenos, se adoptó un enfoque más flexible que el de 1987. Como enfoque predeterminado, se realizó una extrapolación del riesgo con dosis baja para los grupos 1 y 2A y se aplicó un factor de incertidumbre para los grupos 2B y 3. Sin embargo, el mecanismo de acción del carcinógeno fue el factor determinante del método de evaluación. En consecuencia, se decidió que los compuestos clasificados en los grupos 1 ó 2A se podrían evaluar con factores de incertidumbre si existiera evidencia de un mecanismo no umbral de carcinogenicidad. En cambio, los compuestos clasificados en el grupo 2B se podrían evaluar por métodos de extrapolación con dosis baja, si se comprobara un mecanismo no umbral de carcinogenicidad en animales. También se observó mayor flexibilidad en la elección del modelo de extrapolación de acuerdo con los datos disponibles (incluidos los datos para el modelo de PBPK). Como enfoque predeterminado, se usó el modelo linearizado de múltiples etapas. Además de proporcionar estimados de la unidad de riesgo en casos de extrapolación de riesgos con dosis baja, se calcularon los niveles asociados con el exceso de riesgo de cáncer de 1:10.000, 1:100.000 y 1:1.000.000.

Al evaluar, desde el punto de vista ecológico, los efectos tóxicos de los contaminantes principales, se evaluaron también los efectos del O₃, los compuestos que contienen nitrógeno y el SO₂ en la vegetación (cultivos, bosques). Además de los efectos de la deposición de los compuestos de nitrógeno, también se evaluaron los efectos de los sulfatos y la acidez total. Se aplicaron los principios desarrollados por el Grupo de Trabajo sobre los Efectos bajo la Convención sobre la Contaminación Transfronteriza del Aire de la United Nations Economic Commission for Europe, UNECE. Las evaluaciones se llevaron a cabo conjuntamente con ese grupo. Se derivaron niveles y cargas críticas. Los niveles críticos son concentraciones de contaminantes en la atmósfera sobre las cuales se pueden producir efectos adversos en receptores como las plantas, los ecosistemas o los materiales. Las cargas críticas representan estimados cuantitativos de una exposición, en la forma de deposición, a uno o más contaminantes, debajo de los cuales no ocurrirán efectos dañinos significativos en determinados elementos sensibles del ambiente.

2.4.3 Relaciones exposición-respuesta

Estas guías dan énfasis a los datos epidemiológicos. Algunas veces, se prefieren estudios epidemiológicos en lugar de estudios de exposición controlada porque brindan información sobre la respuesta en la población y sobre los efectos de la exposición real a los contaminantes y sus mezclas. No obstante, cuando se formulan las guías, los resultados de los estudios epidemiológicos son más difíciles de usar que los estudios de exposición controlada.

La mayoría de los estudios epidemiológicos relacionan las respuestas con las concentraciones de contaminantes, generalmente medidas en sitios fijos de monitoreo. Si bien estos datos dicen poco sobre las relaciones de exposición-respuesta de los individuos, permiten conocer las relaciones de concentración-respuesta de la población estudiada. Tal relación depende del patrón de exposición de la población considerada. Por consiguiente, la relación puede variar de un país a otro. Cuando se compararon los resultados de los estudios de series temporales sobre los efectos de las partículas en Estados Unidos y Europa, solo se observaron pequeñas diferencias (Wilson y Spengler, 1996). No obstante, no se sabe si estas se debieron a diferencias entre los patrones de exposición, a una mayor o menor toxicidad de la partícula ambiental o a diferencias en los índices de las partículas medidas. Puede haber diferencias entre las respuestas a la contaminación del aire de los países desarrollados y las de los países en desarrollo.

Para definir las relaciones exposición-respuesta incluidas en las guías revisadas, se supuso una linealidad tanto para el material particulado como para el ozono. La extrapolación más allá de los datos disponibles es peligrosa, ya que la evidencia sugiere que la relación exposición-respuesta puede volverse menos pronunciada a medida que se incrementan los niveles de material particulado (Schwartz y Marcus, 1990; Lippmann e Ito, 1995). En el caso del O₃, la relación en concentraciones bajas pueden ser cóncava hacia arriba. Estos son puntos importantes que se deben considerar si las guías se van a usar en países con niveles de contaminación diferentes del rango que cubren las guías.

2.4.4 De las guías a las normas

Una norma de calidad del aire describe un nivel de calidad del aire adoptado como obligatorio por una autoridad reguladora. En términos más simples, se podría definir en función de una o más concentraciones y periodos de exposición. Se debe incorporar información adicional

sobre la forma de exposición (por ejemplo, en exteriores), sobre la vigilancia, que es importante para evaluar el cumplimiento de la norma, y sobre los métodos de análisis de datos, aseguramiento y control de la calidad.

En algunos países la norma es más restringida, ya que define un nivel aceptable de cumplimiento. Los niveles de cumplimiento se pueden establecer a partir de las unidades fundamentales que definen la norma. Por ejemplo, si la unidad que define la norma es el día, entonces un requisito para un cumplimiento al 99% permite exceder la norma en tres días al año. Es probable que el costo del cumplimiento de una norma dependa del grado de cumplimiento requerido. Por consiguiente, para establecer la norma, será recomendable considerar cuidadosamente los costos y beneficios de los diferentes niveles de cumplimiento.

Cabe recordar que la elaboración de las normas de calidad del aire es solo parte de una estrategia adecuada de manejo de la calidad del aire (véase el capítulo 6). También son necesarias la legislación, la identificación de las autoridades responsables de hacer cumplir las normas de emisión y las sanciones por exceder las normas. Las normas de emisión pueden desempeñar una función importante en la estrategia de gestión, principalmente si la multa por infracción se usa como mecanismo para reducir la contaminación. Esto puede ser importante tanto en el nivel nacional como local.

Las normas de calidad del aire también son importantes para informar al público sobre la calidad del aire. En este sentido, pueden ser un arma de doble filo porque el público normalmente supone que una vez que se excede una norma, se producirán efectos adversos para la salud, lo cual no siempre es el caso, como se explica en la sección 2.4.2.

2.4.5 Factores que se deben considerar para establecer una norma de calidad del aire

Cuando las guías de la OMS proporcionan un valor guía, el proceso de establecimiento de normas se simplifica. En general, es probable que sea innecesario revisar en el nivel local la base de datos de los efectos en la salud. No obstante, cuando se dispone de estudios publicados sobre las asociaciones entre los contaminantes del aire y los efectos para la salud en la región, las autoridades encargadas de formular las normas nacionales deberían considerarlos para evaluar la aplicabilidad de las Guías para la Calidad del Aire de la OMS. Si no se dispone de un valor único sino de un estimado de la unidad de riesgo o se define una relación concentración-respuesta, se deberían considerar los siguientes aspectos para establecer las normas:

- Se debería examinar la naturaleza de los efectos indicados y se debería decidir si representan efectos adversos para la salud.
- Se debería tomar en cuenta a las poblaciones especiales en riesgo.

En este documento, las poblaciones o grupos sensibles se definen como aquellos que sufren alguna deficiencia debido a enfermedades concurrentes u otras limitaciones fisiológicas y aquellas personas con características específicas que hacen que la exposición tenga mayores consecuencias en la salud (por ejemplo, los niños en desarrollo). También existen grupos que se pueden considerar en riesgo especial debido a sus patrones de exposición y al posible aumento de la dosis efectiva en una determinada exposición, como ocurre con los niños, por ejemplo. Las poblaciones sensibles pueden variar de un país a otro debido a diferencias en el número de

personas con acceso inadecuado a la atención médica, en la prevalencia de algunas enfermedades endémicas, en los factores genéticos o en la prevalencia de enfermedades debilitantes y en deficiencias en la nutrición. La persona encargada de la reglamentación debe decidir qué grupos específicos en riesgo deberían estar protegidos por las normas.

Estos factores se consideraron para desarrollar estas guías y se han incluido en los casos en que se han ofrecido valores guía.

La guía de la OMS para MPS se desarrolló para abordar los efectos en la salud relacionados con las exposiciones al material particulado emitido al ambiente en exteriores, así como al material particulado secundario presente en la atmósfera y proveniente de precursores gaseosos (por ejemplo, el sulfato, el nitrato y productos orgánicos originados por las secuencias de reacción fotoquímica). Las exposiciones tienen lugar en microambientes de exteriores e interiores después de la infiltración de las partículas en espacios de interiores ocupados. Las relaciones numéricas de los efectos descritas en la guía se basaron en datos de concentración de masa selectivos en función del tamaño que se obtuvieron de numerosos resultados de estudio —por lo general, consistentes— para la población urbana en América del Norte, América del Sur y Europa. No obstante, la transferencia de estas relaciones a otras partes del mundo se debería realizar con cuidado debido a diferentes razones. Entre ellas, se mencionan las siguientes:

1. La composición química de las partículas puede ser sustancialmente diferente en la nación donde se desarrolla la norma para la calidad del aire, en comparación con las regiones donde se realizaron los estudios comunitarios que contribuyeron al desarrollo de la guía. La concentración de masa en un rango seleccionado de partículas de acuerdo con su tamaño (es decir, MP_{10} y $MP_{2.5}$) es, en el mejor de los casos, un índice sustitutivo para los componentes biológicamente activos en la mezcla. En las comunidades que se estudiaron para desarrollar la guía, la mezcla estuvo dominada por emisiones primarias y secundarias de los vehículos motorizados, la generación de las centrales eléctricas y la calefacción central por combustión de gas natural y de aceite ligero. En las comunidades de los países menos desarrollados, las mezclas pueden ser diferentes, ya que pueden predominar las emisiones de unidades de combustión ineficiente y el polvo acarreado por el viento, con propiedades tóxicas muy distintas de las señaladas en los estudios usados por la OMS.
2. El rango de concentración de las partículas puede ser muy diferente. Las relaciones de concentración-respuesta de la OMS para el material particulado se basan en un modelo lineal de respuesta que es una aproximación adecuada dentro del rango de las concentraciones de partículas que generalmente se encuentran en los estudios usados por la OMS. No obstante, se ha establecido que el coeficiente tiende a disminuir hacia el extremo superior del rango de concentración. Además, la pendiente establecida para las concentraciones menores no se pueden usar de manera confiable para predecir las respuestas en los niveles mayores de concentración de masa que se pueden observar en las áreas urbanas de países menos desarrollados.
3. La respuesta de la población puede ser muy diferente. Las relaciones de concentración-respuesta de la OMS se basaron en respuestas de poblaciones que tenían, en general, una buena alimentación y que podían acceder a servicios modernos de salud. En

cambio, las poblaciones expuestas a concentraciones mayores de partículas en los países menos desarrollados probablemente tengan una nutrición y atención de salud de menor calidad. Al mismo tiempo, se puede tratar de una población de personas más resistentes o conformada por menos personas en una situación de salud frágil. Aún no ha quedado claro si la respuesta de las poblaciones en otras partes del mundo difiere de los estudios realizados en América del Norte, América del Sur y Europa.

Por estas razones, se debe tener cautela al usar las relaciones de concentración-respuesta de la OMS como predictores de los impactos en la salud en países menos desarrollados. En particular, las relaciones no se deben extrapolar a concentraciones que excedan los rangos incluidos en los gráficos del 3.6 a 3.8.

2.4.6 Factores de incertidumbre

Al formular estas guías, se consideró que la magnitud de los factores de incertidumbre aplicados a los datos publicados para derivar una guía es un problema que debe ser resuelto mediante el criterio de los especialistas y no una prescripción (OMS, 1987). Para los casos en los que se tuvo una base de datos más sólida, se emplearon factores de incertidumbre menores. La solidez de la base de datos depende de la disponibilidad de estudios publicados relevantes para las circunstancias del país para el que se formulan las guías. Es posible que al avanzar de las guías a normas específicas para los países, sea necesario revisar el tamaño de los factores de incertidumbre.

La evaluación del impacto o del riesgo desempeña un papel importante en la formulación de normas. Esto dependerá de la exposición y se requerirá una evaluación de la exposición de la población. Para definir la forma apropiada de la evaluación de la exposición que se requiere, se debe prestar atención a la base de datos de la que se derivó la guía.

La aceptabilidad del riesgo varía de un país a otro y depende en parte de las condiciones sociales, las prioridades y los otros riesgos a los que se expone la población. Un riesgo que es inaceptable en algunos países podría ser considerado pequeño en otros.

2.4.7 Análisis costo-beneficio y otros factores

Es necesario sopesar los costos implicados en la minimización de los niveles de la contaminación de aire en función de los beneficios producidos. El análisis costo-beneficio es una manera de realizar formalmente este proceso. Este análisis usa el dinero como unidad de medida de los costos y beneficios. La idea es que las emisiones contaminantes se reduzcan hasta que los costos asociados y los beneficios alcancen un balance; dicho más estrictamente, que los costos marginales y los beneficios sean iguales. Si bien el costo de las medidas de minimización puede ser relativamente fácil de cuantificar, este puede no ser el caso cuando se emplean medidas no técnicas. En cualquier caso, es probable que sea más difícil asignar valores monetarios a los beneficios obtenidos. Algunos aspectos de la disminución de la morbilidad, como el menor uso de centros hospitalarios y medicamentos, son comparativamente fáciles de medir; otros, como la reducción del número de muertes prematuras y síntomas, no lo son. Se ha sugerido la aplicación de valores monetarios basados en la "voluntad de pagar", lo que ha sido aceptado por muchos economistas de la salud. Este enfoque se prefiere al que está basado solo en índices

como la pérdida de producción, las ganancias o los gastos hospitalarios. El análisis costo-beneficio se discute detalladamente en la sección 7.9.

En la práctica, los preceptos teóricos estrictos del análisis costo-beneficio deben complementarse con consideraciones sociales y económicas más amplias. Este proceso se suele describir como “análisis hecho por los actores involucrados”. Los actores se definen como aquellos que tienen algún interés en el resultado de un proceso de toma de decisiones. El objetivo es asegurar, en la medida de lo posible, la equidad social y la justicia, tomando en cuenta a todas las partes implicadas. Una participación adecuada y oportuna de todos los actores implicados favorecerá la transparencia del proceso y probablemente incrementará la aceptabilidad del resultado.

Al establecer normas nacionales de calidad del aire, además de los factores monetarios, también es importante evaluar la capacidad técnica del país para lograr y mantener la calidad del aire estipulada en las normas, las implicaciones sociales de adoptar ciertas normas para asegurar la equidad de los costos y beneficios entre la población y los costos y beneficios ambientales.

3. Normas basadas en la salud

En este capítulo se describen brevemente los contaminantes clave del aire, también denominados *contaminantes “clásicos” del aire* (SO_2 , NO_2 , CO, O_3 , MPS y plomo), en relación con la evaluación de riesgos para la salud y los valores guía recomendados. Se da especial énfasis al MP_{10} y al $\text{MP}_{2.5}$. También se incluye un cuadro sinóptico con información sobre otros contaminantes del aire (incluidos los compuestos inorgánicos, componentes orgánicos volátiles y ciertos contaminantes del aire en interiores como el radón). Estas secciones se basan en los informes preparados para actualizar las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1999a) y en datos sobre la exposición en diversas regiones. En la tercera sección se consideran otros factores como la altitud, la humedad, la temperatura, la situación nutricional, la situación de la salud, la vulnerabilidad, etcétera, que afectan el impacto real de los contaminantes del aire en la salud de los individuos y de los grupos vulnerables.

3.1 Contaminantes clave del aire

Dióxido de azufre

Exposiciones de corto plazo (menos de 24 horas)

La mayoría de los datos sobre los efectos agudos del SO_2 proviene de experimentos realizados en estudios de cámara controlados con voluntarios expuestos al SO_2 por periodos que van desde unos cuantos minutos hasta una hora (OMS, 1999a). Las respuestas agudas se observan durante los primeros minutos desde el inicio de la inhalación. El aumento del periodo de exposición no incrementa los efectos. Los efectos incluyen reducciones del volumen medio espiratorio forzado durante un segundo (VEF_1), el aumento de la resistencia de las vías respiratorias (sRAW, por sus siglas en inglés) y síntomas como el silbido y la respiración entrecortada. Estos efectos aumentan cuando se realizan ejercicios que llevan a inhalar un mayor volumen de aire, ya que esto permite que el SO_2 penetre aún más las vías respiratorias.

Se ha demostrado que existe un amplio rango de sensibilidad, tanto en individuos normales como en aquellos que padecen de asma. Las personas asmáticas son el grupo más sensible de la comunidad. Se han observado relaciones continuas de exposición-respuesta sin un umbral claramente definido. Para definir un valor guía, se han tomado en cuenta las concentraciones mínimas asociadas con los efectos adversos en pacientes asmáticos que realizan ejercicios, en estudios de cámara. El cuadro 3.1 muestra una relación exposición-respuesta para pacientes asmáticos, expresada en términos de cambios en el VEF_1 después de una exposición de 15 minutos.

Exposición durante 24 horas

Los datos sobre los efectos de una exposición ponderada dentro de un periodo de 24 horas se obtienen principalmente de estudios epidemiológicos en los que se consideran los efectos del SO_2 , del MPS y de otros contaminantes asociados. Los síntomas parecen aumentar en forma consistente cuando la concentración del SO_2 es mayor de $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en presencia de MPS, en paneles de pacientes sensibles seleccionados. Otros estudios más recientes, desarrollados en

Europa, se refieren a mezclas de emisiones industriales y vehiculares que actualmente son comunes en el aire ambiental. En niveles bajos de exposición (con niveles medios anuales menores de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y niveles diarios generalmente no mayores de $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$), se han observado efectos de mortalidad (total, cardiovascular y respiratoria) y admisiones hospitalarias de emergencia por causas respiratorias y enfermedades pulmonares obstructivas crónicas (EPOC). Si bien en algunos casos estos resultados han persistido a pesar de que se controlaron el humo negro y los niveles de MPS, en otros casos no se trató de separar los efectos contaminantes. En estos estudios no se identificó ningún nivel umbral para SO_2 .

Exposición de largo plazo

En estudios anteriores, se evaluaron los hallazgos sobre la prevalencia de síntomas respiratorios, la frecuencia de enfermedades respiratorias y las diferencias de los valores de las funciones pulmonares en localidades con concentraciones contrastantes de SO_2 y SMP, a partir de datos de la era del carbón en Europa. Se estimó que el nivel mínimo de efecto adverso observable de SO_2 era un promedio anual de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en presencia de MPS. Estudios más recientes, relacionados con las fuentes industriales de SO_2 , o con la nueva mezcla urbana de contaminantes del aire, han mostrado efectos adversos debajo de este nivel. No obstante, una gran dificultad para la interpretación es que los efectos de largo plazo no solo pueden estar afectados por las condiciones actuales sino también por la contaminación de años anteriores, cualitativa y cuantitativamente diferente. Sin embargo, los estudios de cohorte sobre las diferencias de los niveles de mortalidad entre áreas con niveles contrastantes de contaminación indican que la mortalidad está más relacionada con la presencia del MPS que con las concentraciones de SO_2 .

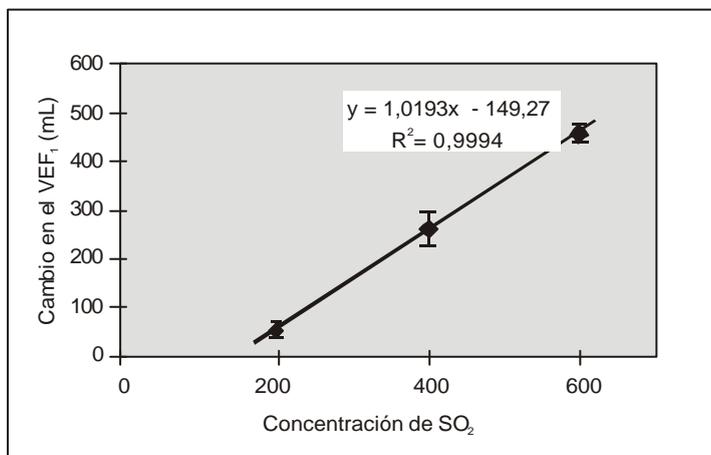


Figura 3.1. Cambio de la media de VEF_1 en asmáticos con concentraciones fluctuantes de SO_2

Guías

A partir de estudios controlados con asmáticos expuestos a SO_2 por periodos breves, se recomienda no exceder un valor de $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,175 ppm) por lapsos de exposición mayores de 10 minutos. Como la exposición a picos muy marcados depende de la naturaleza de las fuentes locales, no se puede aplicar un factor único para estimar los correspondientes valores guía durante periodos mayores, como una hora. Los cambios diarios de mortalidad, morbilidad

o función pulmonar relacionados con concentraciones promedio de SO_2 durante 24 horas se basan necesariamente en estudios epidemiológicos en los que generalmente se expone a los individuos a una mezcla de contaminantes y donde los valores guía para SO_2 se han asociado previamente con valores correspondientes a la concentración del MPS. Este enfoque llevó a un valor promedio de 24 horas de $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,04 ppm) para SO_2 después de aplicar un factor de incertidumbre de 2 al nivel mínimo de efecto adverso observable. En estudios más recientes, se han observado efectos significativos para la salud pública en niveles de exposición mucho más bajos. Sin embargo, todavía no se sabe si el SO_2 es el contaminante responsable de los efectos adversos observables o si es un sustituto del MPS con diámetros menores de $10 \mu\text{m}$ ó $2,5 \mu\text{m}$ o incluso de otra sustancia correlacionada. No hay pruebas que sustenten el cambio numérico de los valores guía de 1987 para el SO_2 y, por lo tanto, se recomienda $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para un periodo de exposición de 24 horas y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como una media anual. No obstante, los valores guía actuales ya no están relacionados con el MPS.

Dióxido de nitrógeno

Efectos de la exposición de corto plazo

Los datos de los experimentos de toxicología con animales indican que la exposición aguda a concentraciones de NO_2 menores de $1.880 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 ppm) rara vez causan efectos observables. Cuando se expone a seres humanos normales y sanos, durante periodos de descanso o poco ejercicio, por menos de dos horas, a concentraciones mayores de $4.700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2,5 ppm), ellos experimentan disminuciones en la función pulmonar. Por lo general, las concentraciones menores de $1.880 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1,0 ppm) no afectan a los pacientes normales. Un estudio demostró que la exposición a $560 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,3 ppm) durante 3:75 horas afecta la función pulmonar de los pacientes que padecen de enfermedad pulmonar obstructiva crónica.

Se ha obtenido un amplio rango de hallazgos para los pacientes asmáticos. Si bien existen incertidumbres en la base de datos de salud, es probable que los asmáticos sean los individuos más sensibles. La concentración más baja con efectos en la función pulmonar fue reportada por dos laboratorios que expusieron a individuos con un grado menor de asma a $565 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,3 ppm) de NO_2 durante ejercicio intermitente por un periodo de 30-110 minutos. Sin embargo, ninguno de estos laboratorios pudo repetir estas respuestas con un grupo más grande de pacientes asmáticos. Uno de los estudios indicó que el NO_2 puede aumentar la reactividad de las vías respiratorias al aire frío en los pacientes asmáticos. En concentraciones menores, no se observaron cambios significativos en la función pulmonar de los asmáticos.

Como lo ha demostrado la respuesta de individuos normales y asmáticos a la exposición a agentes farmacológicos broncoconstrictores, el NO_2 aumenta la reactividad bronquial, incluso en niveles que no afectan la función pulmonar directamente en la ausencia de un broncoconstrictor. Algunos estudios (pero no todos) muestran una mayor respuesta a los broncoconstrictores en niveles de NO_2 tan bajos como $376\text{-}565 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (de 0,2 a 0,3 ppm); en otros estudios no se muestra el mismo efecto en niveles más altos. Como no se han definido totalmente los mecanismos reales del efecto y los estudios de NO_2 con alérgenos no han revelado ningún efecto en la concentración mínima ($188 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 0,1 ppm), todavía no es posible realizar una evaluación completa de las consecuencias de una mayor respuesta a los broncoconstrictores para la salud. Estudios recientes han revelado una mayor reactividad a los

alergenos naturales en el mismo rango de concentración. No se conocen los resultados de exposiciones repetidas de tales individuos ni el impacto de exposiciones únicas en pacientes con cuadros más graves de asma.

Efectos de la exposición de largo plazo

Los estudios con animales han revelado claramente que después de varias semanas o meses de exposición a concentraciones de NO₂ menores de 1.880 µg/m³ (1 ppm) se produce una serie de efectos, principalmente en el pulmón, pero también en otros órganos como el bazo y el hígado, así como en la sangre. Se han observado efectos reversibles e irreversibles en el pulmón. Los cambios estructurales varían desde un cambio en el tipo de célula en las regiones traqueobronquiales y pulmonares (en un nivel mínimo de 640 µg/m³) hasta efectos como el enfisema. Los cambios bioquímicos generalmente reflejan alteraciones celulares por exposición a concentraciones efectivas mínimas de NO₂ que en varios estudios oscilan entre 380 y 750 µg/m³.

Los niveles de NO₂ de aproximadamente 940 µg/m³ (0,5 ppm) también aumentan la sensibilidad a la infección bacteriana y vírica del pulmón. No se dispone de estudios epidemiológicos confiables para cuantificar una exposición de largo plazo al NO₂ ni para definir una concentración que se pueda relacionar con la inducción de riesgos inaceptables para la salud en niños o adultos. De acuerdo con estudios clínicos, los hogares con cocinas a gas tienen niveles pico de NO₂ en un rango equivalente a los niveles que causan efectos en algunos animales y seres humanos. Se han realizado estudios epidemiológicos que evalúan los efectos de las exposiciones al NO₂ en dichos hogares. Por lo general, los estudios epidemiológicos realizados con adultos y lactantes (menores de 2 años) no muestran efectos significativos causados por el uso de cocinas a gas en relación con las enfermedades respiratorias. Los pocos estudios disponibles sobre lactantes y adultos tampoco muestran ninguna asociación entre los cambios en la función pulmonar y el uso de cocinas a gas. Sin embargo, se estima que los niños cuyas edades varían entre los 5 y los 12 años tienen 20% más de riesgo con respecto a los síntomas y enfermedades respiratorias por cada aumento de 28 µg/m³ de NO₂ (promedio de 2 semanas), donde la concentración promedio semanal oscila entre 15 y 128 µg/m³ o más. Sin embargo, aún no es claro si los efectos observados se deben a las exposiciones repetidas a un nivel pico o a las exposiciones prolongadas en el rango de los promedios establecidos semanalmente (o a ambas).

Los resultados de los estudios realizados en exteriores indican de manera consistente que los niños con exposiciones de largo plazo al NO₂ muestran un aumento de síntomas respiratorios de mayor duración y una disminución de la función pulmonar. Sin embargo, los estudios epidemiológicos en exteriores sobre la exposición al NO₂ y algunos estudios en interiores proporcionan escasa evidencia de que las exposiciones ambientales de largo plazo al NO₂ están relacionadas con efectos de salud en los adultos. Si bien ninguno de los estudios disponibles proporciona estimados confiables sobre la relación de los niveles de exposición de largo plazo y los efectos, los resultados disponibles indican que se producen efectos respiratorios en niños con concentraciones promedio anuales de NO₂ ubicadas en el rango de 50-75 µg/m³ o más.

Guías

A pesar de que se dispone de un gran número de estudios sobre la exposición aguda controlada en seres humanos, en varios de los cuales se emplearon concentraciones múltiples, no hay

evidencia que muestre una relación clara de concentración-respuesta para la exposición al NO₂. En el caso de las exposiciones agudas, solo las concentraciones muy altas (> 1.000 ppb [*parts-per-billion*]; 1.990 µg/m³) afectan a las personas sanas. Con base en pequeños cambios en la función pulmonar, por lo general una disminución menor de 5% en el VEF₁ con exposición al NO₂ y los cambios en la respuesta de las vías respiratorias en estudios realizados con asmáticos y pacientes con enfermedad pulmonar obstructiva crónica, un rango de 365 a 565 µg/m³ (de 0,20 a 0,30 ppm) es un nivel mínimo de efecto observable bastante claro. Se propone un margen de seguridad de 50% debido al aumento estadísticamente significativo reportado debido a un broncoconstrictor con exposición a 188 µg/m³ y debido a un metaanálisis que sugiere cambios en la respuesta de las vías respiratorias menores de 365 µg/m³. Sin embargo, se ha cuestionado la significancia de la respuesta a 188 µg/m³ apuntando a un análisis estadístico inapropiado y a fallas para replicar los resultados. A partir de estos datos clínicos, obtenidos en seres humanos, se propone una guía de una hora de 200 µg/m³. Al duplicar esta guía recomendada (400 µg/m³), hay evidencia que sugiere pequeños efectos posibles en la función pulmonar de los asmáticos. El riesgo de una respuesta exagerada al alérgeno aumenta cuando un asmático se expone simultánea o secuencialmente a concentraciones de NO₂ y a un aeroalérgeno.

Si bien ningún estudio sustenta claramente la selección de un valor numérico específico para una guía promedio anual, es necesario proteger al público de exposiciones crónicas al NO₂. Los estudios revisados hasta el momento no permiten seleccionar un valor bien sustentado. Sin embargo, un estudio anterior sobre NO₂ recomendó un valor anual de 40 µg/m³ (OMS, 1997c). Como no se dispone de fundamento para un valor alternativo, esta cifra se reconoce como una guía para la calidad del aire.

Monóxido de carbono

El CO se difunde rápidamente entre las membranas alveolares, capilares y placentarias. Aproximadamente de 80% a 90% del CO absorbido se une a la hemoglobina y forma carboxihemoglobina (COHb), que es un marcador biológico específico de exposición en la sangre. La afinidad de la hemoglobina al CO es 200 a 250 veces mayor que al oxígeno. Durante la exposición a una concentración fija de CO, la concentración de COHb aumenta rápidamente al inicio de la exposición; después de 3 horas comienza a reducirse y alcanza un estado estable después de 6-8 horas de exposición. Se observa que la vida media de eliminación del feto es mayor que la de la madre embarazada.

La unión del CO con la hemoglobina para formar el COHb reduce la capacidad de la sangre para transportar oxígeno e inhibe la descarga de oxígeno de la hemoglobina. Estas son las principales causas de la hipoxia tisular producida por el CO en niveles de exposición bajos. En concentraciones mayores, el resto del CO absorbido se une con otras hemoproteínas heme como la mioglobina, la citocromo oxidasa y el citocromo P-450. Los efectos tóxicos del CO se hacen evidentes primero en los órganos y tejidos que consumen altas cantidades de oxígeno, como el cerebro, el corazón, el músculo esquelético de alta intervención en los ejercicios y el feto en desarrollo.

La incidencia de hipoxia grave debido a la intoxicación aguda por CO puede conducir tanto a daños reversibles de corto plazo como a deficiencias neurológicas o daños neurológicos graves

y con frecuencia diferidos. Los efectos de orden neuroconductual incluyen el deterioro de la coordinación, la localización, la capacidad motriz, la vigilancia y el rendimiento cognitivo en niveles bajos de COHb de 5,1 a 8,2%.

En pacientes aparentemente sanos, el rendimiento máximo de ejercicios disminuye con niveles tan bajos de COHb como 5%. La regresión entre la disminución del porcentaje de consumo máximo de oxígeno y el aumento de porcentaje de COHb parece ser lineal, con una reducción en el consumo de oxígeno de aproximadamente 1% para cada aumento de 1% en los niveles de COHb mayores de 4%.

En estudios controlados que involucran a pacientes con arteriopatía coronaria documentada, niveles medios de preexposición al COHb de 2,9-5,9 % (correspondientes a niveles de COHb después de hacer ejercicios de 2,0 a 5,2%) se han relacionado con una significativa reducción del tiempo en el que aparece la angina, con mayores cambios electrocardiográficos y con un deterioro en la función ventricular izquierda durante el ejercicio. Además, es probable que las arritmias ventriculares aumenten significativamente en el rango más alto de niveles medios de COHb después de hacer ejercicios. Los datos epidemiológicos y clínicos indican que el CO que proviene del tabaquismo y de exposiciones ambientales u ocupacionales puede contribuir a la mortalidad cardiovascular y al desarrollo prematuro del infarto del miocardio. Los datos actuales de estudios epidemiológicos y experimentales en animales indican que en los países desarrollados las exposiciones ambientales normales al CO no tendrían efectos aterogénicos en los seres humanos (OMS, 1999a).

Durante el embarazo, la producción endógena de CO aumenta de modo que los niveles de COHb de las mujeres embarazadas generalmente son aproximadamente 20% más altos que los valores de las mujeres no embarazadas. En un estado constante, los niveles de COHb en el feto son de 10% a 15% más altos que los niveles maternos. Se ha establecido una relación clara y probablemente causal entre el tabaquismo materno y el bajo peso al nacer en niveles fetales de COHb que oscilan entre 2% y 10%. Además, es probable que el tabaquismo materno esté relacionado con un aumento dependiente de la dosis en muertes prenatales y con efectos en la conducta de los lactantes y de los niños pequeños.

Guías

La producción endógena de CO da lugar a niveles de COHb de 0,4% a 0,7% en individuos sanos. Durante el embarazo, se ha informado sobre niveles maternos elevados de COHb de 0,7% a 2,5%, principalmente debido a una mayor producción endógena. Los niveles de COHb en poblaciones de no fumadores generalmente oscilan entre 0,5% y 1,5% debido a la producción endógena y a la exposición ambiental. Grupos de no fumadores con determinadas ocupaciones (choferes, policías, policías de tránsito, personas que trabajan en túneles y garajes, bomberos, etcétera) en el largo plazo pueden presentar niveles de COHb que llegan hasta 5%. Los niveles de COHb en las personas que fuman en exceso pueden llegar hasta 10% (OMS, 1999a). Las personas muy activas que realizan ejercicios fuertes en ambientes cerrados contaminados pueden incrementar sus niveles de COHb rápidamente hasta 10-20%. Se ha informado de intoxicaciones epidémicas de CO en pistas de patinaje sobre hielo cerradas.

Para proteger a los no fumadores, a las personas de mediana y tercera edad con enfermedades coronarias documentadas o latentes causadas por ataques cardíacos agudos y a los fetos de madres no fumadoras de efectos hipóxicos adversos, el nivel de COHb no debe ser mayor de 2,5%.

Los valores guía (valores redondeados de ppm) y periodos ponderados de exposición se han determinado de tal modo que no se excede el nivel de 2,5% de COHb, ni siquiera cuando un individuo normal realiza ejercicio ligero o moderado. Los valores guía para el CO son 100 mg/m³ (90 ppm) por 15 minutos, 60 mg/m³ (50 ppm) por 30 minutos, 30 mg/m³ (25 ppm) por una hora y 10 mg/m³ (10 ppm) por 8 horas.

El ozono y otros oxidantes fotoquímicos

La toxicidad por O₃ se produce en un continuum en el que las concentraciones mayores, la mayor duración de la exposición y los mayores niveles de actividad durante la exposición causan mayores efectos. Los efectos agudos de corto plazo incluyen cambios en la función pulmonar, una mayor respuesta e inflamación de las vías respiratorias y otros síntomas. Estos efectos sobre la salud son estadísticamente significativos a 160 µg/m³ (0,08 ppm) durante exposiciones de 6,6 horas en un grupo de adultos saludables y activos, donde los pacientes más sensibles experimentan una disminución funcional de más de 10% durante un periodo de 4 a 5 horas. Una exposición controlada de adultos muy activos o de niños a una concentración de O₃ de 240 µg/m³ (0,12 ppm) durante 2 horas también produjo disminuciones en la función pulmonar. Es incuestionable que los efectos adversos agudos se producen mientras se realiza ejercicio con una hora de exposición a concentraciones de 500 µg/m³ o más, principalmente en individuos o subgrupos sensibles.

Estudios de campo realizados con niños, adolescentes y adultos jóvenes han indicado que la disminución de la función pulmonar puede producirse como resultado de una exposición de corto plazo a concentraciones de O₃ en un rango de 120 a 240 µg/m³ o más. Estudios realizados con laboratorios móviles han demostrado cambios en la función pulmonar en niños o asmáticos expuestos durante varias horas a concentraciones de O₃ en el rango de 280 a 340 µg/m³ (0,14-0,17 ppm). Se ha relacionado los síntomas respiratorios, principalmente la tos, con concentraciones de O₃ tan bajas como 300 µg/m³ (0,15 ppm). Asimismo, se ha reportado que la exposición al O₃ está relacionada con el aumento de las admisiones hospitalarias por problemas respiratorios y con la exacerbación del asma. Los efectos se observan en exposiciones al O₃ ambiental (y a cocontaminantes) y en exposiciones controladas al O₃ solo. Esto demuestra que las respuestas funcionales y sintomáticas se pueden atribuir principalmente al O₃.

Diversos estudios con animales (ratas y monos) expuestos al O₃ por pocas horas o días han mostrado alteraciones en el tracto respiratorio, donde los niveles mínimos de efecto adverso observable estuvieron en un rango de 160 a 400 µg/m³ (0,08-0,2 ppm). Tales alteraciones incluyeron la potenciación de infecciones bacterianas en el pulmón, la inflamación, las alteraciones morfológicas en el pulmón, los aumentos en la función de las enzimas antioxidantes del pulmón y los aumentos del contenido de colágeno. La exposición de largo plazo al O₃ en un rango de 240 a 500 µg/m³ (de 0,12 a 0,25 ppm) causa cambios morfológicos en el epitelio y en el intersticio de la región central del acino del pulmón, incluidos los cambios fibróticos.

Guías

La formulación de guías para las concentraciones ambientales de O_3 se hace más compleja debido al hecho de que las respuestas detectables se observan en, o cerca de, los límites superiores de las concentraciones de fondo. Por lo tanto, no es posible basar las normas en un nivel de efecto adverso no observable (NOAEL, por sus siglas en inglés) o en un nivel mínimo de efecto adverso observable (LOAEL, por sus siglas en inglés). En niveles de O_3 de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o menos (para periodos de exposición de 1 a 8 horas) se observan disminuciones estadísticamente significativas en la función pulmonar, cambios inflamatorios de las vías respiratorias, exacerbación de los síntomas respiratorios y exacerbación sintomática y funcional del asma en personas susceptibles durante el ejercicio. En los estudios realizados con poblaciones también se observan cambios funcionales y síntomas, así como el aumento de admisiones hospitalarias debido a causas relacionadas con males respiratorios.

Para elegir una guía, es necesario aceptar la premisa de que algunas respuestas funcionales detectables pueden o no ser graves para la salud y que el número de personas que van a responder a los efectos de la exposición al O_3 es tan pequeño que no se puede definir como un grupo que necesita protección contra la exposición al O_3 ambiental. En el caso de respuestas de la función respiratoria, se podría concluir que las reducciones de VEF_1 relacionadas con el O_3 , por ejemplo, a menos de 10% no fueron significativas en términos clínicos. El conjunto de las pruebas indica que las reducciones de VEF_1 de más de 10% se produjeron en niveles de O_3 de $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o más. En general, se acepta que la duración de la exposición al O_3 es importante para controlar la respuesta y que no es improbable que se produzcan exposiciones en periodos de ocho horas a concentraciones elevadas. Sobre esta base, se ha establecido un valor guía para el aire ambiental de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante un periodo máximo de ocho horas por día como un nivel en el cual los efectos agudos sobre la salud pública probablemente serán pequeños.

Si las autoridades de salud pública no pueden aceptar tales niveles de riesgo a la salud, pueden usar las relaciones de dosis-respuesta incluidas en las figuras 3.2-3.5 para seleccionar otros niveles aceptables de exposición y de riesgo asociado. Estas figuras, basadas en los cuadros correspondientes de las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1999a), resumen las concentraciones de O_3 ambiental que están relacionadas con niveles de respuestas entre los diferentes subgrupos de la población. Si bien la exposición crónica al O_3 puede causar efectos, la información cuantitativa sobre seres humanos es inadecuada para estimar el grado de protección de los efectos crónicos propuesto por estas guías. De cualquier modo, la concentración al O_3 a la que se espera cualquier efecto adverso de salud variará con la duración de la exposición y con el volumen de aire inhalado durante la exposición. Dado que hay una fuerte correlación en los estudios de campo entre las concentraciones de O_3 de una hora y de ocho horas y las admisiones hospitalarias (gráfico 3.5), la reducción del riesgo de salud relacionado con la disminución de niveles de O_3 de una hora a ocho horas debe ser muy similar.

Por lo tanto, durante la evaluación de riesgos es necesario considerar la cantidad de tiempo que se pasa en exteriores y el nivel promedio de actividad. Los gráficos 3.2 y 3.5 resumen los niveles de O_3 en los cuales se pueden esperar dos efectos adversos de salud representativos, de acuerdo con datos basados en experimentos controlados de exposición. Las relaciones dosis-respuesta en estos gráficos representan el criterio de los especialistas, basado en la evidencia

conjunta de varios estudios y en la extrapolación lineal cuando los datos fueron limitados. Es interesante el hecho de que estas relaciones de dosis-respuesta parecen ser no lineales.

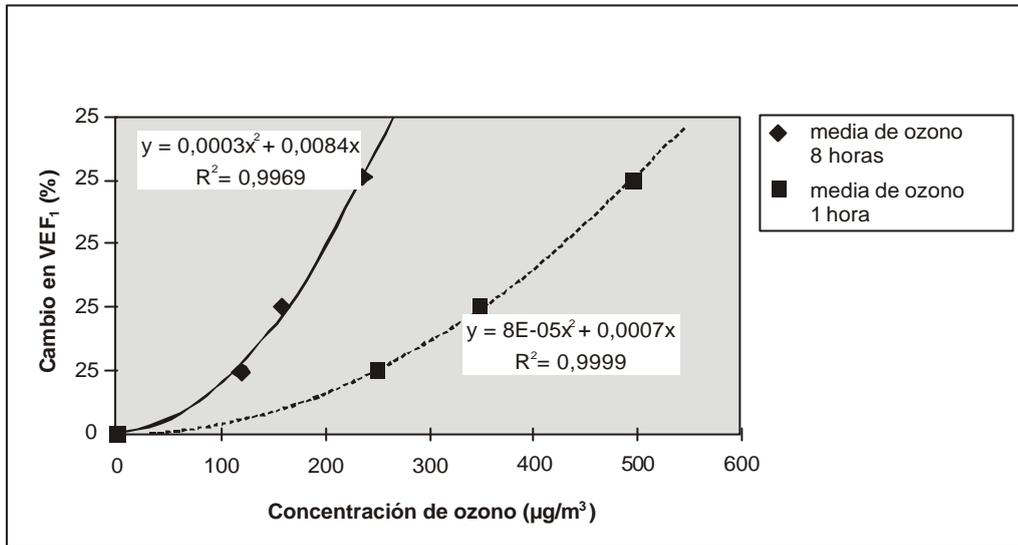


Gráfico 3.2. Cambio en VEF₁ en función de la concentración de O₃ en el 10% más sensible de la población de adultos jóvenes y niños.

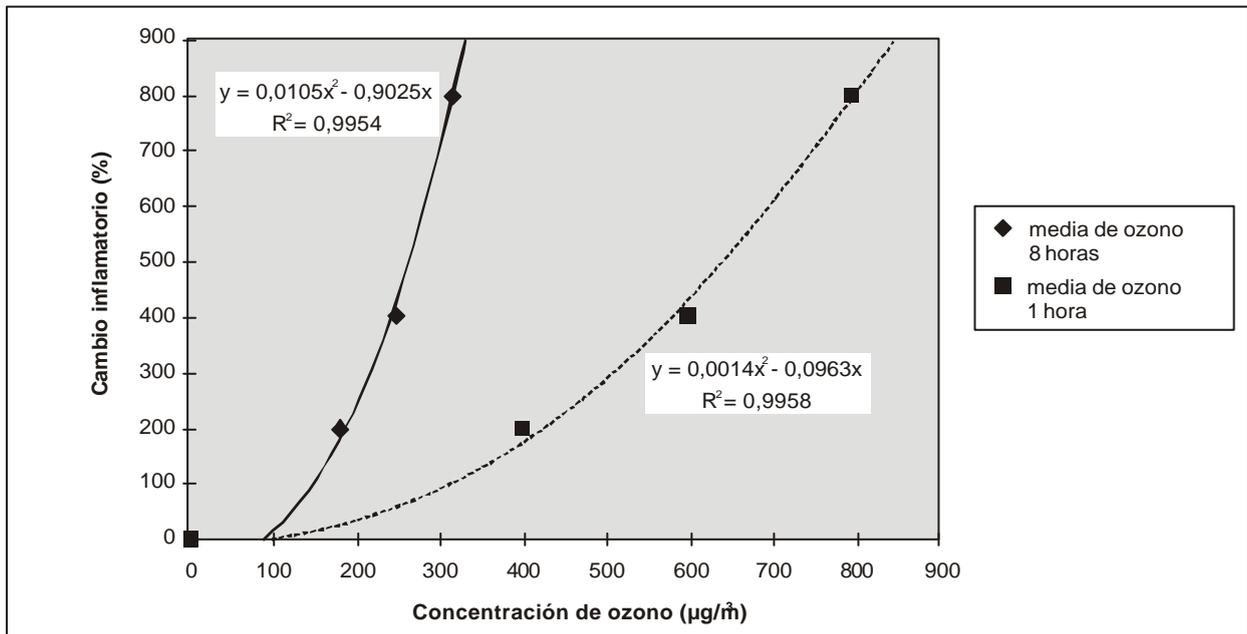


Gráfico 3.3. Cambio inflamatorio (afluencia del neutrófilo a los pulmones de adultos jóvenes sanos que practican ejercicios al aire libre a más de 40 L/min de volumen espiratorio en el pulmón) en función de la concentración de O₃.

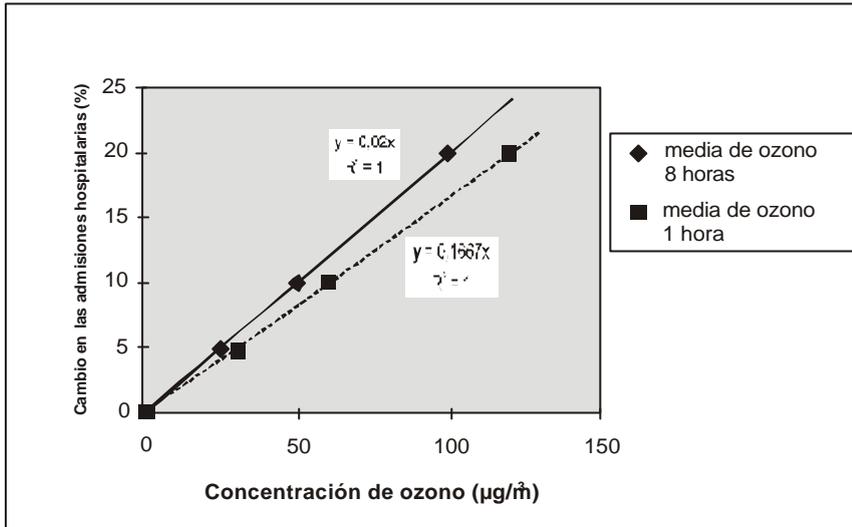


Gráfico 3.4. Aumento de las admisiones hospitalarias debido a enfermedades respiratorias en función de la concentración de O_3 .

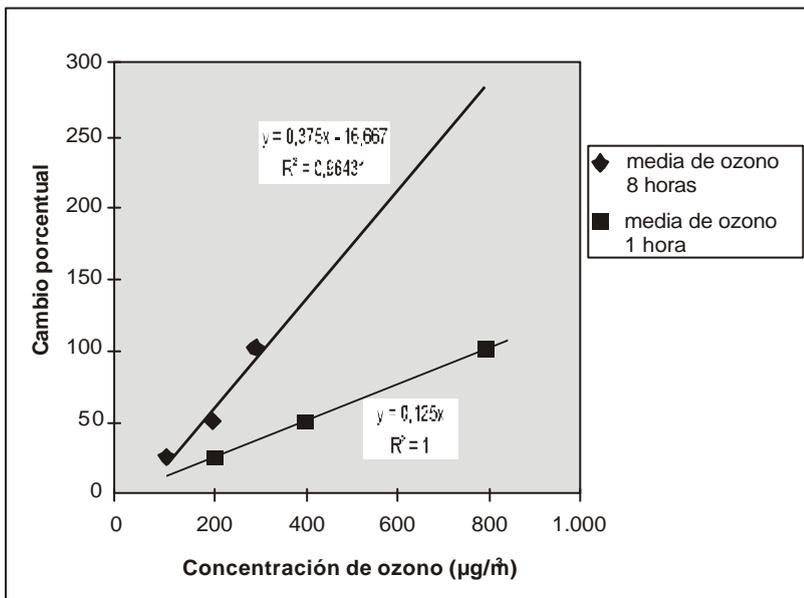


Gráfico 3.5. Cambio en la exacerbación de síntomas entre los adultos y los asmáticos en función de la concentración de O_3 .

Los datos epidemiológicos muestran relaciones entre los cambios en diversos resultados de salud y las alteraciones en los picos diarios de concentración de O_3 . Los gráficos 3.4 y 3.5 muestran dos ejemplos de tales relaciones. Los aumentos de corto plazo de los niveles ambientales de O_3 están relacionados tanto con el incremento de las admisiones hospitalarias debido a problemas respiratorios como con la exacerbación de los síntomas respiratorios en personas sanas y asmáticas. Estas observaciones se pueden usar para cuantificar las mejoras esperadas en los resultados de salud que puedan estar relacionados con una concentración ambiental menor de O_3 . Las relaciones dosis-respuesta presentadas en los gráficos 3.4 y 3.5 suponen una relación lineal entre la concentración de O_3 y el resultado de salud. No obstante, existen

incertidumbres en torno a las formas de estas relaciones y no se sabe si se pueden esperar pendientes similares de respuestas en ambientes con niveles muy diferentes de O_3 . Si tales relaciones son curvilíneas (es decir, cóncavas hacia arriba), es probable que los beneficios de disminuir la concentración de O_3 sean mayores cuando el nivel ambiental promedio sea mayor. En cambio, si la concentración ambiental de O_3 es baja, los beneficios de reducir la concentración pueden ser menores de lo que sugieren estos gráficos. Otra área importante de incertidumbre es el grado en el que otros contaminantes influyen en estas relaciones.

Las guías anteriores de la OMS (OMS, 1987) incluían un valor guía de una hora de 150-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el O_3 . Si bien las investigaciones recientes no indican que esta guía haya sido necesariamente errónea, la guía de 8 horas protegería contra exposiciones agudas de una hora en este rango y, por lo tanto, no se necesitaría un valor guía de una hora. Los problemas de salud que generan mayor inquietud son el aumento de admisiones hospitalarias, la exacerbación del asma y tanto las inflamaciones como las alteraciones estructurales en los pulmones. Para abordar mejor estos problemas, es conveniente definir un valor guía que limite la exposición promedio diaria y, por consiguiente, la dosis inhalada y la tasa de la dosis, en lugar de abordar el deterioro de corta duración de la calidad del aire, que podría estar relacionado con condiciones meteorológicas inusuales.

No se justifica hasta el momento una guía para el nitrato de peroxiacetilo, ya que no parece plantear un problema significativo de salud en los niveles observados en el ambiente.

Material particulado en suspensión

Los efectos del MPS en los seres humanos dependen del tamaño y concentración de las partículas y pueden variar según las fluctuaciones diarias de los niveles de MP_{10} o $MP_{2.5}$. Estos incluyen efectos agudos como el aumento de la mortalidad diaria, el incremento en las tasas de admisiones hospitalarias debido a la exacerbación de enfermedades respiratorias y las fluctuaciones en la frecuencia del uso de broncodilatadores y en la prevalencia de tos. Si bien los efectos de largo plazo del MPS también se refieren a la mortalidad y morbilidad respiratoria, existen solo unos cuantos estudios sobre los efectos de largo plazo del MPS. Se considera que la contaminación del aire por el material particulado es un fenómeno principalmente urbano. No obstante, ahora está claro que en muchas áreas de los países desarrollados hay poca o ninguna diferencia entre las zonas urbanas y rurales en relación con los niveles de MP_{10} , lo que indica que la exposición al MP es generalizada. Esto no significa que la exposición al MP primario, relacionado con la combustión, no sea mayor en las zonas urbanas.

Existen varios métodos para medir las diferentes fracciones del material particulado en el aire, con diferentes niveles de importancia para la salud (véase la sección 2.1.1). Esta evaluación se ha centrado en estudios en los que la exposición al MP se expresó como MP_{10} y $MP_{2.5}$. Los estudios sobre los efectos de salud realizados con varias partículas suspendidas totales (PST) y humo negro (HN) como indicadores de exposición han proporcionado valiosa información adicional. Sin embargo, estos estudios no son tan apropiados para derivar las relaciones de exposición-respuesta para el MP dado que las PST incluyen partículas que son demasiado grandes para ser inhaladas y porque aún no se ha determinado la importancia para la salud de la opacidad de la partícula medida por el método del humo negro. La sección 5.7 incluye los métodos para medir las concentraciones de las partículas.

Los estudios epidemiológicos de series temporales disponibles no permiten definir un umbral debajo del cual no se produce ningún efecto. Estudios recientes sugieren que la exposición de corto plazo está relacionada con efectos a la salud incluso en niveles bajos de MP (menos de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En niveles bajos de MP_{10} (de 0 a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$), la curva de exposición de corto plazo-respuesta se aproxima razonablemente a una línea recta (véanse los gráficos de 3.6 al 3.8). Sin embargo, varios estudios indican que a niveles más altos de exposición (cientos de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10}), al menos para efectos sobre la mortalidad, la curva es más plana que en niveles bajos de exposición. Este punto se discutirá más adelante en esta sección.

Si bien muchos estudios han permitido obtener estimados sobre los efectos agudos del MP_{10} razonablemente uniformes, la composición o distribución de tamaños de la partícula dentro de la fracción MP_{10} no dejan de ser importantes. Evidencia limitada proveniente de algunos estudios sobre las tormentas de polvo indica que tales partículas de MP_{10} son bastante menos tóxicas que las asociadas con fuentes de combustión. Estudios recientes, que han medido fracciones o componentes de MP_{10} , sugieren que los efectos observados de MP_{10} están asociados en gran medida con las partículas finas y no con las gruesas (MP_{10} menos $\text{MP}_{2,5}$). En algunas áreas, los efectos asociados al $\text{MP}_{2,5}$ se pueden atribuir a la fuerte acidez de los aerosoles o a la concentración de sulfato.

Evidencia reciente indica también que la exposición de largo plazo a bajas concentraciones de MP en el aire está asociada con la mortalidad y con otros efectos crónicos como mayores tasas de bronquitis y la reducción de la función pulmonar. Dos estudios de cohorte realizados en Estados Unidos sugieren que la esperanza de vida de comunidades con altos índices de MP puede ser de 2 a 3 años menor que en las comunidades con bajas concentraciones de MP. Esto concuerda con algunos estudios transversales realizados anteriormente, que compararon las tasas de mortalidad de acuerdo con las edades a través de un rango de concentraciones promedio de MP en el largo plazo. Los resultados mostraron que las exposiciones promedio de largo

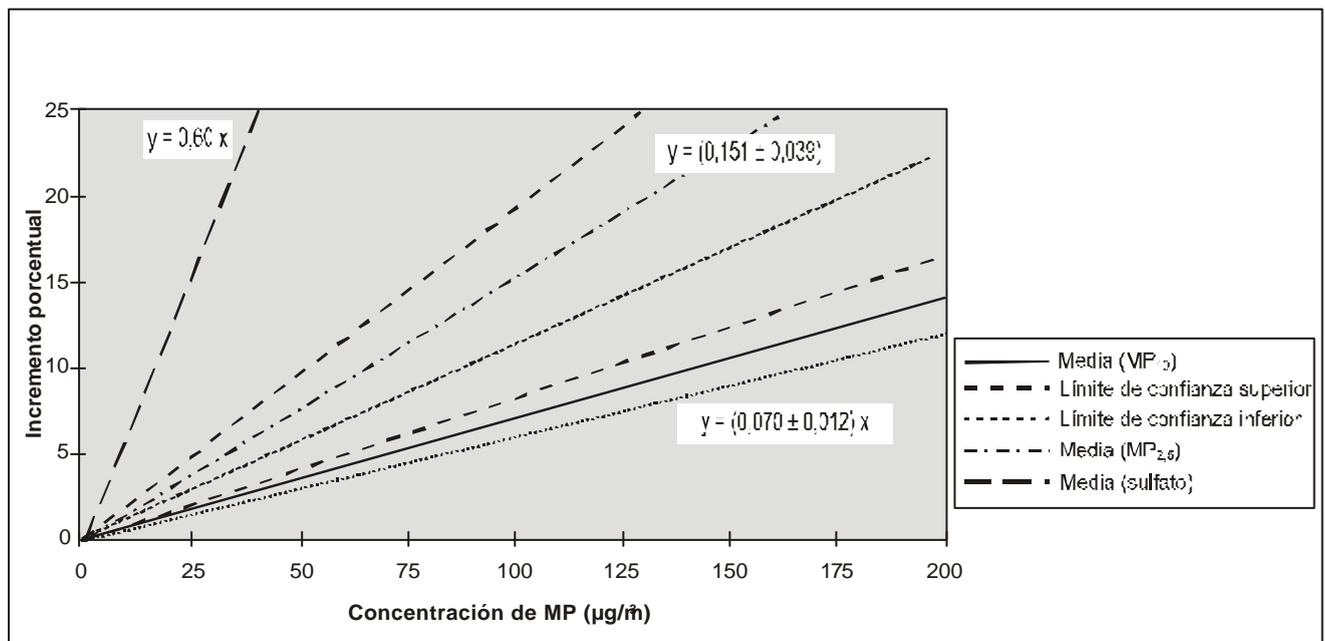


Gráfico 3.6. Aumento de la mortalidad diaria en función de la concentración de MP.

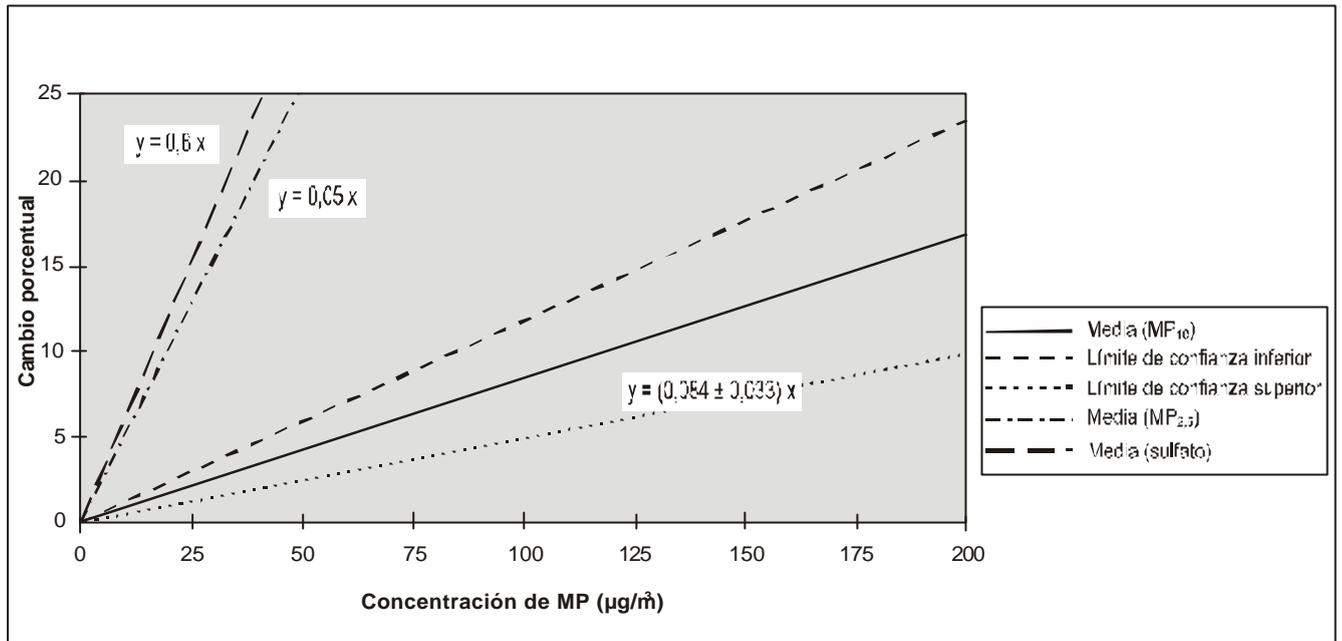


Gráfico 3.7. Variación porcentual en las admisiones hospitalarias atribuidas a MP_{10} , $MP_{2,5}$ y sulfatos.

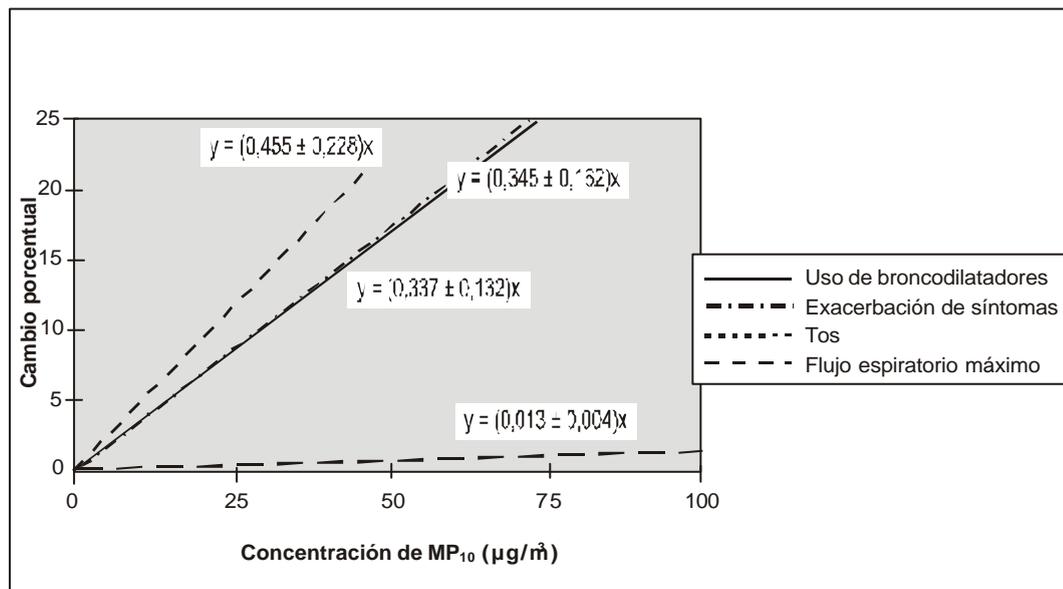


Gráfico 3.8. Variación en los efectos sobre la salud en función de la concentración de MP_{10} .

plazo a bajos niveles de MP, a partir de aproximadamente $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de partículas finas, estaban relacionadas con la reducción de la esperanza de vida. Si bien aún falta corroborar estas observaciones, de preferencia también en otras áreas del mundo, estos nuevos estudios sugieren que las implicancias de la exposición al MP para la salud pública pueden ser amplias.

Los gráficos 3.6-3.8 muestran estimados del aumento relativo en diversos parámetros de salud en función de la concentración de MP. Estos gráficos se basan en datos de los estudios que midieron el MP_{10} y el $MP_{2,5}$. No se infirieron de otras medidas como el coeficiente de bruma, el

humo negro o el MPS. La base de datos disponible para parámetros diferentes de MP_{10} todavía es limitada. Por lo tanto, la evaluación de los efectos sobre la salud, especialmente los de corto plazo, se expresa principalmente en términos de MP_{10} . No obstante, los reglamentos y las actividades de monitoreo que se desarrollen en el futuro deben dar énfasis a las partículas ultrafinas y finas además del MP_{10} , e incluso en lugar de él.

Para usar estos gráficos, es importante considerar los siguientes aspectos:

- (1) Los gráficos no se deben usar para concentraciones de MP_{10} menores de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o mayores de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ni para concentraciones de $MP_{2.5}$ menores de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o mayores de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esta precaución es importante, ya que en la evaluación de riesgos no se usaron concentraciones medias de 24 horas fuera de los rangos citados y las extrapolaciones que vayan más allá de ellos no serían válidas.
- (2) Las áreas cercanas a las líneas rectas en los gráficos 3.6 y 3.8 se deben considerar áreas “sombreadas” que representan la incertidumbre, indicada por intervalos de confianza de 95%.
- (3) Hay una diferencia fundamental entre las guías para MP_{10} y $MP_{2.5}$ y los valores guía para el material particulado respirable presentados en las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1987). Las guías para MP_{10} y $MP_{2.5}$ constituyen relaciones entre un efecto sobre la salud y la concentración de MP. El cambio porcentual está relacionado con el riesgo de que estos efectos ocurran. Por lo tanto, al usar estas relaciones para derivar una norma de calidad del aire para MP_{10} o $MP_{2.5}$, es necesario decidir qué curva se debe usar y ajustar el riesgo. Esta es una situación nueva ya que se deriva una norma de calidad del aire de un valor guía para la calidad del aire en el que se presupone un riesgo que no ha sido establecido explícitamente.
- (4) Los cuadros 3.6 y 3.8 se pueden usar cuidadosamente para estimar cuántos individuos se verían afectados durante un periodo breve por el incremento de los niveles de MP para una población de tamaño, mortalidad y morbilidad específicos. Es necesario tener cuidado porque para algunos efectos, los resultados varían entre los estudios.
- (5) A partir del promedio de muertes y de admisiones hospitalarias debido a enfermedades respiratorias en una determinada población, las tendencias en los gráficos 3.6 y 3.7 permiten estimar el número de individuos que estarían afectados por un episodio de MP_{10} o $MP_{2.5}$. De manera similar, a partir de la información sobre el número de asmáticos que usan broncodilatadores o que presentan síntomas de asma en un día determinado, las tendencias del cuadro 3.8 permiten estimar el número esperable de personas afectadas. Las Guías de Calidad del Aire para Europa incluyen un ejemplo instructivo (OMS, 1999a).
- (6) Se dispone de poca información actual para cuantificar la reducción de la esperanza de vida asociada al aumento de mortalidad diaria relacionado con la exposición al MP. Si los efectos se limitan a pacientes con mala salud, los efectos sobre la edad al morir pueden ser relativamente pequeños.

Guías

La evidencia de los estudios epidemiológicos apunta de manera consistente hacia asociaciones entre las exposiciones de corto plazo al MP y los efectos adversos en la salud humana, incluso en los niveles bajos de MP que comúnmente se observan en los países desarrollados. Sin embargo, actualmente la base de datos no permite la derivación de valores guía específicos. La mayoría de la información actualmente disponible proviene de estudios en los que las partículas del aire se han medido como MP₁₀. La información sobre MP_{2,5} es cada vez mayor y los estudios más recientes indican que, en general, el MP_{2,5} es un mejor predictor de los efectos sobre la salud que el MP₁₀. También hay evidencia reciente de que los componentes del MP_{2,5}, como los sulfatos y las partículas altamente ácidas, algunas veces son mejores predictores de los efectos sobre la salud que el MP_{2,5}.

Muchos estudios relacionan las variaciones diarias del MP con los cambios diarios en los parámetros de salud. Ellos generalmente proporcionan estimados cuantitativos, por lo general consistentes, de los efectos del MP. La información disponible no permite obtener una conclusión sobre concentraciones por debajo de las cuales no se esperarían efectos. Por lo tanto, no se recomienda ningún valor guía para concentraciones promedio de corto plazo. Los encargados del manejo del riesgo deben remitirse a los estimados de riesgo proporcionados en los gráficos 3.6-3.8 para establecer normas relativas al MP.

Se dispone de menos información sobre los efectos de largo plazo del MP en la salud. Algunos estudios han asociado las exposiciones de largo plazo al MP con una menor supervivencia y una reducción de la esperanza de vida en el orden de 2 ó 3 años. Otros estudios recientes han mostrado que la prevalencia de los síntomas de bronquitis en niños y de la reducción de la función pulmonar en niños y adultos está asociada a la exposición al MP. Por este motivo, no se recomienda ningún valor guía para las concentraciones promedio de largo plazo. Los responsables del manejo del riesgo pueden remitirse a los estimados de riesgo proporcionados en los gráficos 3.6-3.8 para tener una orientación sobre las normas relacionadas con el MP.

Plomo

El nivel de plomo en la sangre es el mejor indicador disponible de exposiciones ambientales actuales y recientes, y cuando las exposiciones son estables, también puede ser un indicador razonablemente bueno del contenido de plomo en el cuerpo. Por consiguiente, los efectos biológicos del plomo pueden relacionarse con los niveles de plomo en la sangre como un indicador de exposición interna. La relación entre las concentraciones de plomo en la sangre y la exposición al plomo en el aire muestra una curva descendente cuando el rango de exposiciones es suficientemente grande. En niveles bajos de exposición, la desviación de la linearidad es insignificante y los modelos lineales de la relación entre la ingesta y los niveles de plomo en la sangre son aproximaciones satisfactorias.

El LOAEL para efectos hematológicos y neurológicos por plomo en adultos y niños se puede resumir de la siguiente manera. La anemia se presenta en adultos cuyos niveles de plomo en la sangre están por encima de 800 µg/L y en niños con niveles que superan aproximadamente 700 µg/L. La producción de hemoglobina se reduce en adultos cuyos niveles de plomo en la sangre están por encima de 500 µg/L y en niños con niveles superiores a 250-300 µg/L.

La presencia de plomo en la sangre también inhibe el ácido delta-aminolevulínico deshidratasa (ALAD), enzima que participa en la biosíntesis de la hemoglobina y da lugar a la acumulación de su sustrato, el ácido aminolevulínico (ALA), en la sangre, la plasma y la orina (OMS, 1987). El contenido de ALA y de coproporfirina en la orina es elevado en los adultos y niños cuyos niveles de plomo en la sangre están por encima de 400 $\mu\text{g/L}$. La protoporfirina en eritrocitos aumenta en los hombres cuyos niveles de plomo en la sangre están por encima de 200-300 $\mu\text{g/L}$ y en mujeres adultas y niños cuyos niveles están por encima de 150-200 $\mu\text{g/L}$. Los niños con niveles de plomo en la sangre por encima de 100-150 $\mu\text{g/L}$ experimentan una reducción de la vitamina D3. Por consiguiente, es probable que se produzca una inhibición de ALAD en adultos y niños con niveles de plomo cercanos a 100 $\mu\text{g/L}$. Sin embargo, como se desconoce el rol biológico que desempeña para la capacidad funcional de reserva del sistema biosintético de la hemoglobina, en este documento no se trata la inhibición del ALAD como un efecto adverso. No se han observado signos ni síntomas encefalopáticos ni en adultos con concentraciones de plomo en la sangre por debajo de 1.000-1.200 $\mu\text{g/L}$ ni en niños con concentraciones inferiores a 800-1.000 $\mu\text{g/L}$.

Si bien tampoco se han observado efectos cognitivos en los trabajadores expuestos al plomo con niveles en la sangre por debajo de 500 $\mu\text{g/L}$, se han evidenciado disminuciones de la velocidad de la conducción nerviosa en concentraciones tan bajas como 300 $\mu\text{g/L}$. Con niveles de plomo en la sangre de 200 a 300 $\mu\text{g/L}$, se ha observado una elevación de la protoporfirina en eritrocitos libres. Los efectos en el sistema nervioso central, evaluados a partir de los efectos neuroconductuales, parecen producirse en los niños con niveles por debajo de 200 $\mu\text{g/L}$. Se han reportado efectos consistentes para medidas globales del funcionamiento cognitivo, tales como el coeficiente de inteligencia psicométrica, con niveles de plomo en la sangre entre 100 y 150 $\mu\text{g/L}$. Algunos estudios epidemiológicos han mostrado efectos como la deficiencia auditiva en individuos cuyos niveles de plomo en la sangre están por debajo de 100 $\mu\text{g/L}$. Los estudios con animales también apoyan el planteamiento de que el plomo causa deficiencia auditiva.

Guías

Las guías para el plomo en el aire se basan en los efectos que causa en la sangre. Entre los efectos críticos en el organismo de las personas adultas que se deben considerar está la elevación de la protoporfirina en eritrocitos libres. En el caso del déficit cognitivo infantil, los efectos decisivos son la deficiencia auditiva y las alteraciones en el metabolismo de la vitamina D. Todos estos efectos son adversos. Un nivel crítico de plomo en la sangre es 100 $\mu\text{g/L}$. Cabe resaltar que estos valores se basan en estudios poblacionales que producen promedios grupales y se aplican a los niños como individuos solo de manera probabilística.

Para derivar un valor guía, se deben considerar los siguientes razonamientos:

- Los niveles de línea de base de plomo en la sangre de origen antropogénico mínimo medidos actualmente oscilan entre 10 y 30 $\mu\text{g/L}$.
- Diversos grupos de expertos internacionales han determinado que los efectos adversos más tempranos del plomo en poblaciones de niños pequeños empiezan con niveles de 100 a 150 $\mu\text{g/L}$. Si bien no se puede descartar la posibilidad de que se produzcan

efectos en la población debajo de este nivel, es prudente derivar un valor guía basado en el valor mínimo de este rango (100 $\mu\text{g/L}$).

- Puede aceptarse que la inhalación del plomo transportado por el aire es una ruta significativa de exposición para los adultos (incluidas las mujeres embarazadas), pero que tiene menor importancia para los niños pequeños: para ellos existen otras rutas de exposición, como la ingestión, que por lo general son más importantes que la inhalación.
- Al parecer, un μg de Pb/m^3 de aire contribuye directamente con 19 μg de Pb/L de sangre en los niños y con cerca de 16 μg de Pb/L de sangre en los adultos. No obstante, la contribución relativa de plomo en el aire es menos significativa en los niños que en los adultos. Estos son valores aproximados, ya que las relaciones son curvilíneas por naturaleza y se aplicarán principalmente en niveles inferiores de plomo en la sangre.
- Es necesario considerar que en situaciones normales un aumento de plomo en el aire da lugar a un mayor ingreso de plomo al organismo mediante rutas ambientales indirectas. Para corregir tomando en cuenta estas otras rutas, se supone que un $\mu\text{g Pb/m}^3$ en el aire contribuirá con 50 $\mu\text{g Pb/L}$ en la sangre.
- Se recomienda tomar acciones para asegurar que los niveles de plomo en la sangre de al menos 98% de una población expuesta, incluidos los niños en edad preescolar, no excedan 100 $\mu\text{g/L}$. En este caso, el nivel mediano de plomo en la sangre no excedería 54 $\mu\text{g/L}$. Sobre esta base, la concentración promedio anual de plomo en el aire no debe ser mayor de 0,5 $\mu\text{g/m}^3$ en la sangre. Se supone que estas cantidades también protegen a los adultos.
- Para prevenir más aumentos de plomo en los suelos y los consecuentes incrementos de exposición de las futuras generaciones, es necesario mantener los niveles de plomo en el aire tan bajos como sea posible.

Dado que los niños se ven afectados tanto por la exposición directa como por la exposición indirecta al plomo en el aire, las guías correspondientes deben estar acompañadas por otras medidas preventivas. Estas deben permitir el monitoreo del contenido de plomo en el polvo del suelo proveniente del polvo residual con plomo en el aire. La conducta infantil de llevarse la mano a la boca hace del polvo del suelo una fuente de exposición potencialmente grave. No se recomienda un valor específico de monitoreo. Algunos datos indican que el polvo residual con plomo por encima de 250 $\mu\text{g m}^2/\text{día}$ aumenta los niveles de plomo en sangre.

El cuadro 3.1 resume los valores guía de la OMS para los contaminantes “clásicos”.

Cuadro 3.1. Valores guía de la OMS para los contaminantes “clásicos” del aire (OMS, 1999a)

Compuesto	Concentración anual en el aire ambiental [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Efecto en la salud	Nivel de efecto observable [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Factor de incertidumbre	Valor guía [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Periodo de exposición
Monóxido de carbono	500-700	Nivel crítico de COHb < 2,5%	n. a.	n. a.	100.000	15 minutos
					60.000	30 minutos
					30.000	1 hora
					10.000	8 horas
Plomo	0,01-2	Nivel crítico de Pb en la sangre < 100-150 μg Pb/L	n. a.	n. a.	0,5	1 año
Dióxido de nitrógeno	10-150	Ligeros cambios en la función pulmonar en asmáticos	365-565	0,5	200	1 hora
					40	1 año
Ozono	10-100	Respuestas de la función respiratoria	n. a.	n. a.	120	8 horas
Dióxido de azufre	5-400	Cambios en la función pulmonar en asmáticos	1.000	2	500	10 minutos
		Exacerbación de los síntomas respiratorios en individuos sensibles	250	2	125	24 horas
			100	2	50	1 año

n. a.: no aplicable

3.2 Otros contaminantes del aire

Esta sección describe brevemente las normas basadas en la salud para compuestos inorgánicos y orgánicos transportados por el aire que causan efectos no carcinogénicos y carcinogénicos sobre la salud. También se abordarán otros compuestos relevantes para la contaminación del aire en interiores. En el proceso de revisión y actualización de las Guías de Calidad del Aire para Europa de la OMS y en la serie Criterios de Salud Ambiental no se pudieron derivar relaciones de riesgo-concentración para varios compuestos. Estos compuestos son los fluoruros y el platino para efectos no carcinogénicos y el 1,3 butadieno y el cadmio^{VI} en cuanto a efectos carcinogénicos.

Guías basadas en los efectos no carcinogénicos

En la versión actualizada y revisada de las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1999a) se consideraron los siguientes compuestos con efectos no carcinogénicos: cadmio, diclorometano, fluoruros, HCHO, manganeso, mercurio, estireno, tetracloroetileno y tolueno.

No se revisaron los datos sobre CS₂ ni H₂S; las guías originales (OMS, 1987) aún son aplicables.

Además, en el proceso de actualización y revisión de las Guías de Calidad del Aire para Europa no se consideraron algunos compuestos. Las guías para estos compuestos se tomaron de los documentos publicados de la serie Criterios de Salud Ambiental (EHC, por sus siglas en inglés) del Programa Internacional de Seguridad Química y los Documentos Abreviados de Evaluación Internacional de Productos Químicos (CICAD, por sus siglas en inglés) del programa interorganizacional para el manejo seguro de productos químicos. Para los efectos no carcinogénicos, se incluyen los siguientes compuestos: acetaldehído (EHC 167, OMS 1995d); acetona (EHC 207, OMS 1998c); acroleína (EHC 127, OMS 1992b); ácido acrílico (EHC 191, OMS 1997d); 2- butoxietanol (CICAD 10, OMS 1998d); tetracloruro de carbono (EHC 208, OMS 1999b); cloroformo (EHC 163, OMS 1994b); cresol (EHC 128, OMS 1995e); 1,4- diclorobenceno, monoclorobenceno y triclorobenceno (EHC 128, OMS 1991a); di-n-butyl-ftalato (EHC 189, OMS 1997e); humo de diesel (EHC 171, OMS 1996b); 2- etoxietanol, acetato de 2-etoxietanol y metoxietanol (EHC 115, OMS 1990a); etilbenceno (EHC 186, OMS 1996c); hexaclorociclopentadieno (EHC 120, OMS 1991b); isoforona (EHC 174, OMS 1995f); metanol (EHC 196; OMS 1997f); bromuro de metilo (EHC 166, OMS 1995g); metil-metacrilato (CICAD 4, OMS 1998e); propanoles (EHC 102, OMS 1990b; EHC 103, OMS 1990c); 1,1,1,2-tetrafluoretano (CICAD 11, OMS 1998f) y xilenos (EHC 190, OMS 1997g).

El punto de partida para la formulación de las guías de calidad del aire para contaminantes no carcinogénicos de los documentos de la serie Criterios de Salud Ambiental fueron los conceptos de NOEL, NOAEL, LOEL y LOAEL (OMS, 1987; OMS, 1994c). Para derivar las guías, se aplicaron factores de incertidumbre a estos valores. Estos factores de incertidumbre consideran la variación dentro y entre las especies, la calidad de los datos y las extrapolaciones de LOAEL a NOAEL y de efectos subcrónicos a efectos crónicos. El documento EHC 170 (OMS 1994c) contiene ejemplos de tales factores y de sus aplicaciones para derivar las guías. Para la variación entre especies (extrapolación de animales a seres humanos), usualmente se aplicó un factor de 10. Para la variación dentro de las especies, se usó un factor de 5-10. Asimismo, se aplicó un factor de 2-10 para usar un nivel de efecto en lugar de un nivel de no efecto, según la calidad de los datos. En general, se supuso que un factor de incertidumbre de 1.000 —basado en la variación entre las especies (factor de 10), la variación dentro de las especies (factor de 10) y la extrapolación de LOAEL a NOAEL (factor de 10)— también daba cuenta de las variaciones en los periodos de exposición y las limitaciones de la base de datos. Cuando los datos ocupacionales fueron la base para derivar una guía, se aplicó un factor que representaba el número de horas por semana entre el número de horas laborales. La elección de los factores de incertidumbre estuvo sujeta a la pericia y al criterio individual.

Para derivar los valores guía de los documentos sobre los Criterios de Salud Ambiental e interpretarlos y usarlos, es importante considerar algunos aspectos:

Para derivar valores guía cuantitativos sobre la exposición humana a sustancias químicas presentes en los alimentos, agua potable, aire y otros medios, los grupos de trabajo ad hoc del IPCS han usado una metodología consistente; han revisado y evaluado datos y han concluido con la publicación de las monografías del EHC sobre diversas sustancias químicas. Este enfoque expresa la idea de que los valores guía definidos para proteger la salud humana deben, en lo posible, considerar la exposición total a las sustancias presentes en el aire, agua, suelo, alimentos y otros medios. Los valores guía deben ser derivados para un escenario de exposición claramente definido, basado en el hombre de referencia estandarizado (tal como se define en el apéndice 4 de OMS, 1994c) y, por consiguiente, es probable que no representen las circunstancias nacionales o locales.

La precisión de los valores guía depende de la validez y la confiabilidad de los datos disponibles. Por lo general, hay fuentes de incertidumbre en la derivación de ingestas tolerables y en su asignación como base para los valores guía. Por lo tanto, los valores resultantes representan el “mejor estimado” a partir de los datos disponibles. La descripción de la derivación de los valores guía indica claramente la naturaleza y las fuentes de incertidumbre, así como la manera en la que han sido considerados durante la derivación. Los valores numéricos de los valores guía deben reflejar la precisión presente en su derivación; generalmente los valores guía son asignados a una sola figura significativa.

Establecer ingestas tolerables —que comprenden las ingestas diarias tolerables (IDT) o las ingestas diarias admisibles (IDA), en unidades de mg/(kg pc d) o $\mu\text{g}/(\text{kg pc d})$, pc = peso corporal— es importante para determinar los valores guía. Una IDT o una IDA se define como el cálculo de la ingesta de una sustancia durante una vida que se considera sin riesgo significativo para la salud. Puede tener diferentes unidades según la vía de administración y generalmente se expresa con una frecuencia diaria o semanal. Si bien no son estrictamente “ingestas”, las IT por inhalación normalmente se expresan como concentraciones transportadas por el aire (es decir, μg o mg por m^3).

Dos áreas son críticas en la metodología de derivación de los valores guía para la exposición humana a sustancias químicas en el ambiente:

Desarrollo de una ingesta tolerable a partir de la interpretación de los datos disponibles sobre toxicidad. Para efectos prácticos, se considera que los efectos tóxicos pueden ser de dos tipos: el efecto umbral y el efecto no umbral. Para sustancias sobre las cuales se considera que el efecto crítico tiene un efecto umbral (incluida la carcinogénesis no genotóxica, para la cual no hay datos mecanicistas adecuados), una IT se desarrolla generalmente sobre la base de un NOAEL.

Atribución de las proporciones de la ingesta tolerable a diversos medios. Dependiendo de la información disponible, el desarrollo de valores guía para los compuestos presentes en más de un medio ambiental requerirán la separación de las proporciones de la IT que se pueden atribuir a esos diversos medios (por ejemplo, el aire, los alimentos y el agua). Para derivar los valores guía, la atribución se basará en la información sobre la exposición relativa a través de diferentes rutas.

La atribución de la IT a la exposición a distintos medios para derivar valores guía en las monografías EHC se basa en la exposición relativa por diferentes rutas para un escenario específico. Si bien esto se sugiere como un enfoque práctico, el uso de atribuciones basadas en la exposición a diferentes medios no excluye el desarrollo de límites más estrictos. También es importante reconocer que las proporciones de la ingesta total que corresponden a cada medio pueden variar de acuerdo con las circunstancias. Se podrían desarrollar valores guía específicos para un sitio o para un contexto más apropiado para las circunstancias y condiciones locales, a partir de las IT presentadas en los documentos EHC en situaciones donde se dispone de datos relevantes sobre la exposición y, principalmente, cuando hay otras fuentes significativas de exposición a una sustancia química (por ejemplo, en los alrededores de vertederos). Si bien las autoridades encargadas de establecer las normas también pueden desarrollar estrategias de gestión de riesgo apropiadas para circunstancias locales, el principal objetivo del control debe ser reducir la exposición de todas las fuentes a niveles menores de las IT. Asimismo, cuando en las monografías de las EHC se incluyen datos sobre niveles umbral organolépticos, las autoridades pertinentes pueden considerarlos para desarrollar límites.

Las dibenzodioxinas policloradas (PCDD), los dibenzofuranos policlorados (PCDF) y los bifenilos policlorados (PCB) son un grupo de sustancias químicas ambientales persistentes. Se ha observado que varios congéneres de dioxinas o furanos y algunos bifenilos policlorados coplanares ejercen varias respuestas tóxicas similares a las de 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (TCDD), la dioxina más tóxica. Estos efectos incluyen toxicidad dérmica, inmunotoxicidad, efectos reproductivos y teratogenicidad, trastornos endocrinos y carcinogenicidad. Para los compuestos similares a las dioxinas, se derivó una IDT en unidades de ingesta de toxicidad equivalente (OMS, 1998k), que supuestamente representa una ingesta diaria tolerable para la exposición durante una vida. Las desviaciones ocasionales de corto plazo sobre la IDT no tendrían ninguna consecuencia en la salud siempre que no se exceda la ingesta promedio durante periodos prolongados. Se ha recalcado que el rango superior de la IDT, de 4 pg TEQ/kg de pc, se debe considerar una ingesta máxima tolerable de manera provisional y que el objetivo principal es reducir los niveles de ingesta humana hasta menos de un pg TEQ/kg pc/día.

Las guías de calidad del aire para contaminantes no carcinogénicos solo se pueden aplicar si se especifica el tiempo de exposición promedio. El tiempo de exposición promedio relacionado con un valor guía depende del tipo de efectos que causa una exposición de corto plazo con efectos agudos o una exposición de largo plazo con efectos crónicos. Los tiempos promedio de exposición comúnmente duran 30 minutos para los contaminantes olorosos, de 24 horas a una semana para las exposiciones agudas y un año para los efectos crónicos de salud. Para decidir sobre un tiempo promedio de exposición para un valor guía, es necesario examinar cuidadosamente los hallazgos toxicológicos y epidemiológicos y tener la experiencia requerida para evaluar los resultados. Por consiguiente, la elección del tiempo promedio de exposición puede ser subjetiva, tal como la elección de un factor de incertidumbre.

El cuadro 3.2 resume las guías de calidad del aire para compuestos con efectos no carcinogénicos.

Cuadro 3.2. Guías de calidad del aire: compuestos con efectos de salud no carcinogénicos

Compuesto	Concentración ambiental promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Efecto de salud	Nivel de efecto observable [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Factor de incertidumbre	Valor guía (VG) o concentración tolerable (CT) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Tiempo de exposición promedio	Fuente
Acetaldehído	5	Irritación en humanos Irritación relacionada con la carcinogenicidad en ratas	45 (NOEL) 275 (NOEL)	20 1.000	2.000 (CT) 50 (CT)	24 horas 1 año	OMS, 1995d EHC 167
Acetona	0,5-125	Malos olores	240 (UO)	n. a.	n. p.	-	OMS, 1998c EHC 207
Acroleína	15	Irritación de los ojos en humanos Malos olores	0,13 0,07	n. p. n. a.	50 (VG) -	30 min 30 min	OMS, 1993b OMS, 1992b EHC 127 EHC 127
Ácido acrílico	Sin datos	Lesiones nasales en ratones	15 (LOAEL)	50	54 (VG)	1 año	OMS, 1997d EHC 191
2-butoxietanol	0,1-15	Hematotoxicidad en ratas	242 (NOAEL)	10	13.100 (CT)	1 semana	OMS, 1998d CICAD 10
Cadmio	(0,1-20).10 ⁻³	Efectos renales en la población	n. a.	n. a.	5 x 10 ⁻³ (VG)	1 año	OMS, 1999a
Disulfuro de carbono	10-1.500	Cambios funcionales del sistema nervioso central en los trabajadores Malos olores	10 (LOAEL)	100	100 (VG)	24 horas	OMS, 1987
Tetracloruro de carbono	0,5-1	Hepatotoxicidad en ratas	6,1 (NOAEL)	1.000	6,1 (CT)	1 año	OMS, 1999b EHC 208
1,4 diclorobenceno	0,2-3,5	Aumento en el peso del órgano y proteínas urinarias	450 (NOEL)	500	1.000 (CT)	1 año	OMS, 1991a EHC 128
Diclorometano	< 5	Formación de COHb en individuos normales	n. a.	n. a.	3.000 (VG)	24 horas	OMS, 1999a
Emisiones diesel	1,0 – 10,0	Inflamación alveolar crónica en humanos. Inflamación alveolar crónica en ratas	0,139 (NOAEL)* 0,23 (NOAEL)*	25 100	5,6 (VG) 2,3 (VG)	1 año 1 año	OMS, 1996b EHC 171

* Para las emisiones de diesel se aplicaron dos enfoques basados en un NOAEL de 0,41 mg/m³ en ratas. Los niveles correspondientes se convirtieron a un escenario de exposición continua.

n. a. = no aplicable; n. p. = no previsto; UO = umbral del olor.

Cuadro 3.2. Guías de calidad del aire: compuestos con efectos de salud no carcinogénicos (continuación)

Compuesto	Concentración ambiental promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Efecto de salud	Nivel de efecto observable [mg/m^3]	Factor de incertidumbre	Valor guía (VG) o concentración tolerable (CT) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Tiempo de exposición promedio	Fuente
2-Etoxi-etanol	Sin datos	Efectos en el desarrollo en ratas	37 (NOEL)	n. p.	n. p.	1 año	OMS, 1990a EHC 115
2-Etoxi-etil-acetato	Sin datos	Efectos en el desarrollo en ratas	170 (NOEL)	n. p.	n. p.		OMS, 1990a EHC 115
Etilbenceno	1-100	Aumento del peso del órgano	2.150 (NOEL)	100	22.000 (VG)	1 año	OMS, 1996c EHC 186
Fluoruros	0,5-3	Efectos en el ganado	n. a.	n. a.	1 (VG)	1 año	OMS, 1999a
Formaldehído	$(1-20) \cdot 10^{-3}$	Irritación de nariz y garganta en humanos	0,1 (NOAEL)	n. a.	100 (VG)	30 min	OMS, 1999a
Hexaclorociclopentadieno	Sin datos	Efectos de inhalación en ratas	0,45 (NOEL)	n. p.	n. p.	1 año	OMS, 1991b EHC 120
Sulfuro de hidrógeno	0,15	Irritación de los ojos en humanos Malos olores	15 (LOAEL) $(0,2-2,0) \times 10^{-3}$ (UO)	100 n. a.	150 (VG) 7 (VG)	24 h 30 min	OMS, 1987 OMS, 1987
Isoforona	Sin datos	Malos olores	1,14 (UO)	n. a.	-	30 min	OMS, 1995f EHC 174
Manganeso	0,01 - 0,07	Efectos neurotóxicos en trabajadores	0,03 (NOAEL)	200	0,15 (VG)	1 año	OMS, 1999a
Mercurio inorgánico	$(2-10) \cdot 10^{-3}$	Efectos tubulares renales en humanos	0,020 (LOAEL)	20	1 (VG)	1 año	OMS, 1999a
2-metoxietanol	Sin datos	Toxicidad en el desarrollo en ratas	31 (NOEL)	n. p.	n. p.		OMS, 1990a EHC 115
Bromuro de metilo	0,05-0,8	Reducción del índice de fertilidad en ratas	12 (NOEL)	n. p.	n. p.		OMS, 1995g EHC 166
Metacrilato de metilo	$2,4 \times 10^{-4}$	Cambios degenerativos en el epitelio olfatorio en roedores	102,5 (NOEL)	100	200 (CT)	1 año	OMS, 1998e CICAD 4
Monoclorobenceno	0,2-3,5	Menor ingesta de alimentos, aumento del peso del órgano, lesiones y cambios en los parámetros sanguíneos	341 (LOAEL)	1.000	500 (CT)	1 año	OMS, 1991a EHC 128

n. a. = no aplicable; n. p. = no provisto; UO = umbral del olor.

Cuadro 3.2. Guías de calidad del aire: compuestos con efectos de salud no carcinogénicos (continuación)

Compuesto	Concentración ambiental promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Efecto de salud	Nivel de efecto observable [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Factor de incertidumbre	Valor guía (VG) o concentración tolerable (CT) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Tiempo de exposición promedio	Fuente
1-Propanol	0,05	Reproducción en ratas preñadas	9.001 (NOEL)	n. p.	n. p.		OMS, 1990b EHC 102
2-Propanol	1.500-35.000	Toxicidad en el desarrollo en ratas	9.001 (LOEL)	n. p.	n. p.		OMS, 1990c EHC 103
Estireno	1,0-20,0	Efectos neurológicos en trabajadores Malos olores	107 (LOAEL) 0,07 (UO)	400 n. a.	260 (VG) 70 (VG)	1 semana 30 min	OMS, 1999a OMS, 1987
Tetracloro-etileno	1 - 5	Efectos renales en trabajadores Malos olores	102 (LOAEL) 8	400 n. a.	250 (VG) 8.000 (VG)	24 horas 30 min	OMS, 1999a OMS, 1987
1,1,1,2-tetrafluoro-etano	Sin datos	Toxicidad evolutiva en animales	41.700 (NOAEL)	n. p.	n. p.		OMS, 1998f CIGAD 11
Tolueno	5 - 150	Efectos en el sistema nervioso central en trabajadores Malos olores	332 (LOAEL) 1 (UO)	1.260 n. a.	260 (VG) 1.000 (VG)	1 semana 30 min	OMS, 1999a OMS, 1987
1,3,5 tricloro-benceno	0,5 - 0,8	Metaplasia e hiperplasia del epitelio respiratorio en ratas	100 (NOEL)	500	200 (CT)	1 año	OMS, 1991a EHC 128
1,2,4 tricloro-benceno	0,02 - 0,05	Aumento de la porfirina urinaria en ratas	22,3 (NOAEL)	500	50 (CT)	1 año	OMS, 1991a EHC 128
Vanadio	0,05 - 0,2	Efectos respiratorios en trabajadores	0,02 (LOAEL)	20	1 (VG)	24 horas	OMS, 1987 EHC 128
Xilenos	1 - 100	Efectos en el sistema nervioso central en humanos voluntarios Neurotoxicidad en ratas Malos olores	304 (NOAEL) 870 (LOAEL) 4,38 (UO)	60 1.000 n. a.	4.800 (VG) 870 (VG) -	24 horas 1 año 30 min	OMS, 1997g EHC 190 OMS, 1997g EHC 190 OMS, 1997g EHC 190

n. a. = no aplicable; n. p. = no provisto; UO = umbral del olor.

Cuadro 3.2. Guías de calidad del aire: compuestos con efectos de salud no carcinogénicos (continuación)

Compuesto	Concentración ambiental promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Efecto de salud	Nivel de efecto observable [$\text{mg}/\text{kg pc d}$]	Factor de incertidumbre	Ingesta diaria tolerable (IDT o IDA) [$\mu\text{g}/\text{kg pc d}$]	Tiempo de exposición (durante toda la vida)	Fuente
Cloroformo	0,3 – 10	Hepatotoxicidad en perros	15 (LOEL)	1.000	15 (IDT)	24 horas	OMS, 1994b EHC 163
Cresol	1 – 10	Reducción del peso corporal y temblores en ratones	50 (LOAEL)	300	170 (IDA)	24 horas	OMS, 1995e EHC 168
Ftalato de di-n-butilo	$(3-80) \cdot 10^{-3}$	Toxicidad del desarrollo y reproductiva	66 (LOAEL)	1.000	66 (IDA)	24 horas	OMS, 1997e EHC 189
Estimado de la ingesta humana diaria [$\mu\text{g}/\text{kg pc d}$]							
Compuestos similares a la dioxina	n. p.	Efectos neuroconductuales/endometriosis en crías de monos Recuento menor de espermas/supresión inmunológica/aumento de malformaciones genitales en crías de ratas	14-37 (LOAEL)*	10	[TEQ/kg pc d] 1-4 (IDT)24 horas		OMS, 1998k

* Estimado derivado de la carga corporal materna de ratas y monos expuestos al aplicar un factor de 2.
kg pc d = peso corporal en kilos por día.

Se consideraron otros contaminantes del aire para los que no se pudieron derivar valores guía. En el caso de los efectos de salud no carcinogénicos, estos compuestos incluyeron dioxinas, fluoruros, platino y otros compuestos. La información correspondiente a tales compuestos se puede extraer de las series de EHC compiladas en el apéndice D.

Guías basadas en los efectos carcinogénicos

En la revisión de las Guías de Calidad del Aire para Europa (OMS, 1999a) se consideraron los siguientes compuestos con efectos carcinogénicos: arsénico, benceno, cromo^{VI}, fibras de vidrio hechas por el hombre, níquel, HAP, radón, tricloroetileno y tolueno. No se revisaron ni actualizaron los datos sobre acrilonitrilo ni cloruro de vinilo. Las guías originales aún son aplicables (OMS, 1987). Las guías también incluyen otros compuestos carcinogénicos para los cuales se pudieron derivar riesgos unitarios a partir de las series de EHC. Estos incluyen acetaldehído (EHC 167; OMS, 1995d); bis(clorometil)éter (EHC 201; OMS, 1998h); 1,2-dicloroetano (CICAD 1; OMS, 1998g); emisiones de diesel (EHC 171; OMS, 1996b); PAH no heterocíclicos seleccionados (EHC 202; OMS, 1998i) y 1,1,2,2-tetracloroetano (CICAD 3; OMS, 1998j).

No se pudo derivar ninguna guía para algunos compuestos carcinogénicos, como 1,3 butadieno y cadmio. En OMS (1999a) se puede encontrar información sobre estos compuestos. Si se desea información sobre otros compuestos, se pueden consultar los documentos de Criterios de Salud Ambiental compilados en el apéndice D.

Cuadro 3.3 Guías para contaminantes con efectos carcinogénicos

Compuesto	Concentración ambiental promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Efecto de salud	Riesgo unitario [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]⁻¹	Clasificación IARC	Fuente
Acetaldehído	5	Tumores nasales en ratas	$(1,5-9) \times 10^{-7}$	2B	OMS, 1995d EHC 167
Acrlonitrilo	0,01-10	Cáncer al pulmón en trabajadores	2×10^{-5}	2A	OMS, 1987
Arsénico	$(1 - 30) \cdot 10^{-3}$	Cáncer al pulmón en humanos expuestos	$1,5 \times 10^{-3}$	1	OMS, 1999a
Benceno	5,0 – 20,0	Leucemia en trabajadores expuestos	$(4,4-7,5) \times 10^{-6}$	1	OMS, 1999a
Benzo[a]pireno		Cáncer al pulmón en humanos	$8,7 \times 10^{-2}$	1	OMS, 1999a
Bis(clorometilo) éter	Sin datos	Epiteliomas en ratas	$8,3 \times 10^{-3}$	1	OMS, 1998h EHC 201
Cloroformo	0,3-10	Tumores en el hígado en ratas	$4,2 \times 10^{-7}$	2B	OMS, 1994b EHC 163
Cromo ^{VI}	$(5-200) \cdot 10^{-3}$	Cáncer al pulmón en trabajadores expuestos	$(1,1-13) \times 10^{-2}$	1	OMS, 1999a
1,2-dicloroetano	0,07-4	Formación de tumores en roedores	$(0,5-2,8) \times 10^{-6}$	2B	OMS, 1998g CICAD 1
Emisiones diesel	1,0-10,0	Cáncer al pulmón en ratas	$(1,6-7,1) \times 10^{-5}$	2A	OMS, 1996b EHC 171

Cuadro 3.3 Guías para contaminantes con efectos carcinogénicos (continuación)

Compuesto	Concentración ambiental promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Efecto de salud	Riesgo unitario [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]⁻¹	Clasificación IARC	Fuente
ETS	1-10	Cáncer al pulmón en humanos expuestos	10^{-3}		OMS, 1999a
Níquel	1-180	Cáncer al pulmón en humanos expuestos	$3,8 \times 10^{-4}$	1	OMS, 1999a
HAP (BaP)	$(1-10) \cdot 10^{-3}$	Cáncer al pulmón en humanos expuestos	$8,7 \times 10^{-2}$	1	OMS, 1999a
1,1,2,2-tetracloroetano	0,1-0,7	Carcinomas hepatocelulares en ratones	$(0,6-3,0) \times 10^{-6}$	3	OMS, 1998j CICAD 3
Tricloroetileno	1-10	Tumores celulares en pruebas con ratas	$4,3 \times 10^{-7}$	2A	OMS, 1999a
Cloruro de vinilo	0,1-10	Hemangiosarcoma en trabajadores expuestos Cáncer de hígado en trabajadores expuestos	1×10^{-6}	1	OMS, 1987

Para los compuestos del gráfico 3.3, la estimación de los riesgos unitarios se describe en las referencias citadas. En principio, los riesgos unitarios para las mezclas como emisiones de petróleo, alquitrán para material de techado, carbón con y sin humo y humo de madera se pueden estimar a partir de las potencias de tales mezclas y del riesgo unitario de benzoapireno (BaP) con la siguiente fórmula:

$$UR_{mezcla} = (\text{potencia de mezcla})/(\text{potencia de la "parte superior del horno de coque"}) \times UR_{BaP} \times (\text{contenido de BaP en la mezcla})$$

En esta relación, las potencias de la mezcla y la potencia de la “parte superior del horno del coque” se han tomado del cuadro A.I.17 del EHC 202 (OMS, 1998i); UR_{mezcla} denota la unidad de riesgo de la mezcla, mientras que la UR_{BaP} la del BaP, donde la unidad del contenido de BaP en la mezcla es el microgramo por cada gramo de la mezcla. El cuadro 3.4 refleja las potencias relativas de las mezclas, definidas como las potencias de las mezclas divididas por la potencia de la “parte superior del horno de coque” (véase EHC 202; OMS, 1998i).

Cuadro 3.4 Potencias relativas de algunas mezclas

Mezcla	Potencia relativa de la mezcla
Emisiones de petróleo	0,736
Alquitrán para material de techado	0,145
Carbón sin humo	0,368
Carbón con humo	1,026
Humo de madera	0,759

Por ejemplo, se ha estimado que el contenido de BaP del humo de la madera oscila entre 1 y 29 [mg BaP/g de mezcla] (Ward, 1999). Si se reemplazan todas las cantidades en la ecuación anterior, se tiene un riesgo unitario para el humo de la madera en el rango de $(0,07-1,9) \times 10^{-7}$ [mg/m³]⁻¹. El riesgo unitario se puede estimar de manera similar cuando se conoce el contenido de BaP de otras mezclas.

Las potencias de otros hidrocarburos policíclicos no heterocíclicos relacionados con el BaP (véase el cuadro AI.9 de EHC 202; OMS, 1998i) también se pueden emplear para obtener un aproximado preliminar de los riesgos unitarios para estos compuestos a través de la fórmula siguiente (véanse los resultados en el cuadro 3.5).

$$UR_{mezcla} = (\text{potencia de compuesto})/(\text{potencia de BaP}) \times UR_{BaP}$$

Cuadro 3.5. Estimado de los riesgos unitarios para varios hidrocarburos aromáticos policíclicos

Compuestos	Rango de la potencia relativa comparada con BaP	Riesgo unitario [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]¹
Antantreno	0,28-0,32	$(2,4-2,8) \times 10^{-2}$
Benza[a]antraceno	0,014-0,145	$(1,2-13) \times 10^{-4}$
Benzo[b]pireno	1	$8,7 \times 10^{-2}$
Benzo[b]fluoranteno	0,1-0,141	$(0,87-1,2) \times 10^{-2}$
Benzo[j]fluoranteno	0,045-0,1	$(0,4-0,87) \times 10^{-2}$
Benzo[k]fluoranteno	0,01-0,1	$(8,7-87) \times 10^{-4}$
Criseno	0,001-0,1	$(8,7-870) \times 10^{-5}$
Ciclopentano[cd]pireno	0,012-0,1	$(1-8,7) \times 10^{-3}$
Dibenzo[a,e]pireno	1	$8,7 \times 10^{-2}$
Dibenzo[a,c]antraceno	0,1	$8,7 \times 10^{-3}$
Dibenzo[a,h]antraceno	0,89-5	$(7,7-43,5) \times 10^{-2}$
Dibenzo[a,l]pireno	100	$8,7 \times 10^0$
Dibenzo[a,e]fluoranteno	1	$8,7 \times 10^{-2}$
Dibenzo[a,h]pireno	1-1,2	$(8,7-10,4) \times 10^{-2}$
Dibenzo[a,i]pireno	0,1	$8,7 \times 10^{-3}$
Fluoranteno	0,001-0,01	$(8,7-87) \times 10^{-5}$
Indeno[1,2,3,cd]pireno	0,067-0,232	$(5,8-20,2) \times 10^{-3}$

También se revisaron las guías de calidad del aire para las fibras de vidrio hechas por el hombre y para el radón. Las concentraciones de fibras de vidrio hechas por el hombre solo se han medido en algunos estudios. Se ha observado que tienen un promedio aproximado de 340 fibras por metro cúbico (F/m^3) en el aire ambiental y $570 \text{ F}/\text{m}^3$ en el aire en interiores. Los valores máximos fueron $2.400 \text{ F}/\text{m}^3$ en exteriores y $5.600 \text{ F}/\text{m}^3$ en interiores. En los estudios de inhalación con animales se observó que varios tipos de fibras cerámicas eran carcinogénicas. El IARC clasificó las fibras cerámicas como potencialmente carcinogénicas para los seres humanos (Grupo 2B). A partir de los estudios de inhalación con animales, se estimó que el riesgo unitario para tumores de pulmón en una exposición a $1.000 \text{ F}/\text{m}^3$ durante toda la vida a fibras por debajo de $5 \mu\text{m}$ era 10^{-6} por fibra/ m^3 .

El radón es otro contaminante de interiores que causa cáncer al pulmón en los seres humanos. Las concentraciones promedio en interiores oscilan entre 20 y $200 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Un estudio en trabajadores mostró un aumento lineal de cáncer al pulmón debido a aumentos en las estimaciones de exposición al radón (Pershagen y otros, 1994). El gráfico 3.9 muestra la proporción estimada de cáncer al pulmón que se puede atribuir a la presencia de radón en las viviendas. Este gráfico se puede usar para evaluar el riesgo de la exposición al radón.

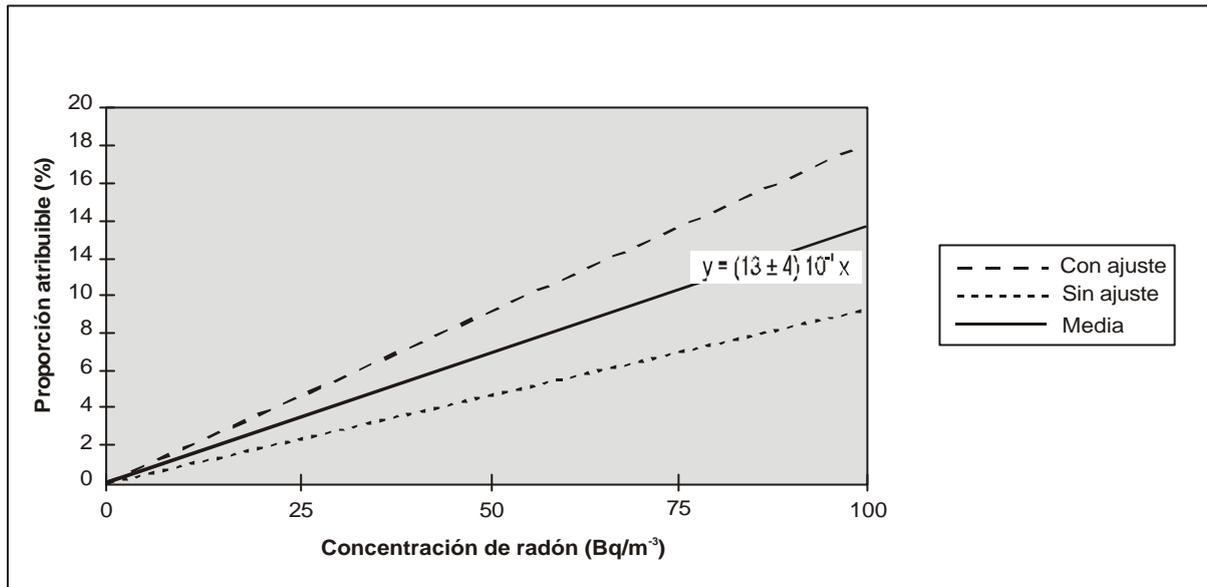


Gráfico 3.9. Proporción de cáncer al pulmón atribuible a la exposición al radón.

3.3 Contaminantes clásicos del aire: aplicabilidad de las Guías de Calidad del Aire para Europa de la OMS en una escala mundial

Al formular las Guías de Calidad del Aire para Europa de la OMS, se adoptaron algunos supuestos para ciertos compuestos que podrían no ser aplicables en algunas zonas del mundo, porque para algunos contaminantes —pero no para todos—, la importancia de las diferentes rutas de exposición puede variar de un país a otro. Se debe entender que si tales factores se toman en cuenta, se pueden derivar diferentes guías. Es importante que las autoridades encargadas de formular las normas respondan la siguiente pregunta antes de adaptar para uso local una de las Guías de Calidad del Aire para Europa de la OMS: ¿Existe alguna duda, debido a circunstancias locales, sobre la validez de la guía planteada en las Guías de Calidad del Aire para Europa de la OMS como una base para definir guías o normas locales? Se ha proporcionado una evaluación de riesgo unitario para varios contaminantes. Estas evaluaciones también dependen de la importancia relativa de las diferentes rutas de exposición.

3.4 Estudios sobre los efectos de salud de los contaminantes del aire en las regiones de la OMS

Como se ha señalado anteriormente, los efectos de los contaminantes del aire en la salud varían de acuerdo con diversos factores. Tales factores incluyen el nivel de exposición y la sensibilidad de la población expuesta. La sensibilidad de la población, a su vez, depende de factores como el número de niños pequeños y de ancianos y la proporción de personas que padecen de asma y de otras condiciones respiratorias crónicas. Los estudios epidemiológicos reflejan esta variación

en la sensibilidad a través de diferentes asociaciones entre los niveles de exposición y los efectos de salud para diferentes subpoblaciones. Además, es probable que las fuentes y modelos de exposición —por ejemplo, las exposiciones en interiores y exteriores— varíen significativamente de una región a otra. Esto depende, en parte, de las condiciones meteorológicas.

Estos factores y la variación de las relaciones de concentración-respuesta son argumentos fuertes para la realización de los estudios de salud que se ejecutan en las diferentes regiones de la OMS sobre los efectos de los contaminantes del aire. Sería erróneo usar de manera general las relaciones de concentración-respuesta derivadas de los estudios realizados en Europa Occidental o en Estados Unidos.

Aún no se ha publicado ninguna revisión general que reúna los resultados de los estudios epidemiológicos sobre la contaminación del aire de todas las regiones de la OMS. El número de estudios emprendidos y la calidad de tales estudios es muy variable de acuerdo con cada región. Muchos estudios, y probablemente la mayoría, se realizan para caracterizar el problema local y cuantificar los efectos de salud causados por la contaminación del aire. Son frecuentes los estudios preliminares orientados a determinar la existencia de un problema.

Recientes descubrimientos sobre los efectos de los contaminantes del aire en la salud sugieren que, al menos para el material particulado y el O_3 , todos los niveles de exposición encima de cero están relacionados con efectos sobre la salud. En términos toxicológicos, parece imposible considerar que contaminantes como el azufre y el NO_2 se consideren compuestos sin efecto umbral. No obstante, es difícil evitar esta conclusión a partir de los datos de los estudios disponibles de series temporales.

Dióxido de azufre

América Latina

En América Latina se han realizado pocos estudios epidemiológicos para investigar el efecto del SO_2 sobre la salud. En un estudio realizado en Chile cerca de un área industrial donde la media anual de SO_2 oscilaba entre 101 y 145 $\mu g/m^3$ y los promedios máximos diarios estaban entre 405 y 1.230 $\mu g/m^3$, se asoció un aumento de 50 $\mu g/m^3$ en el valor medio diario de SO_2 con un incremento de 4% en la frecuencia de tos (95% CI: 1-7%), un incremento de 3% en la producción de flema (95% CI: 0-6%) y un aumento de 4% en la frecuencia de sibilancia (95% CI: 0-11%), con un día de retraso entre los niños con síntomas respiratorios crónicos (Sánchez-Cortez, 1997). También se observó un cambio significativo en las medidas máximas del flujo espiratorio por la tarde. No se observaron efectos en niños sin síntomas respiratorios crónicos. En este estudio se detectaron efectos en la salud en niveles inferiores a 125 $\mu g/m^3$ (guía de la OMS) entre niños susceptibles. Sin embargo, es probable que en este estudio el SO_2 haya interactuado con niveles de MP_{10} de 5 a 125 $\mu g/m^3$.

En el mismo estudio, cuando se compararon áreas con diferentes niveles ambientales de SO_2 en el largo plazo (media anual de 70 $\mu g/m^3$ vs. 130 $\mu g/m^3$ durante 3 años), la prevalencia de síntomas respiratorios crónicos fue mayor en el área con la media anual de SO_2 más alta (30% vs. 14% para tos crónica y 14,3% vs. 6,1% para sibilancia). Las diferencias fueron significativas

en términos estadísticos (Sánchez-Cortez, 1997). Las medias anuales de MP_{10} fueron bajas en ambas áreas.

Región mediterránea

En la región del Mediterráneo Oriental se han realizado pocos estudios para investigar los efectos que la contaminación del aire tiene en la salud. Un estudio sobre los residentes de Shoubra El-Kheima, un área industrial de Egipto, mostró que 37,4% de la muestra examinada (4.730 sujetos) padecía de enfermedades pulmonares obstructivas crónicas (EPOC) y que la prevalencia aumentaba con la edad (El-Samara y otros, 1984). Asimismo, este estudio mostró que 1.478 estudiantes (de los 6.380 estudiantes) padecían de EPOC. Se registró una fuerte correlación positiva entre el nivel de MP_{10} y la incidencia de asma.

Región del Pacífico Occidental

Japón

De 1981 a 1983 se realizó un estudio epidemiológico en el Japón que incluía a escolares de 6-12 años de edad (Nitta y otros, 1993; Ono y otros, 1990; Nakai y otros, 1995). Las concentraciones medias anuales en las zonas urbanas oscilaban entre 26,8 y 30,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 . Los niveles de las áreas suburbanas variaban entre 20,5 y 23,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y las concentraciones de fondo oscilaban entre 13,3 y 22,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Al comparar el efecto de SO_2 en la salud humana en las diferentes áreas, se observó que la prevalencia de los síntomas asmáticos, de la congestión del tórax y de la flema estaba muy relacionada con los niveles medios anuales de SO_2 .

China

Las investigaciones epidemiológicas realizadas en la China muestran que una exposición de corto plazo a 280 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 estaba correlacionada con efectos evidentes sobre la salud de los miembros de la policía de tránsito, cuya función respiratoria se redujo a 29-64% y cuya incidencia de rinitis crónica y faringitis aumentó en 30-90%, en comparación con el grupo de control (BMEPB, 1980). Cuando la concentración anual promedio de SO_2 en el aire era 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, los estudiantes de educación primaria y secundaria mostraron una incidencia mucho mayor de enfermedades respiratorias crónicas que en las áreas menos contaminadas. Por ejemplo, la incidencia de la supuración de amígdalas aumentó 5,1 veces; la rinitis simple, 1,1 veces y la congestión de la nariz, 0,9 veces (BMEPB, 1980). Después de una exposición de largo plazo a 175 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 (con 550 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado), se observó que la mortalidad promedio de tres años por enfermedad pulmonar cardiaca y por enfermedades respiratorias en la comunidad era el doble que la del grupo de control (GMEPB, 1980).

Se realizó un estudio sobre la influencia de la contaminación por SO_2 en la función pulmonar de niños y mujeres (Chen y otros, 1993). Se observó que con una concentración promedio anual de 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (con 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado), el SO_2 estaba relacionado con niveles más bajos de la función pulmonar en niños de 10 y 12 años, con disminuciones importantes de la capacidad vital forzada (CVF) y del volumen espiratorio forzado en el primer

segundo (VEF₁). Por cada incremento de 60 µg/m³ en la concentración anual promedio de SO₂ hubo una disminución promedio de 99 mL en el CVF de niños y una disminución de 70 mL en el VEF₁. El CVF de las mujeres disminuyó 57 mL bajo las mismas condiciones. Además, se observó que el SO₂ puede afectar la inmunidad no específica de mujeres en partes de sus vías respiratorias, lo que disminuye 5,6 µg/mL de su concentración promedio de lisozima de saliva y 32 µg/mL de inmunoglobulina específica (Chen y otros, 1995).

Asia sudoriental

Los resultados de los estudios epidemiológicos realizados en la India indican que los efectos adversos sobre la salud pueden estar relacionados con una concentración anual promedio de SO₂ de 40 µg/m³. La interpretación de estos hallazgos es complicada debido a los altos niveles de partículas coexistentes y a otros factores locales. Estos incluyen las elevadas exposiciones en interiores y en ambientes laborales a los contaminantes del aire, las deficientes condiciones de salud y el bajo estado de nutrición, el suministro de agua no apta para el consumo, el saneamiento inadecuado, etcétera.

En un estudio de 4.129 residentes de la comunidad de tres áreas de Bombay, que representaban tres grados de contaminación del aire (sobre la base de datos secundarios) y de una cuarta área localizada a 40 kilómetros hacia el sudeste como control, se observó:

- i. Mayor morbilidad en las dos áreas más contaminadas debido a problemas respiratorios, tos y resfriados comunes. Los residentes urbanos de las áreas contaminadas eran los más sanos, incluso en comparación con las poblaciones rurales. Otros síntomas relacionados con la contaminación fueron el dolor de cabeza, la irritación de los ojos, el dolor de pecho, lesiones cutáneas y tos intermitente.
- ii. En el área urbana con bajos niveles de contaminación hubo una mayor prevalencia de quejas por problemas cardiacos.

Cuadro 3.6 Prevalencia estandarizada de enfermedades seleccionadas en Bombay (según Kamat y Doshi, 1987)

Enfermedad	Niveles urbanos de SO ₂			
	Bajo (< 50 µg/m ³)	Intermedio (51–100 µg/m ³)	Alto (> 100 µg/m ³)	Rural (control)
Disnea	3,2	6,0	7,3	5,5
Tos crónica	1,7	2,7	5,1	3,3
Tos intermitente	0,4	5,8	15,6	3,7
Resfriados frecuentes	12,1	20,8	18,0	11,0
Bronquitis crónica	2,3	4,5	4,5	5,0
Desórdenes cardiacos	8,2	4,3	6,8	2,7

En Parel, Maravali, Deonar y Dadar, cuatro comunidades comparables de Bombay central y del nordeste (dos de cada lugar), se realizó un estudio (Kamat y otros, 1992) entre 349 individuos elegidos aleatoriamente en 1988 y 1989, junto con el monitoreo del aire para SO_2 , NO_2 y MPS en exteriores. Los niveles de contaminantes del aire durante el invierno fueron mayores principalmente para SO_2 en Parel (hasta $584 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Maravali; en Deonar se observaron menores niveles de contaminación. Los síntomas respiratorios clínicos fueron mayores en Parel y Maravali (12% y 11,2% de tos y 17% y 13,3% de disnea, respectivamente). Los problemas cardiacos fueron más comunes en Parel (11,0%). Maravali mostró una alta prevalencia de cefalea e irritación de ojos (9,5%). Los usuarios de kerosene sufrieron más que los de gas (22,2% contra 9,2%). Las funciones pulmonares (CVF, VEF_1) fueron más bajas en Parel para hombres y en Maravali para las mujeres. Las tasas de flujo espiratorio fueron inferiores en Dadar, seguidas de Maravali. A pesar de la menor contaminación por SO_2 , los síntomas de los residentes de Maravali fueron comparables con los de Parel. Se pensó que esto podía deberse al efecto de las emisiones de diesel (NO_2 , MPS) o a otras sustancias químicas no medidas.

Dióxido de nitrógeno

América Latina

Existen pocos datos de América Latina sobre el impacto en la salud de las fuentes exteriores de NO_2 . En muchas ciudades latinoamericanas, los niveles de NO_2 generalmente son bajos (OMS, 1998b). No obstante, en un estudio preliminar realizado en São Paulo, Brasil (Saldiva y otros, 1995), se asoció un aumento de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 con un incremento de 30% en las tasas de mortalidad por enfermedades respiratorias entre niños menores de cinco años.

En Ciudad de México se realizó un estudio de series temporales sobre las admisiones hospitalarias de emergencia entre menores de 15 años. Se observó que los niveles diarios de NO_2 estaban correlacionados con enfermedades de las vías respiratorias superiores (Téllez-Rojo y otros, 1999). Durante los meses de invierno se observaron asociaciones más fuertes, cuando los niveles de NO_2 oscilaban entre 40 y $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media de $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y los de O_3 entre 82 y $740 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media de $368 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El coeficiente de correlación entre los contaminantes y las enfermedades fue 0,44. El efecto indicado más alto de NO_2 se observó con dos días de retraso. Se asoció un aumento de $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración ambiental diaria de NO_2 con un aumento de 39% de enfermedades de las vías respiratorias superiores (95% CI: 28-51%). Sin embargo, debido a la mezcla de contaminantes y a los niveles generalmente bajos de NO_2 observados en este estudio, no es posible evaluar si este contaminante fue el que causó los efectos observados.

Región del Pacífico Occidental

Japón

De 1992 a 1995, la Agencia Japonesa del Medio Ambiente realizó un estudio sobre los efectos de salud que causaban los contaminantes del aire en aproximadamente 15.000 escolares (EA, 1997). Los resultados mostraron que la prevalencia de los síntomas asmáticos era mayor en

niveles de NO₂ por encima de 37,6 µg/m³ que en niveles inferiores. Si bien los niveles de NO₂ en el Japón no son lo suficientemente altos para demostrar una relación clara de causa-efecto entre la prevalencia de síntomas asmáticos y la concentración de NO₂, tampoco son lo suficientemente bajos para descartar una relación causal.

Un estudio de los síntomas respiratorios en función de la distancia de las vías muy transitadas mostró que la tasa de prevalencia de síntomas respiratorios, como tos crónica y sibilancia, fue mayor en los habitantes de las vías más cercanas (Nitta y otros, 1993; Ono y otros, 1990). Cuando no hubo fuentes internas de NO₂, excepto para los hornos de gas, tanto los niveles de interiores como los individuales de NO₂ se atribuyeron principalmente a las emisiones de los vehículos (Nakai y otros, 1995).

Se ha reportado que la interacción entre la contaminación del aire, principalmente de NO₂, y la temperatura alta podría aumentar sinérgicamente las tasas de mortalidad por cáncer al pulmón, ya que las diferencias regionales en las tasas de cáncer al pulmón por edades pudieron ser explicadas mediante una interacción entre el NO₂ y la temperatura (Choi y otros, 1997).

China

En años recientes, se realizaron estudios epidemiológicos para examinar las concentraciones de NO₂ en 160 cocinas de residentes urbanos así como de los niveles de hidroxiprolina en la orina de individuos después de exposiciones de 24 horas. Los resultados mostraron que en las cocinas de gas de petróleo líquido, las concentraciones máximas de NO₂ pueden llegar a 990-1.809 µg/m³ en el momento de ignición, 17-37,5 veces más que la concentración promedio diaria de 50 µg/m³ (concentración de fondo). Además, los niveles de hidroxiprolina en la orina de individuos que cocinaban en cocinas de LPG fueron mayores que los de aquellos que usaban cocinas de carbón (Zhang Jinhiang y otros, 1996). En cambio, las exposiciones de NO₂ producidas por el carbón ardiente fueron significativamente mayores que las provocadas por la combustión de LPG.

Un estudio realizado en cuatro ciudades mostró que el valor promedio diario de las concentraciones de NO₂ en interiores era 53 µg/m³, con niveles elevados de SO₂, CO y PST. Según los estudios realizados con escolares de educación primaria de 10 a 15 años que vivían en este ambiente, de 30% a 70% padecían de tos y de 7% a 40% de flema; y la incidencia de amigdalitis e hiperplasia de folículos linfáticos retrofaríngeos era de 7% a 17% y de 15% a 16%, respectivamente. También se observaron efectos sobre los índices de inmunidad, como la prueba cutánea de fitohemaglutinina y lisozima en la saliva (Wang Jin y otros, 1989; Qin Yuhui y otros, 1990).

En Pekín se realizaron estudios con 60 niños sanos de 9 y 11 años, expuestos a un nivel promedio diario de 70-110 µg/m³ de NO₂, con valores pico de 150-260 µg/m³ durante dos meses. Se observó una correlación negativa entre la concentración de NO₂ y las tasas máximas del flujo espiratorio (PEFR, por sus siglas en inglés). Los resultados indican que el aumento del nivel de NO₂ puede afectar la función respiratoria de los niños, agravar el bloqueo de las vías respiratorias y, por consiguiente, reducir las PEFR (Wang Lihua y otros, 1994). La exposición de largo plazo a 50-100 µg/m³ de NO₂ puede afectar significativamente los sistemas respiratorio e inmunológico de los niños, con efectos similares en los adultos sensibles.

Australia

Morgan y otros (1998) examinaron los efectos de los contaminantes del aire en exteriores en las admisiones hospitalarias diarias de Sidney, Australia. Un análisis de series temporales de los recuentos de admisiones hospitalarias diarias y contaminantes en exteriores (1990-1994) mostró que un aumento en la concentración máxima diaria de una hora de NO₂ del percentil 10 al 90 estaba relacionado con un incremento de 5,29% (95% IC: de 1,07% a 9,68%) en las admisiones por asma infantil y de 4,60% (95% IC: de -0,17% a 9,61%) en admisiones hospitalarias por EPOC. Un aumento similar de la concentración diaria máxima de una hora de partículas estuvo asociado con un incremento de 3,01% (95% IC: de -0,38% a 6,52%) de las admisiones por EPOC. Un aumento del percentil 10 al 90 en la concentración diaria máxima de una hora de NO₂ estuvo relacionado con un incremento de 6,71% (95% IC: de 4,25% a 9,23%) de admisiones por enfermedades cardiacas entre personas de 65 años y más. Los aumentos de enfermedades cardiacas, EPOC y asma infantil se relacionaron con mayores niveles de NO₂.

Monóxido de carbono

Región mediterránea

En las calles de áreas residenciales y del centro de El Cairo con densidades de tráfico de moderada a alta, se registraron concentraciones de CO que exceden los valores de las Guías de Calidad del Aire de la OMS (Nasralla, 1997). Estas concentraciones dieron lugar a altos niveles de COHb en la sangre de los policías de tránsito, algunas veces mayores de 10%. Este estudio también encontró una relación directa significativa entre la cardiopatía isquémica y el nivel de COHb en los policías de tránsito de El Cairo (Salem, 1990).

Región del Pacífico Occidental

China

Estudiantes chinos de la escuela media residentes en un distrito de contaminación relativamente baja en Shenyang y estudiantes de pregrado de un distrito de contaminación relativamente baja de Pekín mostraron concentraciones promedio de COHb en la sangre de 0,8% y 0,5%, respectivamente. Las investigaciones sobre el efecto de CO de interiores en niños de 8 y 13 años mostraron que el contenido promedio de CO para las habitaciones con calefacción propia fue 12,4 mg/m³ y los niveles de COHb en la sangre de esos niños, 4,17%. En las habitaciones con calefacción central, la concentración de CO fue 6,4 mg/m³ y los niveles de COHb, 1,79% (Liu Jifang y otros, 1992). Este estudio también reveló que en las habitaciones con calefacción propia la lisozima en la saliva de los niños presentó una actividad menor que la de los niños que vivían en habitaciones con calefacción central. Además, el nivel de inmunoglobulina G de este último grupo era menor que el del primero. Este fenómeno sugiere que la contaminación por CO podría dar lugar a la hipoinmunidad en los niños (Liu Jifang y otros, 1992).

El ozono y otros oxidantes fotoquímicos

América Latina

En Ciudad de México se han realizado varios estudios que han demostrado la relación de la concentración aguda máxima diaria de O_3 con síntomas respiratorios. Un estudio realizado con niños informó de efectos agudos y subagudos de O_3 en las funciones pulmonares (Castillejos y otros, 1992). Se relacionó un aumento de $106 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en niveles medios de 48 horas de O_3 con una disminución de 2% del VEF_1 y un decrecimiento de 7,4% en el flujo espiratorio forzado FEF_{25-75} . En los niños con tos crónica, flema crónica o sibilancia se observó una mayor disminución en estos parámetros. En otro estudio, realizado entre escolares de Ciudad de México, que comparaba los quintiles de la concentración de O_3 , se reportó una disminución de 1,43% en el CVF y de 2,85% en el VEF_1 en el quintil más alto ($364\text{-}730 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Castillejos y otros, 1995). Este cambio en el VEF_1 es menor que el predicho en el gráfico 3.2.

En un estudio realizado con niños en edad preescolar, que estaban expuestos a mayores concentraciones de O_3 , se registró un aumento de ausentismo debido a enfermedades respiratorias (Romieu y otros, 1992). Los niños expuestos durante dos días consecutivos a concentraciones máximas diarias de O_3 mayores de $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aumentaron el riesgo de contraer enfermedades respiratorias en 20%. Los niños expuestos durante dos días consecutivos a niveles altos de O_3 (mayores de $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y que el día anterior habían estado expuestos a bajas temperaturas aumentaron el riesgo de contraer enfermedades respiratorias en 40%. Cabe observar que en Ciudad de México y en algunas áreas de São Paulo con frecuencia se alcanzan niveles de $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante varios días consecutivos.

También se ha relacionado la exposición de O_3 con las atenciones de emergencia por enfermedades agudas de las vías respiratorias superiores entre niños de Ciudad de México. Se relacionó un aumento de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración diaria máxima durante una hora con un incremento de 10% (95% IC: 7-13%) en las enfermedades respiratorias superiores durante el invierno. Se asoció un aumento de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración diaria máxima durante una hora por cinco días consecutivos con un incremento de 30% en la incidencia de enfermedades de las vías respiratorias superiores (95% IC: 23-37%) (Téllez-Rojo y otros, 1997). En este estudio se observó un efecto no lineal en relación con los niveles de O_3 . Las enfermedades de las vías respiratorias superiores aumentaron linealmente de 160 a $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y luego tendieron a nivelarse. Se observó un aumento aún mayor con niveles de aproximadamente $440 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No se pudieron estudiar los efectos en concentraciones bajas de O_3 .

Los niños asmáticos pueden ser más sensibles al O_3 . Estudios realizados en Ciudad de México han revelado que las atenciones de emergencia por asma aumentaron en 43% (95% CI: 24-66%) cuando el nivel diario máximo durante una hora de O_3 se incrementaba en 50 ppb, con un día de retraso (Romieu y otros, 1995). En este estudio, las concentraciones pico de O_3 oscilaban entre 20 y $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con una media de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En estudios de panel con niños asmáticos, se ha relacionado la exposición al O_3 con una disminución de la tasa máxima de flujo espiratorio y con un aumento de los síntomas respiratorios (Romieu y otros, 1996; Romieu y otros, 1997). En general, un aumento de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las concentraciones máximas diarias de O_3 dio lugar a un incremento de 11% (95% IC: 5-19%) de

síntomas relacionados con las vías respiratorias inferiores con una disminución significativa de la tasa máxima del flujo espiratorio.

La disminución de la función respiratoria observada entre los niños expuestos a O₃ en Ciudad de México parece ser menor que la observada en los niños no expuestos continuamente a altos niveles de O₃, lo que sugiere la existencia de un fenómeno de “tolerancia”. Este hallazgo constituye la base para los estudios que muestran que las exposiciones repetitivas tienden a producir respuestas menores (Hackney y otros, 1997; Folinsbee, 1991). Si bien se desconoce el efecto adverso potencial de tal “tolerancia” o adaptación funcional, la ausencia de una respuesta de protección frente a la exposición al O₃ (broncoconstricción) podría llevar a una exposición mayor de niños y, por consiguiente, a un efecto de largo plazo más grave. Los estudios experimentales en animales y seres humanos han mostrado que el O₃ aumenta la permeabilidad de las vías respiratorias y la expulsión de partículas, inflama las vías respiratorias, reduce la capacidad bacteriana, causa alteraciones estructurales en el pulmón y acelera el envejecimiento de este órgano (Lippmann, 1989; véase también la sección 3.1).

Región del Pacífico Occidental

China

En la China se realizó una investigación sobre el efecto de corto plazo de la exposición al O₃ en la función pulmonar entre hombres no fumadores. Durante la prueba, los voluntarios realizaron una cantidad moderada de ejercicios por intervalos y se monitorearon los parámetros de capacidad vital. Los datos del estudio mostraron que en exposiciones de corto plazo, la concentración umbral para las disfunciones pulmonares agudas es de $180 \pm 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$; y para malestares generales, de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fang Qisheng y otros, 1991).

Australia

En Sidney se realizó un análisis de series temporales sobre las admisiones diarias en los hospitales y los contaminantes del aire en exteriores (Morgan y otros, 1998). Este estudio mostró que un aumento en la concentración diaria máxima de O₃ durante una hora estaba relacionado con un aumento de 2,45% (95% IC: -0,37; 5,35) en las admisiones hospitalarias por enfermedades cardíacas entre las personas de 65 años y más.

En la región de Brisbane se realizó un estudio sobre la mortalidad diaria (Simpson y otros, 1997) que indicó que los niveles de O₃ (los niveles diarios máximos de O₃ eran de aproximadamente $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) estaban significativamente asociados con la mortalidad diaria total. Se obtuvo escasa evidencia de la interacción entre los efectos del O₃ (principalmente durante el verano) y las partículas o con el SO₂ y el NO₂. Las asociaciones entre O₃ y la mortalidad diaria fueron significativas solo para los individuos mayores de 65 años. También se observaron asociaciones positivas con categorías de enfermedades cardiovasculares y, cuando los coeficientes de regresión fueron significativos, fueron mayores que los de la mortalidad total. Los resultados indicaron un posible umbral para niveles de O₃.

Partículas en suspensión

América Latina

Evaluación de los efectos de la exposición de corto plazo en la morbilidad y la mortalidad

En América Latina se han realizado varios estudios para evaluar el efecto de la contaminación por partículas en la salud. Estos incluyen estudios de mortalidad y estudios sobre los efectos de las partículas en los síntomas y funciones respiratorias entre niños y adultos. En Brasil, Chile y México se han realizado estudios sobre los efectos de la contaminación por material particulado en la mortalidad. En São Paulo se relacionó un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} con un aumento de 3% en la mortalidad diaria de adultos mayores de 65 años (Saldiva y otros, 1995). En Chile, se reportó un aumento de 0,8% (95% IC: 0,6-1,2%) en la mortalidad diaria debido a un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} (Ostro y otros, 1999). En México, se observó un aumento de 0,5% (95% IC: 0,3-0,7%) de la mortalidad diaria por un aumento similar de las PST diarias (Borja-Aburto y otros, 1997). Estos resultados concuerdan con estudios similares realizados en otros lugares del mundo (Pope y otros, 1995).

Los estudios realizados para determinar el impacto de la contaminación por material particulado en las atenciones de emergencia y las consultas médicas por enfermedades respiratorias también han sugerido una asociación positiva (Molina Esquivel y otros, 1989; Ara-Seebla, 1990; Arranda y otros, 1994). En un estudio realizado en Santiago, Chile, se relacionaron las atenciones de emergencia por problemas respiratorios con los niveles ambientales de MP_{10} y $\text{MP}_{2,5}$ durante el invierno. En este estudio, los niveles de MP_{10} oscilaban entre 16 y $270 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y los niveles de $\text{MP}_{2,5}$, entre 10 y $156 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Se observó que un aumento de $63,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de MP_{10} (un cuartil de la distribución) estaba relacionado con un aumento de 2% (95% IC: 0,5-3,4%) en las atenciones de emergencia, con un retraso de dos días durante los meses de invierno. Se relacionó también un aumento de $36,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de $\text{MP}_{2,5}$ con un incremento de 2,2% en el número de visitas de emergencia por enfermedades respiratorias agudas (95% IC: 0,9-3,6%), con un retraso de dos días. Se vinculó un aumento similar de $\text{MP}_{2,5}$ con un incremento de 5,4% en el riesgo de desarrollar neumonía aguda (95% IC: 1,9-5,6%) con un retraso de tres días y con un aumento de 3,7% del riesgo de contraer enfermedades de las vías respiratorias superiores (95% IC: 1,9-5,6%) con un retraso de dos días durante el invierno (Ilabaca Marileo, 1996). En este estudio, la media diaria de $\text{MP}_{2,5}$ osciló entre 10 y $156 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y la relación parecía ser lineal en el rango de la concentración estudiada.

Las curvas de dosis-respuesta de este estudio, para el departamento de emergencias de pacientes con enfermedades respiratorias severas y no tan severas, relacionadas con MP_{10} y $\text{MP}_{2,5}$, mostraron pendientes menores que las suministradas en las guías de la OMS (véase el gráfico 3.7). De hecho, la pendiente del MP_{10} estuvo debajo del límite de confianza inferior proporcionado. Para $\text{MP}_{2,5}$, la pendiente fue mucho más pequeña que la indicada en las guías de la OMS. Sin embargo, cuando se consideró la relación del $\text{MP}_{2,5}$ con las atenciones de emergencia por neumonía, una enfermedad respiratoria grave, la pendiente fue mayor y excedía el límite superior del efecto de MP_{10} sugerido por las guías.

Resultados de un estudio de panel realizado en Puchucavi, Chile, indicaron que un aumento de 5% en la incidencia de tos (95% IC: 1-10%) entre niños con síntomas respiratorios crónicos estaba asociado con un aumento de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en los niveles promedio de 24 horas de MP_{10} (Sánchez-Cortez, 1997).

Estudios realizados en México con niños asmáticos han registrado un aumento de síntomas respiratorios y una disminución en la función pulmonar relacionada con la exposición al MP_{10} . Durante el estudio, los niveles ambientales diarios de MP_{10} oscilaban entre 29 y $363 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con una media de $167 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y los niveles diarios de $\text{MP}_{2.5}$ entre 23 y $177 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con una media de $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los resultados sugirieron que un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en los niveles de MP_{10} estaba asociado con un aumento de 4% en síntomas respiratorios menores y una disminución de 0,35% de la tasa pico del flujo espiratorio (Romieu y otros, 1996). En el mismo estudio, se relacionó un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el nivel medio diario de $\text{MP}_{2.5}$ con un aumento de 8% (95% IC: 3-14%) en la incidencia de síntomas en las vías respiratorias inferiores. Es importante notar que los resultados de este estudio sugieren un efecto sinérgico del MP_{10} y de la exposición al O_3 en la incidencia de síntomas en las vías respiratorias inferiores entre esos niños.

Evaluación de los efectos de la exposición de largo plazo en la mortalidad y la morbilidad

En América Latina se han realizado pocos estudios sobre los efectos de largo plazo en la salud relacionados con el material particulado. En un estudio realizado en Rio de Janeiro, se observó una asociación entre los niveles anuales de PST en diferentes distritos de la ciudad y la mortalidad por neumonía en lactantes (Penna y Duchiadé, 1991). Por cada aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las PST, se estimó un incremento de la mortalidad infantil por neumonía de 2,2 por cada 10.000 habitantes.

Estudios realizados en Cubatão, Brasil, han documentado la disminución en las funciones pulmonares entre niños crónicamente expuestos a niveles altos de partículas (Hofmeister, 1987; Spektor y otros, 1991). Los niños en las áreas más contaminadas presentaron una reducción de las funciones pulmonares. Estudios realizados en Chile (SERPLAC, 1989; Arranda y otros, 1993) reportaron una mayor incidencia de síntomas respiratorios y una reducción mayor de las funciones pulmonares en niños residentes en Santiago, en comparación con una ciudad control. Los resultados sugirieron una asociación entre la tos, los síntomas respiratorios nocturnos y la ronquera y los niveles de MP_{10} . Sin embargo, estos estudios no proporcionan datos suficientes para evaluar cuantitativamente el riesgo.

Región mediterránea

En esta región se realizó un estudio que mostró un aumento significativo de las enfermedades del tórax en escolares que vivían en Kafr El-Elwe (un área residencial cerca de una empresa de cemento) y en la ciudad de Helwan, en comparación con aquellos que vivían en Shebin El-Kom, una zona rural (Hussein, 1988; Nasralla, 1992). Se observó que 29,2% de los escolares de las dos primeras áreas presentaban enfermedades pulmonares obstructivas en comparación con sólo 9% en Shebin El-Kom. Más aún, la alta tasa de mortalidad por enfermedades del tórax y cardiovasculares en la población de Helwan y de Maadi se relacionó con la prevalencia de las altas concentraciones de partículas en suspensión y de SO_2 en la atmósfera (Hussein, 1988; Nasralla, 1992).

Región del Pacífico Occidental

Japón

Una encuesta epidemiológica entre los escolares mostró que la prevalencia de síntomas asmáticos, congestión en el tórax y flema estaba significativamente correlacionada con niveles de MPS (Nitta y otros, 1993; Ono y otros, 1990; Nakai y otros, 1995). Las concentraciones anuales medias de MPS en las áreas urbanas, suburbanas y de fondo fueron 45,1-52,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 36,5-43,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 27,8-32,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. La agencia japonesa encargada de los asuntos ambientales realizó investigaciones sobre los efectos de los contaminantes del aire en la salud en aproximadamente 15.000 escolares (EA, 1997). Los resultados revelaron una correlación entre la prevalencia de los síntomas asmáticos y el MPS en niveles medios anuales de 25-57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Un estudio epidemiológico realizado con 185 escolares (Shima y Adachi, 1996) mostró que los niños con niveles de IgE altos parecen ser particularmente susceptibles a los efectos de las emisiones de escape de automóviles en concentraciones anuales promedio de MPS de aproximadamente 34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Un estudio de la morbilidad de la rinitis alérgica (RA) basada en los registros del Japan National Health Insurance mostró un aumento de tres veces en la tasa de este mal durante 10 años (Miyao y otros, 1993). Además, los resultados sugirieron posibles correlaciones entre la morbilidad por RA y los niveles medios anuales de los contaminantes MPS y NO_2 .

China

Estudios epidemiológicos realizados en la China muestran que con una exposición de largo plazo, hay una correlación entre las concentraciones de partículas y mortalidad por cáncer al pulmón. Una investigación basada en datos de 50 millones de personas en 26 ciudades mostró que la contaminación promedio por MP_{10} en distritos urbanos y de control fue 460 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, y que la mortalidad promedio correspondiente por cáncer al pulmón era 14,0% y 7,0% (He Xingzhou y otros, 1984; Fang Qisheng y otros, 1991). La incidencia de enfermedades respiratorias, principalmente la bronconeumonía crónica y el enfisema, con síntomas de tos y disnea, se elevó con el aumento del nivel de partículas. Cada aumento de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de PST condujo a un incremento de 6,75% en la incidencia de bronconeumonía crónica en esta área, donde se usa carbón como combustible. Los resultados mostraron que la exposición a 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PST puede causar enfermedades en el tracto respiratorio superior en niños y que 290-470 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PST disminuían significativamente las funciones inmunológicas en los niños. Las concentraciones de PST menores de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ no tenían ningún efecto obvio en la incidencia de enfermedades de las vías respiratorias. Otro estudio permitió observar que los extractos orgánicos de PST de diferentes tamaños tenían distintos niveles de efectos mutagénicos. Mientras menores eran las partículas, más fuertes los efectos mutagénicos (Li Xiuyun y otros, 1992).

La exposición a PST (con niveles promedio diarios menores de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) produjo una mayor frecuencia de ataques de asma en pacientes asmáticos. La función pulmonar de los niños se redujo después de una exposición de corto plazo a concentraciones de PST de 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cuando las concentraciones de PST fueron mayores de 750 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, los adultos, los ancianos,

personas con enfermedades respiratorias y pacientes con problemas cardiovasculares mostraron una mayor tasa de mortalidad (Li Xiuyun y otros, 1992).

Australia

En Sidney se realizó un estudio de series temporales de admisiones hospitalarias diarias y de contaminantes de exteriores (Morgan y otros, 1998). Este estudio mostró que un aumento de la concentración máxima diaria de una hora de partículas estaba asociado con un aumento de 3,01% (95% IC: -0,38% a 6,52%) en admisiones por enfermedad pulmonar obstructiva crónica. Se asoció un aumento del percentil 10 al 90 en las concentraciones diarias medias de partículas con un incremento de 2,82% (95% IC: 0,90 a 4,77) de las admisiones hospitalarias por enfermedades cardiacas entre personas de 65 años y más.

Un estudio sobre la mortalidad diaria en la región de Brisbane (Simpson y otros, 1997) indicó que las asociaciones entre la mortalidad diaria total y los niveles de partículas encontradas en Estados Unidos y en otros países también se aplican a Brisbane. Las asociaciones entre el material particulado y la mortalidad diaria fueron significativas solo para individuos mayores de 65 años. También se observaron asociaciones positivas en relación con las enfermedades cardiovasculares. Los coeficientes de regresión, cuando fueron significativos, superaron a los de mortalidad total. Los resultados no indicaron un umbral para los niveles de las partículas.

África

En África hay pocos datos sobre los efectos en la salud asociados a la exposición a contaminantes específicos del aire. No obstante, diversos estudios en Sudáfrica han indicado asociaciones entre una variedad de síntomas respiratorios y la contaminación del aire en áreas residenciales urbanas, industriales e informales. Por ejemplo, se encontraron altas tasas de prevalencia para las enfermedades respiratorias en un área residencial dentro de una zona industrial, en comparación con áreas lejanas. De igual manera, al comparar con áreas que usan combustible más limpio, se han identificado niveles mayores de efectos respiratorios en los asentamientos informales, donde generalmente se emplea carbón y madera para fines domésticos (Opperman y otros, 1993; Terblanche y otros, 1992; Terblanche y otros, 1993).

Plomo

América Latina

El plomo se transmite al feto a través de la placenta, ya que no hay ninguna barrera metabólica que impida su ingreso. La exposición materna al plomo produce efectos tóxicos sobre el feto como la disminución de la edad de gestación, del peso al nacer y del desarrollo mental. Un estudio realizado en México ha mostrado que la concentración de plomo en los huesos de la madre estaba significativamente relacionada con el bajo peso al nacer (González-Cossio y otros, 1997).

En los niños, el órgano más afectado por la toxicidad por plomo es el sistema nervioso central (Needleman y Galsonis, 1990), como se explica en la sección 3.3. En México se realizó un

estudio que concuerda con estos hallazgos. Este estudio, realizado con escolares de clase baja y media entre 9 y 12 años de edad, mostró una fuerte correlación negativa entre el nivel de plomo en la sangre, el coeficiente intelectual y la calificación de los profesores. No hubo evidencia de que exista un nivel umbral (Muñoz y otros, 1993).

Se ha relacionado la intensidad del tránsito vehicular, como un sustituto de la exposición al plomo en el aire ambiental, con los niveles de plomo en la sangre. En un estudio realizado en México, se observó que los niños que viven cerca de vías altamente transitadas mostraban niveles significativamente más altos de plomo en la sangre que los niños residentes en zonas residenciales con menores índices de tránsito (Romieu y otros, 1992). En otro estudio realizado en México entre 200 niños menores de cinco años, la concentración de plomo en el ambiente fue un predictor significativo de los niveles de plomo en la sangre (Romieu y otros, 1995). La concentración de plomo en el aire ambiental (promedio de 24 horas) varió de 0,20 a 0,52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El coeficiente de correlación entre el plomo en la sangre y el plomo en el aire ambiental fue 0,30. Se estimó que para cada aumento de 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de plomo en el aire ambiental, la concentración de plomo en la sangre aumentaría en 1 $\mu\text{g}/\text{dL}$.

África

Estudios realizados en Johannesburgo mostraron que aproximadamente 60% de los niños tienen niveles de plomo en la sangre mayores de 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Los niños que viven en asentamientos informales, donde el carbón es muy usado en la cocina, mostraron niveles de plomo en la sangre significativamente mayores en comparación con sus contrapartes del casco urbano y de las zonas urbanas periféricas. En Ciudad del Cabo, aproximadamente 13% de niños negros de nivel preescolar y de primer grado presentaron niveles de plomo en la sangre mayores de 25 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (Deveaux y otros, 1986; von Schirnding, 1989; von Schirnding y otros, 1991).

4. La calidad del aire en interiores

La mayoría de las personas pasa gran parte de su tiempo en interiores, lo que hace de estos espacios microambientes importantes al abordar los riesgos de la contaminación del aire. La mayor parte de la exposición diaria de una persona a muchos de los contaminantes del aire proviene de la inhalación del aire en interiores, tanto por la cantidad de tiempo que se pasa en estos ambientes como por los mayores niveles de contaminación que hay en ellos. La calidad del aire en interiores depende de varios factores. Como un esfuerzo por conservar la energía, el diseño de los edificios modernos ha favorecido estructuras más estrechas con menores tasas de ventilación. En algunos lugares del mundo solo se usa ventilación natural, mientras en otros es más común la ventilación mecánica. Los factores que pueden tener un efecto negativo en la salud y en la comodidad de los ocupantes de las construcciones incluyen desde los contaminantes químicos y biológicos hasta la percepción de los ocupantes acerca de estresores específicos como la temperatura, la humedad, la luz artificial, el ruido y la vibración.

A pesar de que se tiende a usar tipos similares de construcción en todo el mundo, principalmente para los edificios administrativos, los problemas en interiores en los países desarrollados y en los países menos desarrollados generalmente son diferentes. Mientras que en los países desarrollados la mayoría de los problemas se deben a las bajas tasas de ventilación y a la presencia de productos y materiales que emiten una gran variedad de compuestos, en los países menos desarrollados se afrontan problemas relacionados con los contaminantes generados por actividades humanas, principalmente por procesos de combustión.

Al considerar los efectos de la contaminación del aire en la salud, no importa si el contaminante se inhala en exteriores o en interiores. No obstante, la composición del aire de exteriores es diferente de la del aire en interiores. Las emisiones generadas por el tráfico son un ejemplo de contaminación en exteriores. En interiores, las fuentes de contaminación incluyen el humo del tabaco y los productos de combustión generados con hornos de biomasa. Al elaborar las guías de calidad del aire, no se han considerado todas estas composiciones y es probable que no sean aplicables en todas las circunstancias. Por lo tanto, es necesario tener mucho cuidado para evitar malas interpretaciones.

4.1 *La contaminación del aire en interiores en los países desarrollados*

4.1.1 *Los contaminantes importantes del aire en interiores y sus fuentes*

Las fuentes importantes de contaminantes químicos en interiores incluyen el aire exterior, el cuerpo humano y las actividades humanas, las emisiones de los materiales de construcción, los muebles y artefactos y el uso de bienes de consumo. La contaminación microbiana está relacionada principalmente con la presencia de humedad. Los sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado también pueden actuar como una fuente contaminante, especialmente cuando no se realiza un mantenimiento adecuado. Por ejemplo, los filtros mal cuidados pueden causar que las partículas contaminantes sean nuevamente emitidas al ambiente interior. La contaminación

biológica puede proliferar en algunos componentes húmedos del sistema y propagarse por toda la construcción.

Cuadro 4.1. Contaminantes principales y fuentes de contaminación en interiores, agrupados por origen

Contaminantes principales	Fuentes predominantes en exteriores
SO ₂ , MPS/PSR	Combustibles, fundidores
O ₃	Reacciones fotoquímicas
Polen	Árboles, césped, maleza, plantas
Pb, Mn	Automóviles
Pb, Cd	Emisiones industriales
COV, PAH	Solventes petroquímicos, vaporización de combustibles no quemados
Contaminantes principales	Fuentes de interiores y de exteriores
NO _x , CO	Quema de combustibles
CO ₂	Quema de combustibles, actividad metabólica
MPS y PSR	Humo del tabaco en el ambiente, resuspensión, condensación de vapores y productos de combustión
Vapor de agua	Actividad biológica, combustión y evaporación
COV	Volatilización, quema de combustibles, pintura, acción metabólica, plaguicidas, insecticidas, fungicidas
Esporas	Hongos, moho
Contaminantes principales	Fuentes predominantes en interiores
Radón	Suelo, materiales de construcción, agua
HCHO	Materiales aislantes, mobiliario, humo ambiental del tabaco
Asbesto	Productos retardantes de incendios, materiales aislantes
NH ₃	Productos de limpieza, actividad metabólica
PAH, arsénico, nicotina, acroleína	Humo del tabaco en el ambiente
COV	Adhesivos, solventes, productos para cocinar, cosméticos
Mercurio	Fungicidas, pinturas, derrames o ruptura de contenedores
Aerosoles	Productos de consumo, polvo doméstico
Alergenos	Polvo doméstico, caspa animal
Organismos viables	Infecciones

Adaptado de Suess (1992), OMS (1995i).

Los contaminantes del aire en interiores se pueden clasificar de diferentes maneras. Se pueden dividir en agentes químicos, físicos y biológicos. Desde otro enfoque, también se pueden clasificar de acuerdo con su origen. El origen de una partícula tiene un impacto importante en su composición, que puede incluir agentes químicos y biológicos además de la naturaleza física de la partícula en sí. Por ejemplo, el humo del tabaco generado por combustión contiene una mezcla compleja de contaminantes.

El cuadro 4.1 resume las fuentes de contaminación del aire en interiores y los contaminantes principales, agrupados de acuerdo con su origen: interiores o exteriores. Esta lista no incluye todas las fuentes de contaminantes de interiores, ya que existe un continuo intercambio de aire entre interiores y exteriores y la mayoría de los contaminantes presentes en exteriores también se encuentran en interiores. Además, las fuentes de interiores pueden causar la acumulación de algunos compuestos que rara vez están presentes en el aire ambiental. Los compuestos más importantes en interiores incluyen MPS, SO₂, NO_x, CO, oxidantes fotoquímicos y plomo. En los países desarrollados las concentraciones de contaminantes en interiores son similares a las de exteriores, con una razón de concentración de interiores a exteriores en el rango de 0,7 a 1,3. Las concentraciones de los productos de combustión en interiores pueden ser significativamente mayores que las de exteriores cuando se usan dispositivos para calentar y cocinar. Este escenario es común en países en desarrollo, donde se usan hornos y braseros en cocinas y estufas cuyos diseños tienen imperfecciones.

4.1.2 Concentración de los contaminantes de interiores

La concentración de los contaminantes de interiores depende de los niveles de contaminantes en exteriores, de las fuentes en interiores, de la tasa de intercambio entre el aire interior y exterior y de las características y mobiliario de los edificios. Las concentraciones de los contaminantes en interiores están sujetas a las variaciones geográficas, estacionales y diurnas.

Por ejemplo, en los países desarrollados los niveles de NO₂ en interiores provienen de estufas a gas y de la cocina (usadas en 20%-80% de las casas en algunos países). En cinco países europeos, se observaron concentraciones promedio de NO₂ (en 2-7 días) en el rango de 20 a 40 µg/m³ en salas de estar y de 40 a 70 µg/m³ en cocinas, para viviendas con equipos a gas, y de 10 a 20 µg/m³ para viviendas sin este tipo de aparatos. Estos valores se pueden duplicar en habitaciones ubicadas frente a calles muy transitadas por vehículos automotores. Estos niveles de exposición pueden tener efectos en la función respiratoria, como se señaló en el capítulo 3. Es probable que las personas estén expuestas a mayores niveles de NO₂ bajo ciertas circunstancias, como en viviendas equipadas con cocinas sin ventilación. Además, las mediciones de corto plazo muestran concentraciones de NO₂ que pueden ser cinco veces mayores que las medidas durante varios días. En los Países Bajos se han medido valores pico de hasta 3.800 µg/m³ por minuto en cocinas a gas sin ventilación (ECA, 1989; Seifert, 1993).

En general, en los países desarrollados las concentraciones promedio de corto plazo de CO en puntos localizados al borde de la acera (*kerbside*) son de aproximadamente 60 mg/m³ durante 30 minutos ó 30 mg/m³ durante una hora. En cocinas con sistemas a gas se midieron valores de corto plazo de hasta 15 mg/m³. También se registraron valores altos en bares y *pubs*, donde generalmente se fuma, con concentraciones promedio de 10 a 20 mg/m³ y niveles pico de hasta 30 mg/m³ (Seifert, 1993).

En cinco países europeos desarrollados se observaron concentraciones de HCHO en interiores que oscilaban entre 9 y 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En algunos casos también se observaron valores mayores, principalmente en viviendas con materiales aislantes de espuma de urea-formaldehído (ECA, 1990).

Si bien los niveles promedio de radón en interiores oscilan entre 20 y 70 Bq/m^3 (ECA, 1995), en algunas áreas los niveles pueden ser diez veces más altos.

La exposición al humo del tabaco en el ambiente es un factor importante para evaluar la calidad del aire en interiores. Las partículas y las fases de vapor del humo del tabaco en el ambiente son mezclas complejas de miles de sustancias químicas, incluidos los carcinógenos conocidos como nitrosaminas y benceno. Uno de los indicadores más comúnmente usados de contaminación ambiental por humo del tabaco es la concentración de MP_{10} . Esta llega a ser de 2 a 3 veces mayor en las viviendas donde hay fumadores que en otras casas (Schwartz y Zeger, 1990). En estas viviendas, la nicotina está presente en la fase de vapor con concentraciones de hasta 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los datos de nueve países europeos revelaron que en una proporción de 33% a 66% de las viviendas había al menos un fumador. La proporción de niños cuyas madres fuman en el hogar variaba entre 20% y 50% y la de niños cuyos padres fuman en el hogar fluctuaba entre 41% y 57%. Por lo tanto, el humo del tabaco —principalmente cuando los niños están expuestos a él— constituye uno de los principales problemas de calidad del aire en interiores y de salud ambiental.

4.1.3 Efectos en la salud y síntomas

La mayoría de los contaminantes del aire en interiores afectan directamente los sistemas respiratorio y cardiovascular (véase el capítulo 3 para mayor detalle). En esta sección se resumen los efectos en la salud de los contaminantes de interiores que no se abordaron en el capítulo 3.

Los efectos que la contaminación de interiores causa en el sistema respiratorio varían tanto según la intensidad y duración de la exposición como de acuerdo con el estado de salud de la población expuesta. Algunos segmentos de la población pueden estar expuestos a mayores riesgos. Por ejemplo, los niños, los ancianos, aquellos que padecen enfermedades respiratorias, los grupos especialmente sensibles o cuyos organismos desarrollan respuestas exageradas y las personas que practican deportes.

La inhalación activa y pasiva del humo del tabaco puede causar una reducción de la función pulmonar, una mayor incidencia de síntomas respiratorios e infecciones y una mayor incidencia de cáncer al pulmón.

La inhalación de microorganismos infecciosos transmitidos por personas y animales es un mecanismo primario de contagio de la mayoría de las infecciones respiratorias agudas. En ambientes interiores caracterizados por una ventilación reducida y por la recirculación de aire no tratado, las concentraciones de microorganismos pueden ser mayores.

Los alérgenos de exteriores, los ácaros del polvo en el hogar y el moho en ambientes altamente húmedos pueden causar asma alérgica (estrechez reversible de las vías respiratorias del tracto inferior), rinoconjuntivitis alérgica en niños y adultos jóvenes y episodios recurrentes de neumonitis o ataques leves de falta de aire.

Los principales efectos agudos de HCHO incluyen la percepción de olores y la irritación de los ojos, de la nariz y de la garganta. También se ha observado malestar, lagrimeo, estornudos, tos, náusea y disnea, de acuerdo con la concentración de HCHO.

Los efectos de los COV en la salud van desde la irritación sensorial hasta efectos conductuales, neurotóxicos, hepatotóxicos y genotóxicos. Las concentraciones en las que se producen los efectos identificados de salud generalmente son mayores que las medidas en interiores. La exposición a mezclas de COV puede ser una causa importante del síndrome del edificio enfermo.

El asbesto y otras fibras minerales pueden causar una mayor incidencia de cáncer al pulmón. La exposición aguda al asbesto y a las fibras de vidrio puede causar una irritación severa de la piel.

Algunos efectos de salud más complejos incluyen el síndrome del edificio enfermo y otras enfermedades relacionadas con los edificios (BRI, *building related illnesses*, en inglés). El síndrome del edificio enfermo es la ocurrencia de síntomas específicos sin etiología específica. Estos síntomas se observan en algunas personas mientras trabajan o viven en un determinado edificio y desaparecen cuando dejan el lugar. Los síntomas incluyen irritación de la membrana mucosa, de la piel y de los ojos, estrechez del tórax, fatiga, cefalea, malestar general, letargo, falta de concentración, molestia por olores y síntomas de influenza. Por lo general, el síndrome del edificio enfermo no se puede atribuir a la exposición excesiva a un contaminante conocido o a un sistema defectuoso de ventilación. Diversos factores pueden estar en juego.

- Factores físicos, incluida la temperatura, la humedad relativa, la tasa de ventilación, la luz artificial, el ruido y la vibración.
- Factores químicos, incluido el humo del tabaco en el ambiente, el HCHO, el COV, los pesticidas, compuestos olorosos, CO, CO₂, NO₂ y O₃.
- Factores biológicos y fisiológicos.

Se cree que la interacción de varios factores, incluidos diferentes mecanismos de reacción, causa el síndrome. No obstante, aún no se dispone de evidencia clara sobre la relación exposición-efecto. Las enfermedades relacionadas con los edificios (BRI) constituyen un cuadro relacionado con las exposiciones en interiores a sustancias biológicas y químicas (por ejemplo, hongos, bacterias, endotoxinas, micotoxinas, radón, CO, HCHO). Afectan a algunas personas que trabajan o viven en un determinado edificio y no desaparecen sino hasta que dejan de trabajar o de vivir en ese lugar. Las enfermedades incluyen infecciones y males del tracto respiratorio, la enfermedad de los legionarios, enfermedades cardiovasculares y cáncer al pulmón.

4.2 La calidad del aire en interiores en los países menos desarrollados

La calidad del aire en los edificios de los países en desarrollo puede tener problemas similares a los encontrados en los países desarrollados, principalmente en las áreas urbanas modernas y amplias. Ya que en los países en desarrollo aumentan las tasas de tabaquismo, es previsible que también se incremente la exposición al humo del tabaco en el ambiente. Además, el uso de

algunos materiales peligrosos, particularmente los plaguicidas, está siendo tan común en los países en desarrollo que debe haber mayor exposición en interiores que en los países desarrollados.

Es probable que en los países en desarrollo haya exposiciones significativas y generalizadas en los ambientes interiores a muchos de los contaminantes clásicos del aire, principalmente el dióxido de azufre, el material particulado, el monóxido de carbono y el dióxido de nitrógeno. Un aspecto importante en los países en desarrollo es la exposición a las emisiones provenientes de la cocina y la calefacción, lo cual puede producir las exposiciones más altas a muchos contaminantes. Actualmente, casi la mitad de la población mundial sigue confiando en simples aparatos domésticos que usan combustibles sólidos no procesados para la cocina y la calefacción asociada a esta. Dichos combustibles tienen altos factores de emisión de una serie de contaminantes del aire que perjudican la salud. Esta sección resume brevemente los conocimientos adquiridos sobre las emisiones, las exposiciones y los efectos en la salud. En el capítulo 6 se discuten algunas opciones para manejar estos problemas.

4.2.1 Emisiones

Aunque es parte de la experiencia de los seres humanos desde el primer uso controlado del fuego, la contaminación del aire provocada por la combustión simple de la biomasa al aire libre ha sido caracterizada científicamente recién en las dos últimas décadas. Esto se debe principalmente a la mayor preocupación por la contaminación que causa el humo de la madera en los países desarrollados. Los estudios han mostrado emisiones altas de varios contaminantes principales, incluidos el material particulado respirable, el monóxido de carbono, los hidrocarburos aromáticos policíclicos como el benzo-a-pireno y los compuestos orgánicos volátiles como el formaldehído y el benceno. Los combustibles de biomasa emiten cientos de productos químicos durante la combustión en pequeña escala, como en las cocinas o estufas domésticas (Smith, 1987).

Si los comparamos con los combustibles modernos para cocinar, como el kerosene y el gas, los combustibles sólidos no procesados producen de 10 a 100 veces más partículas respirables por cada comida debido a su baja eficiencia (tanto en la combustión como en la transferencia de calor). Si bien la biomasa genera solo de 10% a 15% del total de combustibles usados por los seres humanos, en comparación con los combustibles modernos, en interiores se quema una fracción mucho mayor, ya que casi la mitad de la humanidad prepara alimentos o genera calor con cocinas y estufas simples y con combustibles de biomasa tradicionales (OMS, 1997a).

La quema de carbón para usos domésticos es común en la China y en Europa oriental. En Europa oriental, el carbón se usa principalmente para calentar la vivienda y las emisiones se liberan al aire libre, un proceso que generalmente da lugar a una menor exposición en comparación con la quema de carbón para cocinar.

4.2.2 Concentraciones

Si bien se desconoce la proporción de las viviendas que emplean biomasa para preparar alimentos en interiores en cocinas sin ventilación, se sabe que se trata de una práctica realizada en cientos de viviendas durante algunas o todas las estaciones del año. Se dispone de poca

información sobre las tasas de ventilación de los diferentes tipos de viviendas que hay en los países en desarrollo o en transición.

Lamentablemente, se han realizado pocos monitoreos en ambientes interiores de estos países y ninguno de ellos ha permitido suministrar muestras estadísticamente válidas de poblaciones grandes. No obstante, los resultados obtenidos son sorprendentes. A manera de ejemplo, el cuadro 4.2 incluye una lista de los resultados para el material particulado en interiores obtenidos en diversos estudios de calidad del aire de interiores. Otros contaminantes clásicos también alcanzan niveles significativos en estas circunstancias.

Asimismo, se ha encontrado que contaminantes no clásicos importantes, como el formaldehído, los hidrocarburos aromáticos policíclicos, el benceno y el 1,3-butadieno, alcanzan niveles mucho más altos que en el resto de ambientes, salvo el ocupacional, en países en desarrollo. En algunas áreas de la China y la India, el uso de carbón en las viviendas causa altas concentraciones de flúor y arsénico en interiores, con los consiguientes efectos de salud.

4.2.3 Exposiciones

En este documento la exposición de las poblaciones a un contaminante del aire se define como la simple combinación de la concentración del contaminante en el aire que se inhala, el tiempo durante el cual este se inhala y el número de personas expuestas. Dado que en la mitad de las viviendas del mundo se usan combustibles sólidos diariamente y las actividades como la cocina generan la mayoría de las emisiones en interiores, hay una confluencia de emisiones, personas y tiempo en lugares que pueden tener poca ventilación. Por consiguiente, hay altos niveles de exposición en interiores a emisiones provenientes de combustibles sólidos (Smith, 1993).

Estas exposiciones altas se derivaron de los datos sobre las concentraciones de exposición personal experimentadas en algunas mujeres mientras cocinaban en cocinas con combustibles sólidos (véase la lista del cuadro 4.3). El cuadro 4.4 muestra las concentraciones y exposiciones globales de las partículas en interiores y exteriores de zonas urbanas y rurales.

4.2.4 Efectos de salud

Se han realizado relativamente pocos estudios para determinar los efectos de salud de la exposición a contaminantes del aire en interiores en los países en desarrollo. Sin embargo, en años recientes se han obtenido datos suficientes que permiten tener información preliminar sobre el tipo de efectos y una visión muy aproximada de su magnitud (Chen y otros, 1990).

A continuación se presentan algunas categorías principales de efectos para los que se cuenta con evidencia razonable proveniente de estudios con fumadores, estudios de aire urbano y numerosas investigaciones sobre el uso de combustibles sólidos en los países en desarrollo. También se incluyen, cuando se conocen, las aparentes razones de productos cruzados (*odd ratios*) que comparan el riesgo de estas enfermedades entre personas que viven en casas donde se usa combustible de biomasa y que carecen de ventilación con viviendas similares en las que no se usan tales combustibles. Todas las razones de productos cruzados reportadas en este documento son resultados estadísticamente importantes que provienen principalmente de análisis

multifactoriales en los que se incluyeron varios factores de confusión posibles, como los siguientes:

Infecciones respiratorias agudas en los niños. Esta es la causa principal de la mala salud en el mundo y en diversos estudios realizados en Asia y África aparece estrechamente relacionada con el uso en interiores de combustibles sólidos para cocinar (razón de productos cruzados = 2-6) (por ejemplo, Pandey y otros, 1989; Collings y otros, 1990; Mtango y otros, 1992; O'Dempsey y otros, 1996).

Enfermedad pulmonar obstructiva crónica. En estudios realizados en América Latina, Sudáfrica y Arabia Saudita se ha demostrado que la enfermedad pulmonar obstructiva crónica está estrechamente asociada con el uso de combustibles sólidos en mujeres no fumadoras, generalmente junto con *cor pulmonale* (razón de productos cruzados = 3,4-15) (por ejemplo, Dennos 1996; Dossing y otros, 1994; Pandey, 1984; Sandoval y otros, 1993; Albalak y otros, 1999).

Cáncer al pulmón. En muchos estudios realizados en la China se ha demostrado que el cáncer al pulmón está estadísticamente asociado con el uso de carbón para la cocina y la calefacción y no con los combustibles de biomasa (razón de productos cruzados = 3-9) (Smith y Liu, 1994; Shields y otros, 1995).

Existen algunas evidencias de estudios sobre el uso de combustibles sólidos en países en desarrollo que indican una relación entre los resultados adversos durante el embarazo, la tercera categoría más importante de mala salud en el mundo, y la exposición al humo. A partir de análisis multifactoriales, un estudio realizado en la India ha asociado la mortalidad al nacer con el uso de combustibles de biomasa por mujeres embarazadas (razón de productos cruzados = 1,5) (Mavalankar y otros, 1991) y con el bajo peso al nacer en Guatemala (Boy y otros, 1999). A través de análisis multifactoriales, dos estudios nacionales y dos estudios locales en la India han mostrado que la tuberculosis y la ceguera (por cataratas) están relacionadas con el uso de combustibles de biomasa (Mishra y otros, 1990a; Gupta y otros, 1997; Mishra y otros, 1999b; Mohan y otros, 1989). Lamentablemente, estos estudios se basaron en el tipo de sistema de calefacción o combustible como indicador de la contaminación. Es necesario realizar más estudios que midan las concentraciones y exposiciones a los contaminantes del aire de interiores de modo que se puedan determinar más firmemente las relaciones exposición-respuesta.

4.2.5 Aplicación de las Guías para la Calidad del Aire a la exposición a los contaminantes del aire en interiores

La magnitud y la distribución poblacional de la exposición a la contaminación del aire en interiores por el uso de combustibles sólidos en habitaciones sin ventilación adecuada tienden a ser diferentes de la exposición a la contaminación del aire urbano en exteriores, que ha sido la base de la mayor parte de la investigación sobre los efectos de salud desarrollada en el capítulo 3. Por ejemplo, en muchas situaciones los niveles de exposición pueden ser altos durante los periodos en los que se cocina, con exposiciones relativamente bajas entre estos mismos periodos.

Contaminantes gaseosos clásicos

El humo de los combustibles sólidos en interiores puede contener todos los contaminantes gaseosos clásicos, excepto el ozono. Estos pueden constituir un problema de salud en las viviendas con ventilación deficiente. Si bien ha habido relativamente pocas mediciones de contaminantes gaseosos en países en desarrollo, los estimados de las emisiones de la quema de combustibles sólidos sugieren que los niveles que exceden las guías de calidad del aire pueden ser generalizados en los países en desarrollo (OMS, 1992c; OMS, 1997a).

Material particulado

Las guías de calidad del aire de la OMS, y la mayoría de las otras guías referentes al material particulado, no especifican la composición química de las partículas. No obstante, los efectos en la salud pueden variar según las diferencias en la composición de las partículas (véase la sección 2.4). La mayoría de los estudios epidemiológicos usados para obtener las guías de calidad del aire para el material particulado se realizaron en ciudades donde predominaba el material particulado de combustibles fósiles y donde había incluso contribuciones significativas de quema de carbón, en algunos casos, en las viviendas. Por lo tanto, al considerar los efectos de las emisiones de la quema de combustibles sólidos en la salud, es importante tomar en cuenta la composición química del material particulado en interiores.

Las concentraciones muy altas de partículas en el aire en interiores pueden ocurrir, algunas veces por una corta duración, por ejemplo, mientras se cocina en aparatos que funcionan con combustibles sólidos en habitaciones con poca ventilación. Como se señaló en la sección 2.4, se debe tener extremo cuidado al realizar extrapolaciones de la pendiente de los impactos en la salud de las guías de calidad del aire para el material particulado en un nivel mayor de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} , ya que puede haber un aplanamiento de la pendiente exposición-respuesta en concentraciones mayores de exposición.

Si bien se han realizado algunos estudios epidemiológicos sobre la contaminación del aire por partículas en ciudades con emisiones significativas de humo de madera durante algunas estaciones, no se dispone de información suficiente para determinar si la nueva guía de calidad del aire para el material particulado se puede aplicar al humo de la biomasa. Muchos investigadores piensan que la composición química del humo de la biomasa fresca en fuego abierto es demasiado diferente del material particulado viejo sobre el cual se ha basado la mayoría de los estudios epidemiológicos como para hacer una extrapolación sustentada en el conocimiento actual sobre el tema. En esta etapa, no se puede aseverar si el material particulado de la biomasa es menos o más insalubre que la misma concentración de material particulado urbano en exteriores. No obstante, es posible afirmar que ambos pueden inducir a una respuesta diferente debido a que tienen distinta composición. Por lo tanto, a pesar de que la literatura existente sobre epidemiología establece claramente la ocurrencia de efectos adversos, no se pueden formular afirmaciones sobre las relaciones de exposición-respuesta.

El humo de tabaco es un humo de biomasa fresca que ha sido estudiado mucho más que ningún otro contaminante. En forma de humo de tabaco en el ambiente, está asociado con los impactos adversos a la salud en adultos y niños en concentraciones de partículas similares a aquellas concentraciones de material particulado en exteriores sobre las que se han realizado estudios

Cuadro 4.2. Contaminación del aire en interiores por partículas provenientes de la combustión de biomasa en países en desarrollo: lista parcial de estudios que miden las concentraciones en el área (Smith, 1996)

País	Año de publicación	Descripción de la muestra	Concentración [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Papúa Nueva Guinea	1968	n = 9, durante la noche, en el nivel del suelo	5.200
	1974	n = 6, durante la noche, en el nivel del asiento	1.300
Kenia	1971/2	n = 8, durante la noche, tierras altas/tierras bajas	4.000/800
	1988		n = 64, 24 h
Techo de paja/calamina 1.300/1.5000 (R)			
India	1982	n = 64, 30 min, madera/estiércol/carbón	15.800/18.300/5.500
	1988	n = 390, cocina, 0,7 m/techo	4.000/21.000
	1992	n = 145, cocina/fuera de la cocina/sala	5.600/820/630
	1994	n = 61, 24 h, residuos agrícolas/madera	2.800/2.000 (I)
	1995	n = 50, desayuno/almuerzo/cena	850/1.250/1.460 (I)
	1996	n = 136, urbano, cocina/dormitorio	2.860/880 (I)
Nepal	1986	n = 17, 2 h	4.400 (I)
China	1986	n = 64	2.570
	1987	n = 4, 8 h	10.900 (I)
	1988	n = 9, 2 viviendas, 12 h	2.900
	1988	n = 12, 4 viviendas, estiércol	3.000 (I)
	1990	15 viviendas, estiércol, invierno/verano	1.670/830 (I)
	1991	Paja, promedio en verano e invierno, cocina/sala de estar/estiércol	1.650/610/1.570 (I)
	1991	viviendas de 1 y 2 pisos	80/170
	1993	4 cocinas	1.060 (I)
Gambia	1988	n = 36, 24 h, estación seca/húmeda	2.000/2.100 (I)
Zimbabwe	1990	n = 40, 2 h	1.300 (I)
Brasil	1992	n = 11, 2 a 3 h, tradicional/mejorado	1.100/90 (I)
Guatemala	1993	n = 44, 24 h, tradicional/mejorado	1.200/530 (I)
	1996	n = 18, 24 h, tradicional/mejorado	720/190 (I)
			520/90 (R)
	1996	n = 43, 24 h, tradicional/mejorado	870/150 (R)
Sudáfrica	1993	n = 20, 12 h, cocina/dormitorio	1.720/1.020
México	1995	n = 31, 9 h	335 (R)/439 (I)

(Combustible de madera, ámbito rural y partículas totales en suspensión, salvo indicación en contrario; I = inhalable = límite aproximado de 10 μm ; R = respirable = límite de 5 μm o menor; tradicional/mejorado = cocinas de leña tradicionales comparadas con las cocinas mejoradas con salida de humos).

epidemiológicos de efectos de salud (véase la sección 3.4). Si bien no queda claro si el material particulado es la mejor medida para caracterizar al humo de tabaco en el ambiente, el gran impacto en la salud en las concentraciones comúnmente encontradas obliga a concluir que ningún nivel mayor de cero se puede considerar aceptable (véase la sección 3.4). También se debe considerar que la exposición al humo de tabaco en el ambiente y la exposición a otros contaminantes del aire pueden actuar sinérgicamente y producir efectos adversos en la salud (OMS, 1999c).

Existen semejanzas entre el humo de tabaco en el ambiente y el humo de biomasa de las cocinas, ya que cientos de los compuestos orgánicos que ambos contienen son similares. Esto apoya la evidencia de que la exposición al humo de la biomasa de cocinas de leña causa efectos adversos considerables en todo el mundo. No obstante, hasta tener más evidencia de estudios en viviendas que usen biomasa, resulta prudente no extrapolar las guías descritas para el material particulado incluidas en la sección 3.1 a concentraciones mayores de MP. En cambio, es conveniente usar un enfoque conservador o aplicar las Guías de Calidad del Aire de 1987 para el material particulado (OMS, 1987).

Cuadro 4.3. Contaminación del aire de interiores por partículas provenientes de la combustión de biomasa en países en desarrollo: lista parcial de estudios sobre las concentraciones del área individual de respiración (mujeres mientras cocinan, salvo indicación en contrario) (Smith, 1996)

País	Año de publicación	Descripción de la muestra	Concentración [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
India	1983	n = 65, 4 comunidades	6.800
	1987	n = 165, 8 comunidades	3.700
	1987	n = 44, 2 comunidades	3.600
	1988	n = 129, 5 comunidades	4.700
	1991	n = 95, invierno/verano/monzón	6.800/5.400/4.800
	1996	n = 40, dos tugurios urbanos, infantes, 24 h	400/520 (I)
Nepal	1986	n = 49, 2 comunidades	2.000
	1990	n = 40, tradicional/mejorado	8.200/3.000
Zambia	1992	n = 184, 4 h, urbano, madera/carbón	470/210 (R)
Ghana	1993	n = 143, 3 h, urbano, madera/carbón	590/340 (R)
Sudáfrica	1993	n = 15, 12 h, niños, invierno/verano	2.370/290

(Combustible de madera, ámbito rural y partículas totales en suspensión, salvo indicación en contrario; I = inhalable = límite aproximado de 10 μm ; R = respirable = límite de 5 μm o menor; tradicional/mejorado = cocinas de leña tradicionales comparadas con las cocinas mejoradas con salida de humos).

Cuadro 4.4. Concentración de partículas y exposición en los principales ocho microambientes del mundo (Smith, 1996)

Región	Concentración		Exposición		Total (%)
	Interiores ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Exteriores ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Interiores (%)	Exteriores (%)	
<u>Países desarrollados</u>					
Urbano	100	70	7	1	7
Rural	80	40	2	0	2
<u>Países en desarrollo</u>					
Urbano	250	280	25	9	34
Rural	400	70	52	5	57
		Total (%) =	86	14	100

Nota: las exposiciones de la población se expresan como porcentaje del total mundial. En este documento la exposición se define como igual al número de personas expuestas multiplicado por la duración de la exposición y la concentración respirada durante ese periodo.

5. Monitoreo y evaluación de la calidad del aire

5.1 Herramientas y funciones de la evaluación

En este capítulo se revisan algunas metodologías y sistemas usados para evaluar la calidad del aire ambiental, especialmente en relación con el requerimiento de que la exposición de la población sea evaluada y para determinar el cumplimiento de las normas o guías. Los contaminantes considerados en detalle son el SO₂, el NO₂, el CO, el O₃, el MPS y el plomo. Estos tienen una serie de impactos potencialmente agudos y crónicos en la salud de la población (véase el capítulo 3). Por consiguiente, para evaluar la calidad del aire a partir de las guías, es probable que se necesite considerar varias escalas de tiempo para los efectos, en un rango de 10 minutos (SO₂) a un año (NO₂, SO₂, plomo).

Las tres herramientas principales para evaluar la calidad del aire son:

- monitoreo del aire;
- modelos;
- inventarios o medición de emisiones.

La finalidad última del monitoreo no es simplemente recopilar datos sino proporcionar la información necesaria para que los científicos, los encargados de formular políticas y los planificadores tomen decisiones fundamentadas sobre la gestión y mejoramiento del ambiente. El monitoreo cumple un papel principal en este proceso, ya que brinda la base científica necesaria y segura para el desarrollo de políticas y estrategias, el establecimiento de objetivos y la medición del cumplimiento de las metas y medidas coercitivas (véase la figura 5.1).

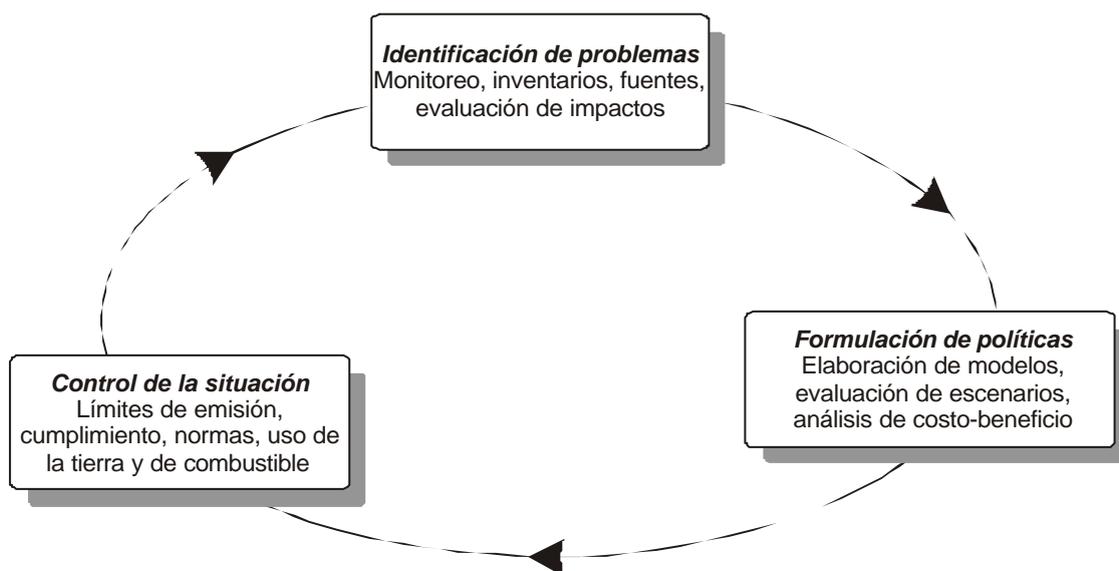


Figura 5.1. El papel del monitoreo en la gestión de la calidad del aire

No obstante, debe reconocerse que el monitoreo tiene limitaciones. En muchos casos, la medición no basta o puede resultar poco práctica para definir la exposición de la población de una ciudad o país. Ningún programa de monitoreo, aunque esté bien fundamentado y diseñado, puede aspirar a cuantificar de manera integral los patrones de contaminación del aire en el espacio y en el tiempo. Como mucho, el monitoreo proporciona una figura incompleta, aunque útil, de la calidad actual del ambiente. Por consiguiente, generalmente se debe aplicar junto con otras técnicas objetivas de evaluación, que incluyen la elaboración de modelos de simulación, la medición e inventario de emisiones, la interpolación y el mapeo (véase el capítulo 6 para mayores detalles).

Del mismo modo, tampoco se puede confiar únicamente en la elaboración de modelos de simulación. Si bien estos pueden ser una herramienta poderosa para interpolar, predecir y optimizar las estrategias de control, su calidad depende de la disponibilidad de datos confiables sobre las emisiones. Un inventario completo para una determinada ciudad o país puede requerir emisiones de fuentes puntuales, de área y móviles. En algunos casos, se deben evaluar los contaminantes transportados al área en estudio. También es importante que los modelos usados sean apropiados para las condiciones, las fuentes y la topografía locales, y que sean compatibles con la base de datos disponible sobre las emisiones y la meteorología.

Los inventarios generalmente serán estimados con factores de emisión apropiados para los diferentes tipos de fuentes (verificados a través de la medición) y se usarán con estadísticas de datos sustitutos, como la densidad demográfica, el uso de combustible, los kilómetros recorridos por los vehículos y la producción industrial. La medición de las emisiones generalmente estará disponible solo para fuentes puntuales grandes de tipo industrial o de tipos representativos de vehículos bajo condiciones estandarizadas de conducción.

Las tres herramientas de evaluación son interdependientes en alcance y aplicación. Por lo tanto, el monitoreo, los modelos de simulación y las evaluaciones de las emisiones deben ser concebidos como componentes interrelacionados en todo enfoque integral para evaluar la exposición o determinar el cumplimiento de los criterios de calidad del aire. Por consiguiente, para obtener una figura completa de la exposición de la población, se tendrán que complementar los datos de monitoreo del ambiente con información de reportes sobre la exposición en microambientes y la exposición individual. Este capítulo se centra en las técnicas y sistemas de monitoreo ambiental. Desde el punto de vista histórico, estos han proporcionado la mayoría de los datos usados para la evaluación de la exposición. En algunas publicaciones recientes se ha abordado el monitoreo de la exposición en microambientes y a nivel individual (OMS, 1999a). Estos temas se presentan en el capítulo 4.

5.2 Objetivos del monitoreo

El primer paso para diseñar o implementar un sistema de monitoreo es definir sus objetivos generales. Si se establecen objetivos de monitoreo difusos, demasiado restrictivos o ambiciosos, los programas serán ineficaces en función de los costos y sus datos serán poco útiles. Estas circunstancias impedirán el uso óptimo del personal y de los recursos disponibles. Para que se puedan definir objetivos apropiados en relación con la calidad de los datos, estos deben ser claros, realistas y alcanzables (véase el cuadro 5.2). Asimismo, esto permite un programa de

aseguramiento de la calidad que esté destinado a un público específico y que sea eficaz en función de los costos. En la sección 5.3 se abordan los requisitos generales para este programa. Por lo tanto, es importante definir claramente los objetivos generales del monitoreo y de la calidad de los datos a fin de lograr un óptimo diseño de red, elegir adecuadamente los contaminantes prioritarios y métodos de medición e identificar los requisitos para el manejo y reporte de datos (véase el gráfico 5.2).

Al planificar un programa de monitoreo, se debe tomar en cuenta la relación entre los datos recolectados y la información que se va a obtener de ellos. Esta consideración enfatiza la necesidad de que los usuarios actuales y potenciales intervengan en la planificación de los estudios, no solo para garantizar que estos se adecúen a sus necesidades sino también para justificar la asignación de los recursos. Cabe observar que normalmente las redes de monitoreo se diseñan invariablemente para una diversidad de funciones. Esto puede incluir el desarrollo de políticas y estrategias, la planificación local o nacional, la medición según normas internacionales, la identificación o cuantificación del riesgo y la concientización del público. En el recuadro 5.1 se resumen los objetivos típicos del monitoreo. Por consiguiente, todo estudio o red de monitoreo es diferente y está determinado por una combinación única de aspectos y objetivos locales y nacionales.

Recuadro 5.1. Objetivos clave del monitoreo

- Determinar la exposición de la población y evaluar el impacto en la salud.
- Informar y concientizar al público sobre la calidad del aire.
- Identificar las amenazas a los ecosistemas naturales.
- Determinar el cumplimiento de normas nacionales o internacionales.
- Proveer de información objetiva para la planificación del manejo de la calidad del aire, del tránsito y del uso de la tierra.
- Distribuir e identificar las fuentes.
- Definir políticas y priorizar las acciones de gestión.
- Desarrollar y validar herramientas de gestión (modelos de simulación, sistemas de información geográfica, etcétera).
- Evaluar los impactos de fuentes puntuales y de área.
- Evaluar las tendencias para identificar los problemas futuros o la evolución de las actividades de acuerdo con los objetivos de gestión y de control.

Recuadro 5.2. Objetivos de la calidad de los datos

Los principales requisitos que deben cumplir las mediciones, si se desea alcanzar los objetivos generales de monitoreo, son los siguientes:

- Exactitud y precisión de la medición.
- Trazabilidad según normas metrológicas.
- Completitud temporal (captación de datos).
- Representatividad y cobertura espacial.
- Consistencia (entre sitio y sitio y en el tiempo).
- Comparabilidad y armonización internacional.

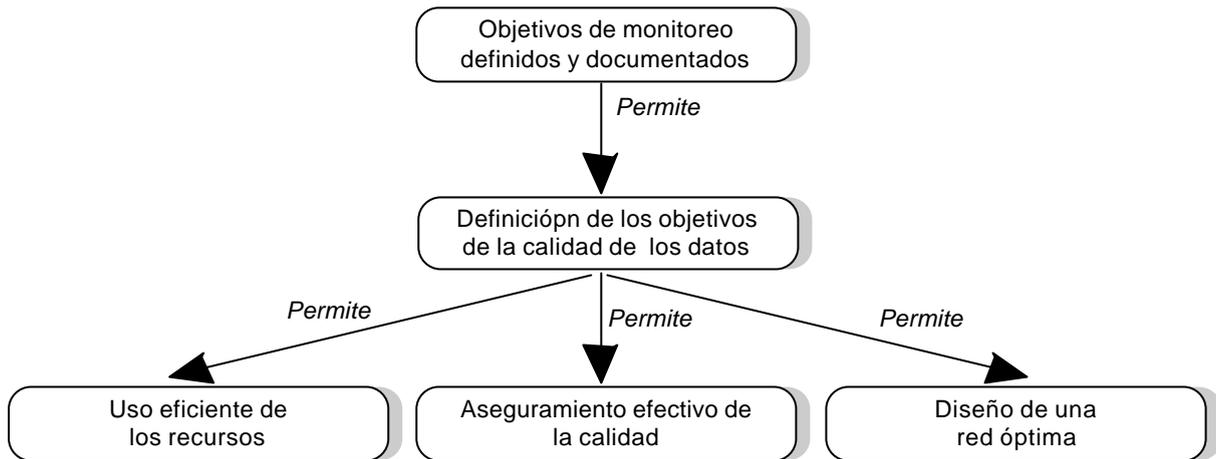


Figura 5.2 Por qué es importante establecer objetivos

5.3 Aseguramiento y control de la calidad

El aseguramiento y el control de la calidad (AC y CC) son parte esencial de todo sistema de monitoreo. Comprenden un programa de actividades que garantizan que la medición cumple normas definidas y apropiadas de calidad con un determinado nivel de confianza. Debe enfatizarse que la función del aseguramiento y control de la calidad no es lograr datos de la más alta calidad. Este es un objetivo poco realista que no se puede alcanzar con recursos limitados. Se trata más bien de un conjunto de actividades que asegura que la medición cumpla los objetivos de la calidad de los datos para el programa de monitoreo. En otras palabras, el aseguramiento y control de la calidad de los datos aseguran que los datos sean idóneos. En el recuadro 5.3 se resumen los principales objetivos del aseguramiento y del control de la calidad y en el recuadro 5.4 se identifican los componentes funcionales de un programa de aseguramiento y control de la calidad.

Las actividades de aseguramiento de la calidad cubren todas las etapas de premedición del monitoreo, incluida la determinación de los objetivos del monitoreo y de la calidad de los datos, el diseño del sistema, la selección de sitios de muestreo, la evaluación del equipo y la capacitación de los operadores. Las funciones de control de calidad influyen directamente en las actividades relacionadas con la medición como la operación del lugar, la calibración, el manejo de datos, las auditorías en el campo y la capacitación. Para garantizar el éxito del programa, es necesario que cada componente del esquema del aseguramiento y control de la calidad se implemente de manera adecuada. El aseguramiento y control de la calidad puede ser visto como una cadena de actividades diseñadas para obtener datos fiables y precisos. No obstante, ¡una cadena es tan fuerte como el más débil de sus eslabones!

Recuadro 5.3. Aseguramiento y control de la calidad para el monitoreo del aire: objetivos generales

- Las mediciones deben ser precisas y confiables;
- los datos deben ser representativos de las condiciones ambientales;
- los resultados deben ser comparables y trazables;
- las mediciones deben ser consistentes en el tiempo;
- la tasa de captación de datos debe ser alta y su distribución continua, y
- los recursos se deben emplear de manera óptima.

Cuadro 5.4. Principales componentes del aseguramiento y control de la calidad para el monitoreo del aire

Aseguramiento de la calidad

- Definición de los objetivos de monitoreo y de la calidad de los datos;
- diseño de una red y sistemas para la gestión y la capacitación;
- selección y establecimiento de sitios de muestreo;
- evaluación y selección del equipo, y
- operaciones rutinarias en los sitios de monitoreo.

Control de la calidad

- Establecimiento de una cadena de calibración y trazabilidad;
- auditorías e intercalibraciones de la red;
- mantenimiento y apoyo permanente a los sistemas, y
- revisión y gestión de los datos.

Los principios más importantes en el diseño de un sistema de aseguramiento y control de la calidad se aplican a la mayoría de los tipos de redes e instrumental. No obstante, hay muchas diferencias características en la importancia e implementación práctica de estos principios. Un error muy común es dar demasiada importancia a las actividades de aseguramiento de la calidad de los laboratorios, ya que generalmente estos son más fáciles de controlar y monitorear.

Si bien estas tareas son vitales, principalmente para los programas de medición basados en muestreadores, que implican análisis de laboratorio sustanciales, en cualquier sistema de calibración de una red es necesario poner considerable énfasis en la medición. Si los errores o problemas que surgen al inicio de la cadena de medición no se corrigen oportunamente, será muy difícil corregir la cadena después. Por lo tanto, el diseño y mantenimiento del sistema de muestreo (véase la sección 5.4.3), las visitas regulares al sitio de muestreo, las auditorías y la intercalibración cumplen una función importante en el aseguramiento de la calidad de la red.

Otro rasgo común de los sistemas de calidad de redes es la necesidad de un efectivo sondeo y validación de datos. Aunque esté bien diseñado y operado, el mal funcionamiento del equipo, los errores humanos, los cortes de suministro de energía, la interferencia y otros problemas en un programa de medición pueden dar lugar a la recolección de datos erróneos. Por lo tanto,

antes de elaborar y usar una base definitiva de datos, es necesario identificar estas dificultades y descartarlas a fin de maximizar la integridad y utilidad de los datos.

El diseño de un programa de aseguramiento y control de la calidad efectivo y bien orientado es solo el primer paso en el proceso de la gestión de la calidad. El programa debe estar completamente documentado y el cumplimiento de sus procedimientos y requisitos requiere un monitoreo activo. Por lo general, los programas de monitoreo evolucionan a medida que cambian los objetivos, las leyes, los recursos y los problemas de contaminación del aire. Por consiguiente, es necesario revisar regularmente los programas de aseguramiento de la calidad para garantizar que estén bien orientados y que mantengan su idoneidad.

La figura 5.3 muestra un modelo paso a paso para desarrollar e implementar programas de aseguramiento y control de la calidad. Los sistemas de aseguramiento y control de la calidad se abordan más detalladamente en otras publicaciones (PNUMA/OMS, 1994a; Bower, 1997).

5.4 Diseño de la red

No existen reglas universales para el diseño de la red, ya que en última instancia cualquier decisión dependerá de los objetivos generales del monitoreo y de la disponibilidad de recursos.

Si bien los sistemas de monitoreo pueden tener un objetivo específico, generalmente sirven para una amplia variedad de funciones. Ningún diseño de estudio puede aspirar a abordar completamente todos los objetivos posibles del monitoreo, listados en el recuadro 5.1. Sin embargo, para cumplir cada uno de estos requisitos, los diseños de los diferentes estudios muchas veces tienen características comunes y, por lo tanto, podrían usar datos comunes (para evitar la duplicación de esfuerzos) y cruzarlos para verificar la confiabilidad de los resultados y las conclusiones. El objetivo general del diseño es garantizar la máxima información con el mínimo esfuerzo. En algunos países, las redes pueden operar a través de diferentes organizaciones, incluidos varios ministerios. En estos casos, es vital armonizar los programas e intercambiar datos para evitar esfuerzos innecesarios y maximizar la eficacia en función de los costos.

5.4.1 Disponibilidad de recursos y limitaciones

La disponibilidad de recursos es un aspecto clave, que se debe abordar desde el inicio del proceso de diseño de una red (cuadro 5.5). Por lo general, en la práctica este es el principal determinante en el diseño de una red, que ejercerá una fuerte influencia en la selección del número de sitios de muestreo, de los contaminantes que se van a monitorear y del instrumental.

Un programa de monitoreo del aire probablemente incurra en un amplio rango de costos y compromisos de recursos (véase recuadro 5.6). Antes de asignar capital o comprometer recursos, resulta esencial planificar el estudio, evaluar la disponibilidad de recursos, elegir el equipo más apropiado y seleccionar los sitios de monitoreo.

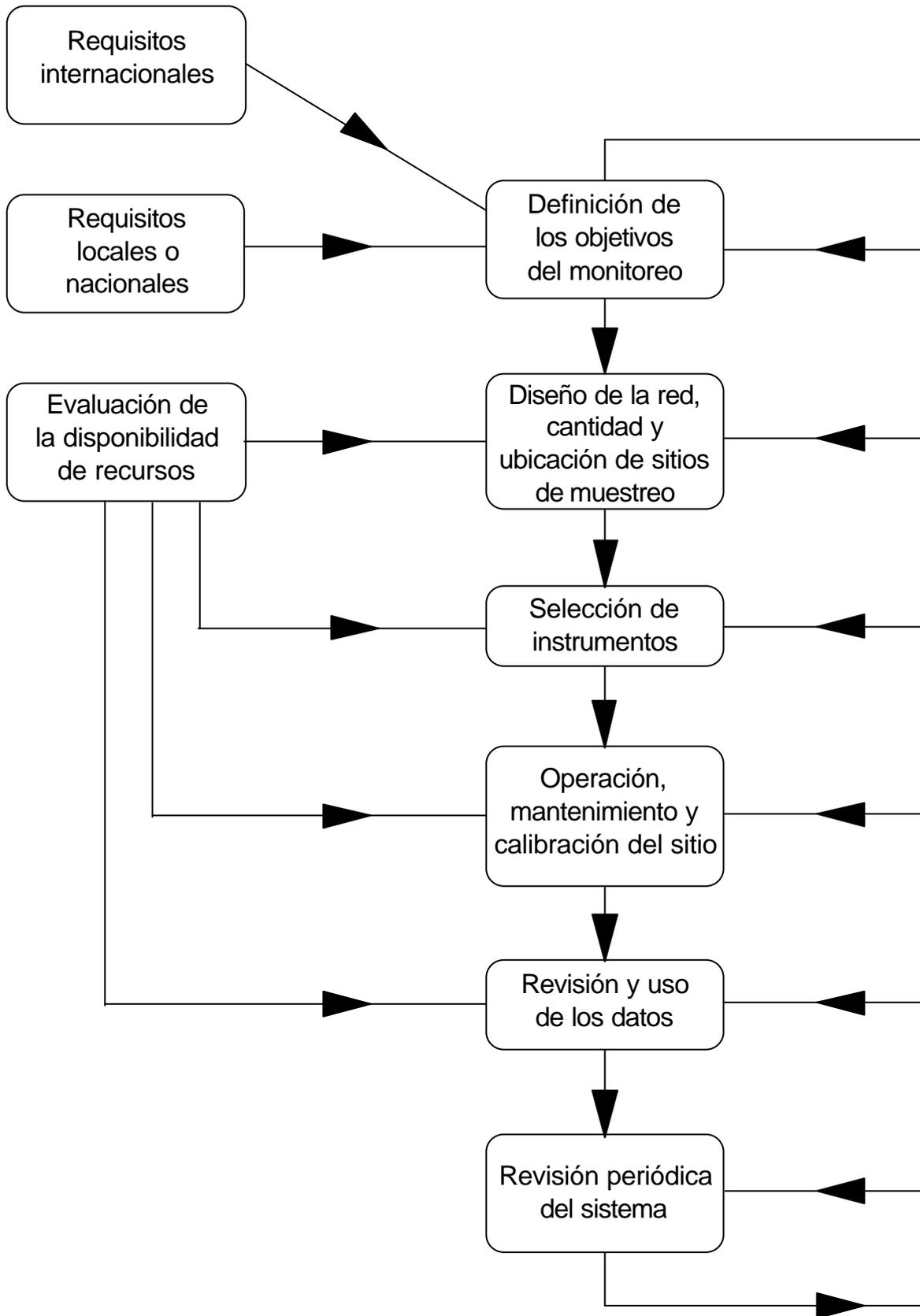


Figura 5.3. Aseguramiento y control de la calidad para el monitoreo del aire: un enfoque paso a paso

Recuadro 5.5. Diseño de la red: limitaciones importantes por recursos

§	dinero (fondos iniciales y fondos para el funcionamiento)
☺	personal calificado
🕒	tiempo

Antes de adquirir el equipo, es importante evaluar su sostenibilidad operacional y financiera en el largo plazo. La sostenibilidad local requiere la disponibilidad continua de agentes externos (o capacidad interna) para la reparación y el mantenimiento, así como la habilidad necesaria para la operación y calibración rutinarias. La sostenibilidad financiera requiere un presupuesto continuo para la operación del equipo, que típicamente asciende a 10% por año de los gastos de capital inicial.

Recuadro 5.6. Costos del monitoreo del aire

- Compra de analizadores, muestreadores e infraestructura del sitio y del laboratorio.
- Servicios relacionados con los equipos, mantenimiento y reparación.
- Costos de personal y subcontratistas; operación y manejo.
- Auditorías del aseguramiento y del control de calidad, intercalibraciones, capacitación y manejo de datos.
- Costos de operación; alquiler del lugar, electricidad, bienes de consumo, repuestos, gases de calibración, teléfono, análisis de laboratorio, transporte, etcétera.

Todo estudio o red de monitoreo requiere la disponibilidad permanente de recursos para el aseguramiento y control de la calidad, a fin de garantizar que sus mediciones cumplen todos los objetivos del programa. El aseguramiento y control de la calidad generalmente demandan un presupuesto de 20% a 40% del total de los costos anuales de operación, de acuerdo con la complejidad del programa y con la rigurosidad de los objetivos de calidad de sus datos.

5.4.2 Número y selección de sitios de muestreo

Para el diseño de una red destinada a evaluar la exposición de la población y el cumplimiento de las guías de salud, es necesario abordar una serie de aspectos básicos (véase el recuadro 5.7).

Recuadro 5.7. Monitoreo del cumplimiento. Aspectos básicos

- ¿Dónde está la población?
- ¿Cuáles son las concentraciones a las que la población está expuesta? ¿Por cuánto tiempo?
- ¿En qué áreas y microambientes es importante la exposición?

En la práctica, el número y distribución de las estaciones de monitoreo de calidad del aire que toda red requiere o los muestreadores necesarios en un estudio también dependen del área de cobertura, de la variabilidad espacial de los contaminantes que se van a medir y de la finalidad de uso de los datos (véase el recuadro 5.8).

Recuadro 5.8. Diseño de la red: número de sitios

El número de sitios dependerá de:

- el uso y los objetivos de los datos;
- el área de cobertura;
- la variabilidad espacial de los contaminantes;
- la disponibilidad de recursos, y
- los instrumentos utilizados.

Existen varios enfoques para diseñar una red y elegir los sitios de muestreo. La evaluación de la exposición deberá enfocar con frecuencia tanto los sitios de monitoreo orientados a la fuente (que muchas veces son sinónimo del peor de los casos o de ambientes especialmente críticos) como los sitios donde se miden las concentraciones de fondo, optimizados para cuantificar la exposición general de la población. Por lo tanto, de acuerdo con los contaminantes que se evalúen, es probable que se requieran datos de una gran variedad de tipos de lugares a fin de obtener un panorama global de los patrones de exposición del ambiente (véase el recuadro 5.9).

Si bien el requisito general de toda red o estudio es maximizar la cobertura y representatividad espacial, en la práctica este objetivo solo se aborda a través de estrategias de monitoreo basadas en una cuadrícula. Estas estrategias se pueden optimizar para suministrar información detallada sobre la variabilidad espacial y los patrones de exposición a los contaminantes prioritarios. No obstante, este enfoque requiere una gran cantidad de recursos y, por lo tanto, no es muy usado. Para disminuir la cantidad de recursos requeridos, se puede combinar un enfoque de cuadrícula con muestreos intermitentes o móviles. No obstante, cabe mencionar que el uso de esta técnica no permite maximizar la representatividad temporal ni la cobertura espacial (véase la sección 5.4.3).

Un enfoque más flexible para el diseño de una red, adecuado para una escala urbana o nacional, implica colocar estaciones de monitoreo o puntos de muestreo en lugares representativos cuidadosamente seleccionados a partir del tipo de datos que se necesiten y de los patrones conocidos de emisión y dispersión de los contaminantes en estudio. Este enfoque para el diseño de la red requiere una cantidad considerablemente menor de sitios de muestreo que las estrategias de cuadrícula y, por consiguiente, su implementación es menos costosa. No obstante, se deben seleccionar cuidadosamente los sitios de muestreo de modo que los datos medidos sean útiles. Más aún, es probable que se requieran técnicas de elaboración de modelos de simulación y otras evaluaciones objetivas para llenar los vacíos que implica una estrategia de monitoreo de este tipo.

Recuadro 5.9. Ubicaciones posibles de monitoreo relevantes para la evaluación de la exposición	
Clasificación del sitio	Descripción
• Ciudad o centro urbano	Ubicación urbana representativa de la exposición general de la población en pueblos o centros urbanos, como zonas peatonales o comerciales.
• Áreas urbanas de fondo	Ubicación urbana alejada de las fuentes de contaminación y, por lo tanto, ampliamente representativa de las condiciones de fondo de toda la ciudad.
• Áreas suburbanas o residenciales	Ubicación situada en un área residencial en las afueras de un pueblo o ciudad.
• Lugares cercanos a las vías (<i>kerbside</i>)	Un muestreo del sitio aproximadamente de 1 a 5 metros de una vía muy transitada.
• Industrial	Un área donde las fuentes industriales tienen una contribución importante en las concentraciones de largo plazo o las concentraciones pico.
• Rural	Ubicación en el campo al aire libre, tan lejos como sea posible de vías y áreas pobladas e industriales.
• Orientados a la fuente	Sitio especial orientado a la fuente o al microambiente. Por ejemplo, garajes, playas de estacionamiento o túneles, un lugar ubicado en un punto receptor identificado, como escuelas u hospitales.
• Otros	Ambientes domésticos y oficinas (excluidos los ocupacionales), dentro de los vehículos y puntos de trayecto vivienda-oficina (véase el capítulo 6).

Para elegir la ubicación de un sitio de monitoreo, es necesario considerar los siguientes aspectos generales:

Objetivos generales del monitoreo. Por lo general, los objetivos generales del monitoreo determinan las áreas de estudio, los contaminantes prioritarios y el número requerido de sitios.

Fuentes y emisiones. Las compilaciones de datos de emisión pueden ayudar considerablemente en la selección de sitios. Estos datos servirán para identificar las áreas más contaminadas y otros tipos de ubicaciones, donde la exposición de la población puede ser significativa. Si no se tuviera un inventario completo de emisiones, los datos sustitutos como la densidad demográfica, la circulación del tráfico y el consumo de combustible pueden ser útiles para estimar los probables lugares críticos de contaminación, donde el receptor objetivo se encuentra más expuesto.

Meteorología y topografía. Las condiciones climáticas predominantes y la topografía del lugar influyen considerablemente en la dispersión de los contaminantes del aire y afectan la producción de contaminantes secundarios en la atmósfera.

Modelos de simulación. Los resultados de los modelos de dispersión, de estar disponibles, pueden ser útiles para predecir los patrones de dispersión y de deposición de los contaminantes y de este modo contribuirán a identificar las áreas de mayor exposición. Cabe observar que estos resultados solo serán válidos si los datos sobre emisiones y meteorología son confiables y si se cuenta con un modelo apropiado y validado.

Datos existentes de calidad del aire. Si en el área de interés se ha realizado previamente un monitoreo, los datos existentes sobre la calidad del aire pueden ser útiles para identificar los problemas del área. Si no se ha realizado ningún estudio, se pueden elaborar estudios preliminares para obtener información sobre los problemas locales de contaminación. Por lo general, estos estudios implican el uso de muestreadores pasivos o laboratorios móviles de monitoreo.

Otros datos. Los datos sobre la demografía, salud y uso del suelo también pueden ser invalorables para identificar lugares representativos tanto de línea de base como de la exposición en “el peor de los casos”. El uso de sistemas de información geográfica (SIG), en particular, permite emplear tanto las mediciones ambientales como otros conjuntos de datos coordinados geográficamente para evaluar la exposición, realizar estudios epidemiológicos y otras actividades de manejo de calidad del aire.

Para elegir el sitio de muestreo, también se deben considerar la distribución y variabilidad espacial de los contaminantes en las zonas urbanas. Por ejemplo, si bien los contaminantes primarios generados por el tráfico, como el CO, alcanzan niveles de concentración más altos en las cercanías de las vías, los niveles de O₃ son más uniformes espacialmente pero con niveles de concentración más bajos en dichos lugares debido a la captación por las emisiones de NO_x de los vehículos. Por esta razón, generalmente es imposible optimizar las mediciones para todos los contaminantes en un sitio de muestreo. En estos casos será necesario encontrar un punto medio. En general, la variabilidad espacial de los contaminantes secundarios como el NO₂ y el O₃ tiende a ser más homogénea que la de los contaminantes primarios como el CO y el SO₂. Esta mayor variabilidad en los contaminantes primarios, principalmente cerca de las fuentes, tendrá obvias implicancias en la densidad y la cantidad de sitios de monitoreo requeridos.

Las consideraciones relativas a la ubicación de puntos de muestreo de pequeña escala también son importantes para asegurar mediciones significativas y representativas. Para evaluar las concentraciones de la línea de base, los sitios de monitoreo se deben separar adecuadamente de las fuentes locales de contaminantes (por ejemplo, rutas terrestres o pequeños calderos) o sumideros. Por lo general, también son importantes la aerodinámica de sondeo y la protección del sitio. Para garantizar un muestreo representativo, es necesario que el aire fluya libremente alrededor de la entrada de la toma de muestra. Por esta razón, también se debe evitar el muestreo en un microambiente estancado o protegido.

Para elegir los sitios de monitoreo, se deben aplicar varias consideraciones prácticas. Deben ser accesibles para visitas al sitio, pero se debe reconocer la posibilidad de que se produzcan interferencias del público y actos de vandalismo. Se necesitará disponibilidad de energía eléctrica

para los analizadores de contaminantes y la infraestructura de la estación, junto con una línea telefónica en caso de que se use telemetría de datos (véase el recuadro 5.10).

Recuadro 5.10. Diseño de la red: microescala

Se debe considerar:

- Seguridad pública;
- aspecto y estética del lugar (posible carácter intrusivo de la red);
- seguridad, vandalismo;
- acceso a las instalaciones y mantenimiento;
- licencias para la planificación;
- fuentes locales o sumideros, y
- espacio aerodinámico, protección.

5.4.3 Estrategias y sistemas de muestreo

El monitoreo implica evaluar el comportamiento de los contaminantes tanto en el espacio como en el tiempo. Por lo tanto, un buen diseño de red debería buscar la optimización de la cobertura espacial y temporal dentro de los límites que imponen los recursos disponibles (PNUMA/OMS, 1994a; Bower, 1997). La sección previa se centró en maximizar la cobertura espacial y la representatividad de la medición. Lograr un buen desempeño en la cobertura temporal no es un problema para los métodos que generalmente se usan en el monitoreo del aire (véase la sección 5.5). No obstante, una vez que se han identificado los contaminantes prioritarios, las tecnologías de medición elegidas deben tener una resolución de tiempo que sea compatible con los tiempos promedio del contaminante especificados en las guías.

Los analizadores automáticos que operan constantemente se deben usar para evaluar la conformidad con las guías de corto y de largo plazo. Los métodos semiautomáticos reconocidos, tales como los muestreadores de SO₂ por el método acidimétrico (véase la sección 5.7.1), son perfectamente adecuados para la medición según los estándares y criterios diarios. Para que los muestreadores o analizadores automáticos midan de manera confiable las concentraciones de los contaminantes en el ambiente, se deberán transferir tales contaminantes en condición invariable a la cámara de reacción del instrumento. El colector de muestreo es un componente clave. A pesar de que generalmente se pasa por alto su importancia en el sistema de monitoreo, influye considerablemente en la precisión y credibilidad de todas las mediciones realizadas.

Los métodos integrados de medición, como los muestreadores pasivos, a pesar de ser limitados en su tiempo de resolución, son útiles para evaluar la exposición de largo plazo y para una diversidad de funciones de sondeos de área, mapeo y diseño de redes (PNUMA/OMS, 1994b). Sin embargo, pueden surgir problemas cuando se usan métodos manuales de muestreo de manera intermitente, móvil o aleatoria. Por lo general, un uso de este tipo se adopta por razones operacionales o instrumentales o simplemente por la imposibilidad de analizar el total de muestras o de datos producidos por la operación continua. En varias partes del mundo todavía se usa el muestreo intermitente. No obstante, esta estrategia de muestreo puede ser

limitada para evaluar patrones diarios, estacionales y anuales de contaminantes o, incluso, para evaluar de manera confiable patrones de exposición de la población.

El problema más común que se observa cuando se realizan auditorías de monitoreo de sitios a nivel mundial son claramente las deficiencias del sistema de muestreo. Por lo general, estas deficiencias son resultado de diseños inapropiados o de la limpieza inadecuada del sistema de muestreo. En el recuadro 5.11 se resumen algunos requisitos de diseño comunes a todos los sistemas de muestreo de gas para analizadores o muestreadores. Los requisitos para el MPS son complejos y se discuten detalladamente en otra publicación (PNUMA/OMS, 1994c).

Recuadro 5.11. Requisitos clave para el sistema de muestreo de aire

- Inercia de los contaminantes que se van a muestrear;
- tiempo mínimo de residencia en el aire;
- baja interacción entre la corriente de aire y la línea de muestreo;
- flujo excesivo respecto a la demanda total del analizador;
- caída mínima de presión;
- eliminación de obstáculos como vapor de agua o contaminantes;
- posibilidad de evitar los impactos térmicos (cuando el aire caliente y húmedo se muestrea en un ambiente cerrado con aire acondicionado), y
- facilidad de limpieza y mantenimiento (se debe hacer regularmente).

5.5 Aspectos relacionados con la instrumentación

Las capacidades de los métodos de monitoreo del aire y los recursos que inevitablemente implican son factores decisivos para el diseño de la red. En esta sección se revisan algunos de estos aspectos y en la sección 5.7 se abordan métodos específicos de monitoreo aplicables a contaminantes individuales.

Los métodos de monitoreo del aire se pueden dividir en cuatro tipos genéricos principales con diferentes costos y niveles de desempeño. Incluyen muestreadores pasivos, activos, analizadores automáticos y sensores remotos. El cuadro 5.12 resume las principales ventajas y características de estas tecnologías.

Muestreadores pasivos

Los muestreadores pasivos ofrecen un método simple y eficaz en función de los costos para realizar el sondeo de la calidad del aire en una determinada área. A través de la difusión molecular a un material absorbente para contaminantes específicos, se recoge una muestra integrada durante un determinado periodo (que generalmente varía entre una semana y un mes). Los bajos costos por unidad permiten muestrear en varios puntos del área de interés, lo cual sirve para identificar los lugares críticos donde hay una alta concentración de contaminantes,

Cuadro 5.12. Técnicas de monitoreo del aire			
Método	Ventajas	Desventajas	Costos de capital
Muestreadores pasivos	<ul style="list-style-type: none"> * Muy económicos. * Muy simples. * No dependen de cables de electricidad. * Se pueden colocar en números muy grandes. * Útiles para sondeos, mapeos y estudios de línea de base. 	<ul style="list-style-type: none"> * No se han probado para algunos contaminantes. * Por lo general, solo suministran promedios mensuales y semanales. * Requieren mano de obra intensiva para su funcionamiento y el consiguiente análisis. * No existe un método de referencia para monitorear el cumplimiento. * Lento rendimiento de datos. 	De US\$ 10 a US\$ 70 por muestra
Muestreadores activos	<ul style="list-style-type: none"> * Económicos. * De fácil manejo. * Operación y rendimiento confiables. * Cuentan con base de datos históricos. 	<ul style="list-style-type: none"> * Suministran promedios diarios. * Requieren mano de obra intensiva para la recolección y análisis de muestras. * Requieren análisis de laboratorio. 	De US\$ 1.000 a US\$ 3.000 por unidad
Analizadores automáticos	<ul style="list-style-type: none"> * Han sido debidamente probados. * Alto rendimiento. * Datos horarios. * Información en línea. 	<ul style="list-style-type: none"> * Sofisticados. * Costosos. * Demandan alta calificación. * Altos costos recurrentes. 	De US\$ 10.000 a US\$ 15.000 por analizador
Sensores remotos	<ul style="list-style-type: none"> * Proporcionan datos en función de la ruta y del rango de concentración. * Útiles cerca de las fuentes. * Mediciones de componentes múltiples. 	<ul style="list-style-type: none"> * Muy sofisticados y costosos. * Soporte, operación, calibración y validación difíciles. * No se pueden comparar fácilmente con mediciones puntuales. * Visibilidad atmosférica e interferencia. 	De US\$ 70.000 a US\$ 150.000 por sensor o más

como las vías principales o las fuentes de emisión, y donde se deben realizar estudios más detallados. Para aprovechar al máximo esta técnica, se debe contar con un diseño cuidadoso del estudio y vigilar los procedimientos de aseguramiento y control de calidad seguidos en el laboratorio durante el análisis de la muestra.

Muestreadores activos

Las muestras de contaminantes se recolectan por medios físicos o químicos para su posterior análisis en el laboratorio. Por lo general, se bombea un volumen conocido de aire a través de un colector —como un filtro o una solución química— durante un determinado periodo y luego se retira para análisis. Hay una larga historia de mediciones con muestreadores en muchas partes del mundo, lo que provee datos valiosos de línea de base para análisis de tendencias y comparaciones. Los sistemas de muestreo (para gases), el condicionamiento de muestras, los sistemas de ponderación (para el MPS) y los procedimientos de laboratorio son factores clave que influyen en la calidad de los datos finales.

Analizadores automáticos

Los analizadores automáticos pueden proporcionar mediciones de alta resolución (generalmente en promedios horarios o mejores) en un único punto para varios contaminantes criterio (SO_2 , NO_2 , CO y MPS), así como para otros contaminantes importantes como los COV. La muestra se analiza en línea y en tiempo real, generalmente a través de métodos electroópticos: absorción de UV o IR; la fluorescencia y la quimioluminiscencia son principios comunes de detección. Para asegurar la calidad de los datos de los analizadores automáticos, es necesario contar con procedimientos adecuados para el mantenimiento, la operación y el aseguramiento y control de calidad.

Sensores remotos

Los sensores remotos son instrumentos desarrollados recientemente que usan técnicas espectroscópicas de larga trayectoria para medir las concentraciones de varios contaminantes en tiempo real. Los datos se obtienen mediante la integración entre un detector y una fuente de luz a lo largo de una ruta determinada. Los sistemas de monitoreo de larga trayectoria pueden cumplir un papel importante en diferentes situaciones de monitoreo, principalmente cerca de las fuentes. Para obtener datos significativos con estos sistemas, es necesario contar con procedimientos adecuados para la operación, calibración y manejo de datos.

Recomendación general sobre la elección de instrumentos

Es recomendable elegir la técnica más simple para desarrollar las tareas. Si se emplea un equipo inadecuado, demasiado sofisticado o que conduce a errores, el desempeño de la red podría ser deficiente, generar datos de poca utilidad y —lo que es peor— pérdida de dinero. Si bien los objetivos del monitoreo son el principal factor que se debe considerar para el diseño, también es importante tener en cuenta las limitaciones de recursos y la disponibilidad de personal calificado. Es necesario lograr un equilibrio entre los costos del equipo, la complejidad, la confiabilidad y el desempeño. Los sistemas más avanzados pueden suministrar datos cada vez más refinados pero su operación es más sofisticada y difícil.

Los métodos con muestreadores no son necesariamente menos exactos que los analizadores automáticos. Por ejemplo, los datos obtenidos con analizadores de NO_x por quimioluminiscencia y tubos de difusión pueden mostrar una concordancia excelente, con un margen de error de aproximadamente 10%, dado que ambas técnicas están sujetas a altos estándares de aseguramiento de la calidad y práctica operacional (Smith y otros, 1997). En la práctica, el uso combinado de muestreadores y analizadores automáticos en un programa híbrido de monitoreo puede ofrecer un enfoque versátil y eficaz en función de los costos para un diseño de red en una escala municipal o nacional. Este diseño se valdrá de muestreadores pasivos o activos para suministrar una buena cobertura espacial y resolución del área de las mediciones. Los analizadores automáticos, colocados en ubicaciones cuidadosamente seleccionadas, pueden proporcionar datos más detallados en relación con la resolución temporal para evaluar las concentraciones máximas y compararlas con los estándares de corto plazo.

En algunos casos, también se pueden emplear muestreadores pasivos o activos. Por lo general, se pueden inferir relaciones estadísticas robustas entre las concentraciones máximas, el percentil superior y las concentraciones promedio de largo plazo de contaminantes (Carless y otros, 1994). Si bien esas relaciones semiempíricas pueden diferir según el contaminante y el tipo del sitio de muestreo, pueden permitir bases de datos de largo plazo de estudios con muestreadores que se pueden usar para evaluar el cumplimiento de las guías de corto plazo o, al menos, para identificar aquellas áreas donde es probable que ocurran excesos. No obstante, este tipo de técnica de evaluación indirecta se debe usar con precaución.

Cuando la contaminación local del aire se ve dominada por las emisiones de un sector de la fuente y existen radios de emisión robustos y bien establecidos para las especies en cuestión, es posible inferir los niveles de un contaminante a partir de las mediciones de otro. Por ejemplo, en algunos casos se pueden estimar los niveles de benceno y de plomo relacionados con el tráfico a partir de las concentraciones de CO correspondientes. No obstante, siempre se debe tener cuidado al usar este tipo de mediciones sustitutas.

5.6 De los datos a la información

Como se ha enfatizado en la introducción de este capítulo, el propósito del monitoreo no se limita a la recopilación de datos sino que se orienta a proporcionar información útil para la planificación, los profesionales de salud, los encargados de formular políticas y los usuarios finales (véase la figura 5.4). Tomados en sí mismos, los datos primarios son de utilidad limitada. En primer lugar, es necesario seleccionarlos (a través de la validación) y verificarlos para elaborar una base de datos sólida y fiable (PNUMA/OMS, 1994a; Bower, 1997). De hecho, en los sistemas efectivos de información para el manejo de la calidad del aire, las mediciones validadas se archivarán con las correspondientes bases de datos, predicciones de modelos y otros datos básicos pertinentes para la toma de decisiones.

El siguiente paso en el manejo de datos es el análisis e interpretación, diseñado para suministrar información útil en un formato adecuado para los usuarios finales. Existen varios métodos analíticos comprobados para elaborar bases de datos de calidad del aire. No obstante, el usuario final será quien en última instancia determine el nivel y método apropiados de tratamiento

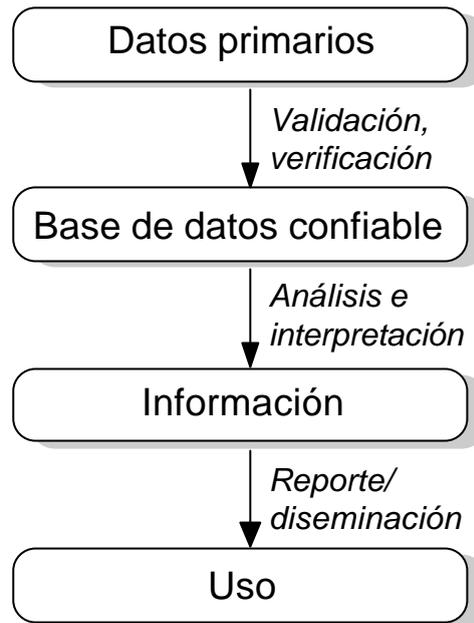


Figura 5.4 Producción de datos a través de un programa de monitoreo

de datos. Un nivel mínimo de manejo de datos podría ser la producción de resúmenes diarios, mensuales y anuales, que incluyen análisis estadísticos y gráficos sencillos para mostrar las distribuciones de tiempo y frecuencia de los datos de monitoreo. Se debe considerar el uso de sistemas de información geográfica, principalmente para combinar los datos de contaminación con aquellos de fuentes epidemiológicas y otros datos sociales, económicos o demográficos tratados geográficamente.

La información derivada de los datos medidos se debe diseminar oportunamente a los usuarios finales. Para tal fin, se pueden realizar bases de datos, resúmenes procesados, estadísticas sobre las mediciones máximas o promedio, valores sobre el exceso respecto de las normas u objetivos, resultados analíticos, gráficos o mapas. Los formatos para diseminar la información deben adaptarse a las capacidades de la red y a los requisitos de los usuarios. La comunicación de estas informaciones puede realizarse a través de diversos medios; por ejemplo, informes impresos, CD-ROM, medios electrónicos, audiovisuales e Internet. Los sistemas de información pública, que con frecuencia aprovechan medios audiovisuales innovadores, desempeñan un papel cada vez más importante en muchos países para concientizar, alertar sobre episodios de contaminación y aconsejar a los grupos susceptibles de la población.

5.7 Los contaminantes clave y los métodos de medición

En esta sección se resumen las técnicas de medición disponibles para determinar las concentraciones ambientales de los contaminantes clásicos (el SO₂, el NO₂, el CO, el O₃, el MPS y el plomo). Existe cierta superposición entre estas técnicas y las metodologías usadas para la exposición individual y los estudios de microambientes. Es más, en concentraciones ambientales extremas se pueden usar, de manera semicuantitativa, algunos sistemas de medición de exposición ocupacional, como los tubos detectores (Saltzman y Caplan, 1995).

Dióxido de azufre

Dado que la principal fuente de este contaminante es la quema de combustibles fósiles que contienen azufre en las centrales eléctricas o en la calefacción central doméstica o comercial, los principales tipos de fuentes locales influyen significativamente en las estrategias de monitoreo y de evaluación. Para determinar el cumplimiento de una guía de corto plazo, será necesario emplear analizadores automáticos. Existen varios tipos de muestreadores activos que sirven para comparar las guías diarias o anuales. Los muestreadores pasivos proporcionan datos para la comparación con las guías anuales de largo plazo.

Muestreadores pasivos

Actualmente, no existen normas nacionales o internacionales que rijan la aplicación de tubos de difusión para SO₂ para el monitoreo del aire ni para su preparación y análisis en el laboratorio. Sin embargo, en la literatura científica se han publicado protocolos para la preparación y análisis de muestras por espectrofotometría y cromatografía por intercambio de iones (Bennett y otros, 1992; Downing y otros, 1994; Hargreaves y Atkins, 1998).

Existen varias técnicas de muestreo pasivo (PNUMA/OMS, 1994b). Las más usadas son las siguientes:

- El método de trietanolamina (TEA)/glicol/espectrofotometría (Hangartner y otros, 1989).
- El método de hidróxido de potasio (KOH)/glicerol/espectrofotometría (Hargreaves y Atkins, 1988).
- El método de carbonato de sodio (Na₂CO₃)/glicerina/cromatografía por intercambio de iones (Ferm, 1991).

Las combinaciones de estas técnicas son de uso generalizado. Por ejemplo, en el Reino Unido se usa KOH o NaOH como absorbente, pero complementada con la membrana de tubo propuesta por Ferm (1991) y con la cromatografía por intercambio de iones como método de análisis. En la práctica, la técnica de cromatografía por intercambio de iones ha sido aceptada informalmente como el método estándar para el análisis por tubo de difusión de SO₂. Por lo general, esta técnica híbrida tiene una sensibilidad de $\pm 8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$: se han observado algunas fallas de lectura en comparación con los analizadores automáticos, aunque su concordancia con los muestreadores activos es mayor (Downing y otros, 1994).

Muestreadores activos

La norma internacional ISO 4219 (ISO, 1979) describe en detalle el equipo requerido para muestrear los compuestos de azufre gaseoso en el aire ambiental. Esta norma precisa el equipo necesario para muestrear los contaminantes gaseosos por absorción en una burbuja líquida. La norma también incluye orientación para ubicar e instalar los aparatos. El principio de las metodologías de muestreo activo se basa en el bombeo del aire a través de un medio de recolección (por lo general, una burbuja líquida) durante un determinado tiempo, generalmente 24 horas. El volumen del aire se mide con un contador. Luego, se analiza el medio de recolección y se determina la concentración del contaminante en el aire muestreado. Este

método, que ha sido sometido a pruebas, goza de amplio consenso y ha sido usado en varias redes de monitoreo a nivel mundial por varios años. Por consiguiente, hay una larga historia de medición de SO₂ con muestreadores activos, disponibles para la evaluación de tendencias.

Existen varios métodos de monitoreo de SO₂ basados en este principio y que se pueden aplicar con aparatos especificados en la ISO 4219. Difieren en función de las soluciones usadas en las burbujas para la absorción de SO₂ y el método de análisis. A continuación se describen los cuatro métodos más usados.

Método acidimétrico (acidez total). Este método, incluido en la ISO 4220 (ISO, 1983), se usa para determinar un índice de contaminación del aire por contaminantes ácidos y gaseosos. Si bien este método mide la acidez total, y no es específico para SO₂, es adecuado para uso general. La simplicidad del método, y el hecho de que los reactivos sean relativamente seguros, lo hace popular para el monitoreo de rutina (AEA, 1997). Se ha estimado una exactitud de $\pm 10\%$ para las mediciones de SO₂ con el método de acidez total, tomando en cuenta todos los factores de contribución. Para este método, ampliamente usado, se puede lograr una precisión de $\pm 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (AEA, 1997).

Cromatografía por intercambio de iones. Es una variación de la técnica anterior. Se analizan las soluciones de peróxido expuestas en cuanto a la presencia de iones de sulfato a través de la cromatografía por intercambio de iones, en lugar de usar la titulación. La ventaja de este método es que es específico para sulfato pero requiere el uso de un cromatógrafo de intercambio de iones.

Método de tetracloromercurio (TCM). También se conoce como método Pararosanilina, ISO 6767 (ISO, 1990). Es el método de referencia que se especifica en la directriz de la Unión Europea sobre el SO₂ y el material particulado en suspensión (CE, 1980). No obstante, este método no es muy usado debido a que los reactivos que se emplean son muy tóxicos.

Método del torio. Este método está descrito en la ISO 4221 (ISO, 1980). Los reactivos usados incluyen ácido perclórico, perclorato de bario, dioxano y torio. Estos son peligrosos y se deben manejar y desechar cuidadosamente. Por consiguiente, este método no es muy usado.

Analizadores automáticos

En la ISO/DIS 10498 (ISO/DIS, 1999) se aborda la medición de SO₂ en el aire ambiental a través de analizadores automáticos. Se dispone de técnicas de monitoreo automático que gozan de amplio consenso. El método más usado para la medición automática de SO₂ es la fluorescencia ultravioleta (UVF, por sus siglas en inglés). Las moléculas de SO₂ en la porción de aire de la muestra se llevan a estados de energía inestables y más elevados a través de la radiación ultravioleta a 212 nm. Estos estados de energía decaen, lo que causa una emisión de radiación fluorescente secundaria con una intensidad proporcional a la concentración de SO₂ en la muestra.

La exactitud de los datos obtenidos a través de analizadores automáticos de SO₂ depende de varios factores que abarcan la cadena de medición. Estos factores incluyen la exactitud de los patrones de calibración, la estabilidad del analizador y las pérdidas de muestras en el sistema de medición. En las redes automáticas nacionales del Reino Unido, se ha estimado una exactitud

de $\pm 10\%$ para las mediciones de SO_2 , considerando todos los factores de contribución. La precisión de las mediciones de SO_2 , determinadas a partir de variaciones de largo plazo en la respuesta de línea de base de los analizadores en servicio es $\pm 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (AEA, 1996).

Sensores remotos

Los sistemas de sensores remotos ópticos, como el sistema de absorción óptica diferencial (DOAS, por sus siglas en inglés), emplean una técnica espectroscópica de larga trayectoria para hacer mediciones en tiempo real de la concentración de los contaminantes al integrar las lecturas a lo largo de una trayectoria entre una fuente de luz y un detector. Los sistemas de monitoreo de larga trayectoria pueden ser útiles para medir el SO_2 , pero la metodología goza de menor reconocimiento que los monitores puntuales automáticos. Por consiguiente, es mucho más difícil determinar la exactitud y la precisión de los datos que se obtienen a través de estos instrumentos. El método no cumple la norma ISO 7996 (ISO, 1985b). Es necesario prestar atención a la calibración de los instrumentos y al aseguramiento de la calidad a fin de obtener datos significativos con instrumentos de detección a distancia.

Dióxido de nitrógeno

Si bien para la determinación directa del cumplimiento de las guías horarias se deben usar analizadores automáticos, los muestreadores pasivos pueden servir para inferir información de mucha utilidad (véase la sección 4.5). Para comparar los niveles ambientales con las guías anuales, se puede emplear cualquiera de las dos técnicas.

Muestreadores pasivos

Actualmente, goza de amplio consenso el uso de muestreadores pasivos con tubos de difusión para monitorear las concentraciones de NO_2 en el ambiente. Este método permite obtener una concentración promedio integral para el contaminante durante el periodo de exposición (generalmente de dos a cuatro semanas) y es adecuado principalmente para los estudios de línea de base y preliminares para evaluar la distribución espacial de las concentraciones de NO_2 en un ambiente urbano. Las técnicas más usadas son variantes del muestreador de tipo Palmes, originalmente desarrollado para evaluar la exposición ocupacional. Este se vale de un muestreador de tubo, con trietanolamina como absorbente. Los análisis de las muestras, después de la desorción termal, se hacen por espectrofotometría o por cromatografía por intercambio de iones (Palmes y otros, 1976). Si bien los tubos de difusión permiten hacer estudios que involucran mapeo a gran escala, es importante prestar atención a la armonización de los procedimientos analíticos y a los resultados de los diferentes laboratorios analíticos, a fin de que los estudios de larga escala con muestreadores pasivos tengan éxito.

A pesar de que se usan ampliamente en todo el Reino Unido y Europa, actualmente no existen normas nacionales ni internacionales que rijan la aplicación de los tubos de difusión para monitorear la calidad del aire, ni para la preparación y análisis de los tubos de difusión en el laboratorio. No obstante, en la literatura científica (Palmes y otros, 1976; Atkins y otros, 1986) se han publicado protocolos para la preparación y análisis de muestreadores por espectrofotometría. Estos protocolos se han aceptado informalmente como procedimientos estandarizados para la preparación y análisis de tubos de difusión de NO_2 .

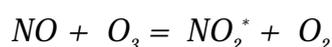
Comparaciones recientes de las mediciones de NO₂ a través de tubos de difusión con analizadores de quimioluminiscencia de NO_x localizados en el mismo punto tienen buena aceptación (Smith y otros, 1997; Gerboles y Amantini, 1993). En el rango de concentraciones generalmente observado en áreas urbanas (de 20 a 80 µg/m³) se detectó que, en promedio, los tubos de difusión de NO₂, expuestos durante un mes, tendían a sobreestimar el NO₂ presente en el ambiente en aproximadamente 10% en comparación con un analizador de NO_x por quimioluminiscencia. Los estimados de precisión de la técnica de tubos de difusión se han citado en un rango de 5% a 8% en estudios similares.

Muestreadores activos

Existen varios tipos de tecnologías de muestreadores activos (PNUMA/OMS, 1994b). La más conocida es el método de Griess-Saltzman, cubierto por la ISO 6768 (ISO, 1985a). Si bien este método es sensible y requiere un equipo simple y económico de muestreo, tiene varias desventajas. Es una técnica que obliga a contar con mano de obra intensiva y relativamente calificada, emplea sustancias químicas corrosivas y no se puede aplicar a periodos de muestreo mayores de una o dos horas. Además, aún hay dudas sobre los métodos de calibración, la eficiencia de la recolección y las posibles reacciones secundarias. Por consiguiente, no se puede recomendar este método para aplicaciones de monitoreo de la línea de base.

Analizadores automáticos

El método de referencia para la medición automática de las concentraciones de óxido de nitrógeno, según se define en la Directiva de la CE 85/203/CEE (CE, 1985) es el método de quimioluminiscencia automática descrito en la norma ISO 7996 (ISO, 1985b). Este método es ampliamente usado en todo el mundo. El método se basa en la energía de quimioluminiscencia emitida cuando el NO de la porción de aire de la muestra reacciona con el O₃ en una cámara vacía para formar un estado de energía excitado de NO₂^{*}. La reacción de quimioluminiscencia es la siguiente:



La luz emitida del NO₂^{*} excitado se convierte a un voltaje de salida a través de un tubo fotomultiplicador y de un amplificador.

También se dispone de analizadores automáticos de NO₂ basados en la quimioluminiscencia de fase líquida, producidos por la reacción del NO₂ con una solución química. Estos instrumentos, que son altamente sensibles, pero relativamente frágiles, por lo general se emplean para fines de investigación y no se los considera apropiados para los propósitos del monitoreo rutinario de línea de base.

La exactitud de los datos obtenidos con analizadores automáticos de NO₂ depende de varios factores que abarcan toda la cadena de medición. Estos incluyen la exactitud de los patrones de calibración, la estabilidad del analizador y las pérdidas de muestras en el sistema de medición. Por consiguiente, es probable que la exactitud final varíe de una red a otra. Para las mediciones de NO₂, se ha estimado una exactitud de ± 8% en redes automáticas bien operadas, considerando todos los factores de contribución (AEA, 1996). La precisión de las mediciones de NO₂ se

estima en $\pm 6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, determinada a partir de las variaciones de larga trayectoria en las respuestas de la línea de base de los analizadores en servicio.

Sensores remotos

Para la medición de NO_2 , se dispone de sistemas de monitoreo de larga trayectoria. Sin embargo, la metodología goza de menos consenso que la de monitores puntuales automáticos. Por consiguiente, es mucho más difícil determinar la exactitud y precisión de los datos que se obtienen a través de estos instrumentos. El método no cumple la norma ISO 7996 (ISO, 1995b) y, como se indicó anteriormente, se debe prestar mucha atención a la calibración de los instrumentos y al aseguramiento de la calidad para obtener datos significativos.

Monóxido de carbono

En las zonas urbanas, el CO proviene principalmente (típicamente, $\sim 90\%$) de las emisiones de vehículos automotores. Como el CO es un contaminante primario, sus concentraciones en el ambiente siguen muy de cerca las emisiones. Por consiguiente, en las áreas urbanas, las concentraciones son mayores en las cercanías de las vías (*kerbside*) y disminuyen rápidamente a medida que aumenta la distancia respecto de la vía. La mayoría de los analizadores automáticos se usan para la evaluación directa de los niveles ambientales de conformidad con las guías.

Muestreadores pasivos

Se ha desarrollado un muestreador pasivo para el CO, con un absorbente de zeolita y un pasaje estrecho para la difusión de filamentos a fin de optimizar el ingreso y con un análisis de CG/FID después de la desorción térmica (Lee y otros, 1992). Esta técnica puede ser útil para el sondeo, mapeo e identificación de zonas críticas de contaminación. No obstante, su uso no es muy amplio.

Muestreadores activos

Se pueden recolectar muestras aleatorias para el posterior análisis en el laboratorio, pero esta técnica no es muy usada.

Analizadores automáticos

Las normas internacionales ISO/FDIS 4224 abordan la medición de CO en el aire ambiental (ISO/FDIS, 1999a) e ISO 8186 (ISO, 1989).

Por lo general, el monitoreo ambiental de línea de base del CO ambiental se realiza con analizadores infrarrojos. Existen varios tipos de analizadores electroquímicos de CO, pero generalmente son de baja sensibilidad y no son adecuados para el monitoreo ambiental de rutina. Sin embargo, se pueden emplear en áreas donde las concentraciones son altas. Existe en el mercado un sistema de monitoreo de contaminación de carreteras que contiene una versión de este sensor.

El análisis de CO se basa en la absorción de la radiación infrarroja en longitudes de onda de 4,5 a 4,9 micrómetros. Dado que otros gases y partículas también pueden absorber los rayos

infrarrojos, el analizador debe distinguir entre la absorción por CO y la absorción por interferencias. En el tipo más común de analizador, esto se hace con una rueda de correlación para filtrar el gas que contiene una celda de nitrógeno puro y otra de nitrógeno con CO. La celda que contiene CO retira las longitudes de onda sensibles de CO antes de que la señal infrarroja ingrese a la cámara de absorción, mientras que todas las longitudes de onda se transmiten a la otra celda. La diferencia en la intensidad de las dos señales de absorción, dividida por la intensidad de la fuente de radiación infrarroja, proporciona la medida de la concentración de CO en el ambiente.

La exactitud de los datos obtenidos a través de los analizadores automáticos de CO depende de una variedad de factores que abarcan toda la cadena de medición. Estos factores incluyen la exactitud de los patrones de calibración, la estabilidad del analizador y las pérdidas de muestras en la cadena de medición. Si esta técnica se usa en programas bien manejados y de calidad garantizada, se puede lograr una exactitud de $\pm 8\%$ y una precisión de $\pm 0,5 \text{ mg/m}^3$.

Ozono

Las diferentes fuentes producidas por el hombre no emiten el O₃ directamente, sino que este se forma en la atmósfera a través de reacciones químicas generadas por la luz solar que involucran el NO_x y el COV (véase la sección 2.1.2). Estas reacciones no son inmediatas; pueden tomar horas o días. El O₃ es capturado químicamente por emisiones primarias de NO_x del tránsito y se libera de la atmósfera por deposición en el suelo.

La distribución espacial y temporal del O₃ es muy diferente de la de otros contaminantes. En particular, pueden ocurrir impactos significativos en áreas hasta cientos de kilómetros a sotavento de las emisiones precursoras originales, como resultado del transporte de amplio rango. Por lo general, las concentraciones en el ambiente y la exposición de la población se pueden maximizar en las áreas suburbanas y rurales. Esto tiene consecuencias importantes para el diseño del sistema de monitoreo.

Muestreadores pasivos

Hay varias técnicas disponibles (PNUMA, OMS, 1994a). Estas incluyen:

- Espectrofotometría absorbente de 1, 2 di-4 piridil-etileno (Monn y Hangartner, 1990).
- Espectrofotometría de KI (Grosjean y Hisham, 1992).
- Cromatografía de iones de NaNO₂ /Na₂CO₃/glicerina (Koutrakis y otros, 1990).
- Reflectancia de índigo carmín (Alexander y otros, 1991).

El uso de estos métodos no es tan amplio y no se han validado suficientemente como muestreadores correspondientes para NO₂. Todavía no hay consenso claro en cuanto a una técnica estándar.

Muestreadores activos

La técnica de muestreadores activos más usada ha sido el método Neutral Buffered Potassium Iodide (NKBI). Si bien esta técnica es relativamente simple y económica, hay algunos problemas

prácticos en relación con el deterioro del complejo de yodo y la interferencia (principalmente de NO₂ y SO₂). Estos aspectos han disminuido tanto su uso que actualmente se consideran obsoletos.

Analizadores automáticos

La norma ISO 10313 (ISO, 1993a) no es realmente importante, ya que se ha dejado de usar la técnica de detección por quimioluminiscencia. La tecnología más usada actualmente es la absorción ultravioleta, que se especifica como el método de referencia para los propósitos de la Directiva de la CE 92/72/EEC (EC, 1992). También se está desarrollando una norma ISO para el método UV.

La absorción ultravioleta es una técnica robusta bastante desarrollada. Las concentraciones de O₃ en el ambiente se estiman a partir de la absorción de la luz ultravioleta a una longitud de onda de 254 nm. La muestra pasa a través de una celda de detección de longitud conocida (l). Para proporcionar un valor de la intensidad de la luz a través del aire cero, se usa un depurador de O₃. El analizador mide también la absorción del aire en la celda sin O₃ y la absorción en la celda experimental de la muestra, I_s. La concentración ambiental de O₃, c, se puede estimar con la ecuación Beer-Lambert:

$$I_s = I_0 e^{-alc}$$

donde a es el coeficiente de absorción relevante a 254 nm.

Si el diseño, calibración y equipo del sistema han sido monitoreados apropiadamente, se deberá lograr una exactitud de medición de ± 11% y una precisión de ± 4 µg/m³ en redes automáticas bien operadas.

Sensores remotos

Si bien los aspectos prácticos abordados en las secciones previas también son aplicables a los sensores remotos, para medir las concentraciones de O₃ se dispone de técnicas ópticas de trayectoria abierta, como DOAS.

Material particulado en suspensión

El MPS es un término genérico que incluye todas las partículas transportadas por el aire. Por consiguiente, abarca una gran variedad de fracciones de distintos tamaños, morfologías y composición química, como se discutió en el capítulo 2. Si bien los rangos de los tamaños de las partículas gruesas pueden causar molestias o suciedad, son las fracciones más finas, como el MP_{2,5}, las que pueden penetrar más profundamente en los pulmones y en las vías respiratorias. El interés en los impactos potenciales de salud de las partículas finas ha aumentado rápidamente en los últimos años.

El monitoreo del MPS es fundamentalmente diferente de la medición de contaminantes gaseosos y por lo general los métodos son menos precisos. Se dispone de una gran variedad de metodologías de muestreo y detección, incluida la microbalanza oscilante de elementos cónicos

(TEOM, por sus siglas en inglés), el análisis de rayos beta, el muestreo gravimétrico (de volumen bajo o alto) y varios métodos ópticos indirectos, de recuento de partículas y de difusión de la luz. El sistema de muestreo influye significativamente en el proceso de medición. La presencia de entradas apropiadas, diseñadas aerodinámicamente, es esencial para obtener resultados adecuados, fraccionados en función de las muestras (PNUMA/OMS, 1994c).

Muestreadores activos

Los muestreadores gravimétricos recolectan el material particulado en un filtro usando flujos de muestras bombeadas de alto volumen (aproximadamente 100 m³/hora) o de bajo volumen (aproximadamente 1 m³/hora). El peso de las partículas depositadas en el filtro se usa para estimar la concentración promedio de la masa durante 24 horas. Aún no se han promulgado normas ISO ni CEN para las mediciones ambientales de partículas de MP₁₀ a través de muestreadores gravimétricos, pero están en desarrollo. Sin embargo, se dispone de una norma ISO para evaluar las cargas de ingreso de MP₁₀ (EN, 1999). El Federal Register 40 CFR Part 50 (CFR, 1993) contiene un procedimiento de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para el MP₁₀ con un muestreador de alto volumen. Sin embargo, el cumplimiento de este procedimiento no garantiza la conformidad con las normas previstas por el CEN.

Es probable que las diversas técnicas de monitoreo de MPS no permitan obtener mediciones comparables. Diferentes sistemas de muestreo, temperaturas de operación, medios del filtro e historia del filtro también pueden afectar la equivalencia de las mediciones. Por consiguiente, la exactitud y precisión de toda concentración medida de masa están sujetas a un amplio margen de error. La EN 12341 (EN, 1999) da una exactitud proyectada de $< 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $< 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (para las concentraciones diarias promedio $< 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Los muestreadores gravimétricos de volumen medio o bajo son más portátiles y menos ruidosos que los muestreadores de alto volumen, lo que los hace más apropiados para áreas urbanas. No obstante, la masa de partículas recolectadas es mucho menor que la que se obtiene con muestreadores de alto volumen, lo que genera un mayor potencial de errores debido al peso del filtro. Según una comparación reciente con instrumentos de gran escala, existen varios muestreadores de volumen alto y medio, comercialmente disponibles, que son equivalentes al captador de partículas Wide Ranging Aerosol Collector (WRAC) (EN, 1999).

El correcto manejo de los filtros, de la documentación y del análisis es fundamental para obtener datos válidos. Los filtros deben estar acondicionados en un ambiente donde la temperatura y la humedad estén controladas, generalmente a una temperatura de 20 °C y 50% de humedad relativa, al menos 24 horas antes y después de la exposición. Los filtros se deben pesar adecuadamente con una balanza apropiada que se haya calibrado con un método acreditado.

Analizadores automáticos

Los instrumentos disponibles en el mercado usan las siguientes técnicas:

- Microbalanza oscilante de elementos cónicos (TEOM, por sus siglas en inglés).
- Analizadores de absorción por rayos beta (ISO/FDIS, 1999b).
- Sistemas de difusión de la luz.

De los tipos de instrumentos automáticos disponibles, los sistemas TEOM y de rayos beta han sido ampliamente operados durante varios años y su operación ha sido comprobada en el campo. El tipo de difusión de la luz del instrumento se ha desarrollado más recientemente y, por consiguiente, su operación aún no ha sido comprobada. La operación y las experiencias de medición paralela realizadas en el lugar indican que las mediciones de los diferentes instrumentos no siempre son equivalentes o comparables.

Para que las mediciones sean trazables y robustas, es necesario ajustar los muestreadores con una carga comprobada de ingreso de MP_{10} y un sistema preciso de control de flujo. El ingreso de la muestra de MP_{10} se debe probar según la norma ISO 7708 (ISO, 1995) a fin de garantizar el fraccionamiento exacto del tamaño en el punto de muestreo. En EN 12341 (EN, 1999) se da una cifra proyectada de exactitud de $< 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y una precisión de $< 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (para concentraciones promedio diarias $< 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Las pruebas realizadas con los analizadores TEOM en servicio usados en las redes del Reino Unido demuestran que estas cifras son realistas y alcanzables.

Plomo

Las principales fuentes de plomo en el aire son la combustión de gasolina que contiene aditivos a base de plomo y las emisiones industriales.

Muestreadores activos

Los muestreadores activos se basan en el muestreo por bombeo de cantidades grandes de aire a fin de capturar las partículas finas en un filtro para posterior análisis. La norma ISO 9855 (E) aborda los análisis de filtros para plomo y especifica la espectroscopia de absorción atómica como el método estándar de análisis (ISO, 1993b). No se ha establecido un método estándar de muestreo, pero la Directiva de la Unión Europea especifica algunos criterios relevantes para el muestreo y los filtros (CE, 1982).

Se usan varios métodos de muestreo, incluidos los muestreadores de alto, medio y bajo volumen. No hay un método estándar o de referencia. El método del Reino Unido es bastante típico: usa un muestreador de tipo M diseñado específicamente para este propósito. Su tasa de flujo se controla en 5,4-7,1 $\text{m}^3/\text{día}$ y los filtros Millipore para el monitoreo de partículas se exponen y cambian semanalmente. En este caso no se pueden aplicar los métodos de muestreo pasivo.

6. Gestión de la calidad del aire

6.1 Introducción

La gestión de la calidad del aire se basa en políticas nacionales e internacionales. Una iniciativa global importante fue la de 1983, cuando la Asamblea General de las Naciones Unidas estableció la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, presidida por Gro Harlem Brundtland. El informe elaborado por la Comisión, *Nuestro futuro común*, fue presentado en la Asamblea General de las Naciones Unidas en 1987 y aprobado por ella. Este documento ha ejercido influencia para introducir temas ambientales en el escenario mundial y expresar conceptos que han contribuido en el campo de la gestión de la calidad del aire (WCEDC, 1987).

La Comisión Brundtland indicó que para satisfacer las aspiraciones legítimas de la población mundial sin destruir el ambiente, se requeriría un desarrollo sostenible. Definió el desarrollo sostenible como aquel desarrollo que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades. Este concepto ha sido adoptado como un medio para integrar la política ambiental y el desarrollo económico.

En seguimiento de la Comisión Brundtland, se celebró en Rio de Janeiro la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo en 1992 (UNCED, 1992). El objetivo fue establecer los cimientos prácticos para el desarrollo sostenible. La Agenda 21 y la Declaración de Rio fueron los resultados más notables de esa conferencia. La Agenda 21 es un documento sobre desarrollo sostenible que no tiene carácter vinculante para los países, pero su implementación nacional es revisada por la Comisión de Desarrollo Sostenible y la Asamblea General de las Naciones Unidas. La Agenda 21 apoya varios principios de gestión ambiental sobre los cuales se basan las políticas gubernamentales, incluida la gestión de la calidad del aire. Estos principios incluyen los siguientes:

El principio precautorio. Según este principio, cuando exista una posibilidad clara de consecuencias ambientales perjudiciales, se deben tomar medidas para proteger el ambiente sin esperar pruebas científicas que sustenten dicho daño.

“El que contamina paga”. Según este principio, la organización responsable de la fuente de contaminación debe cubrir todos los costos relacionados con esta (incluido el monitoreo, la gestión, la corrección y la supervisión).

Además, muchos países han adoptado el principio de *prevención de la contaminación*, cuyo objetivo es reducir la contaminación en la fuente.

La responsabilidad de los gobiernos nacionales de presentar informes internacionales sobre la situación ambiental de los países ha permitido un mayor intercambio de información sobre la calidad del aire en todo el mundo.

Estrategia para la gestión de la calidad del aire

La meta de la gestión de la calidad del aire es mantener esta calidad en un estado tal que se protejan la salud y el bienestar humano. Esa meta reconoce que la calidad del aire debe permanecer en niveles que protejan la salud humana y también a los animales, plantas (cultivos, bosques y vegetación natural), ecosistemas, materiales y calidad estética, incluidos los niveles naturales de visibilidad (Murray, 1997). Para lograr este objetivo de calidad del aire, es necesario desarrollar políticas y estrategias.

La base para la gestión de la calidad del aire es la política gubernamental. Sin un marco de política apropiado y sin una legislación adecuada, es difícil mantener un programa activo y exitoso de gestión de la calidad del aire. El marco de políticas abarca varias áreas, como el transporte, la energía, la planificación, el desarrollo y el ambiente. Los objetivos de calidad del aire se pueden lograr más fácilmente cuando tales políticas están interconectadas y son compatibles y cuando los diferentes sectores del gobierno disponen de mecanismos para coordinar las respuestas a los problemas. En un informe de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa se resumen las medidas que han adoptado muchos países desarrollados para integrar las políticas de calidad del aire con las áreas de salud, energía, transporte y otras áreas (UNECE, 1995; UNECE, 1999).

En la siguiente sección (6.1.1) se aborda la gestión del aire ambiental y en la sección 6.2.2, la del aire en interiores.

6.1.1 Estrategias para la gestión de la calidad del aire

En esta sección se revisa el desarrollo de una estrategia de calidad del aire, incluidos algunos principios básicos de la gestión de la calidad del aire ambiental, normas de calidad del aire ambiental, inventarios de emisiones, control de emisiones para fuentes puntuales, móviles y del área, manejo de contaminantes “no clásicos”, comunicaciones y gestión de la calidad del aire en otros países.

La gestión de la calidad del aire es muy antigua. Los estudios sobre los contaminantes del aire y sus efectos surgieron en respuesta a las quejas por este tipo de contaminación. Posteriormente, un sustancial exceso de la tasa de mortalidad durante la expansión económica después de la Segunda Guerra Mundial dio lugar al inicio del control de la contaminación. Los altos niveles de contaminación del aire en las ciudades de Estados Unidos y Europa causaron exceso de mortalidad; por ejemplo, más de 4.000 muertes en exceso en Londres debido al estancamiento atmosférico de niebla, smog y SO₂ que se produjo durante cinco días en diciembre de 1952 (Brimblecombe, 1987). Este desastre generó una creciente presión pública por una mejor calidad del aire en las ciudades de los países desarrollados de todo el mundo. Gracias a la disponibilidad de combustibles relativamente económicos y limpios y en un entorno de fuerte crecimiento económico y de ampliación de los ingresos, los gobiernos de los países desarrollados gradualmente implementaron medidas para mejorar la calidad del aire en las ciudades. En un principio se enfatizó principalmente la reducción de las partículas y de las concentraciones de SO₂.

El alcance de la gestión de la calidad del aire en las ciudades de los países desarrollados se ha ampliado en las últimas dos o tres décadas. Sin embargo, el énfasis y el éxito de las actividades

de manejo han cambiado. Si bien se ha logrado un progreso significativo en la mejora de la calidad del aire en algunas grandes ciudades de los países desarrollados, varias urbes similares deben afrontar retos importantes para implementar una acción efectiva. Además, actualmente se reconoce que la contaminación del aire urbano se puede extender a grandes distancias y afectar áreas que se encuentran fuera de los límites locales y nacionales en donde se produce la contaminación. El aire contaminado atraviesa los límites regionales y nacionales y afecta la salud y el ambiente de áreas rurales y de otros países.

Por consiguiente, es necesario implementar acciones internacionales más efectivas. Algunas organizaciones, como la OMS (OMS, 1987), han elaborado guías internacionales sobre la calidad del aire y también se están coordinando políticas internacionales a partir de instrumentos como la Convención sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza de Larga Distancia (UNECE, 1995; UNECE, 1999).

6.1.2 Etapas en el desarrollo de la gestión de la calidad del aire

Un marco legal proporciona el contexto para la gestión de la calidad del aire. Se pueden emplear varios modelos; uno de ellos se ilustra en la figura 6.1.

Figura 6.1. Estructura de la legislación de Estados Unidos sobre la calidad del aire ambiental, según se establece en la Ley de Aire Limpio de 1970 y sus enmiendas (Westman, 1985)

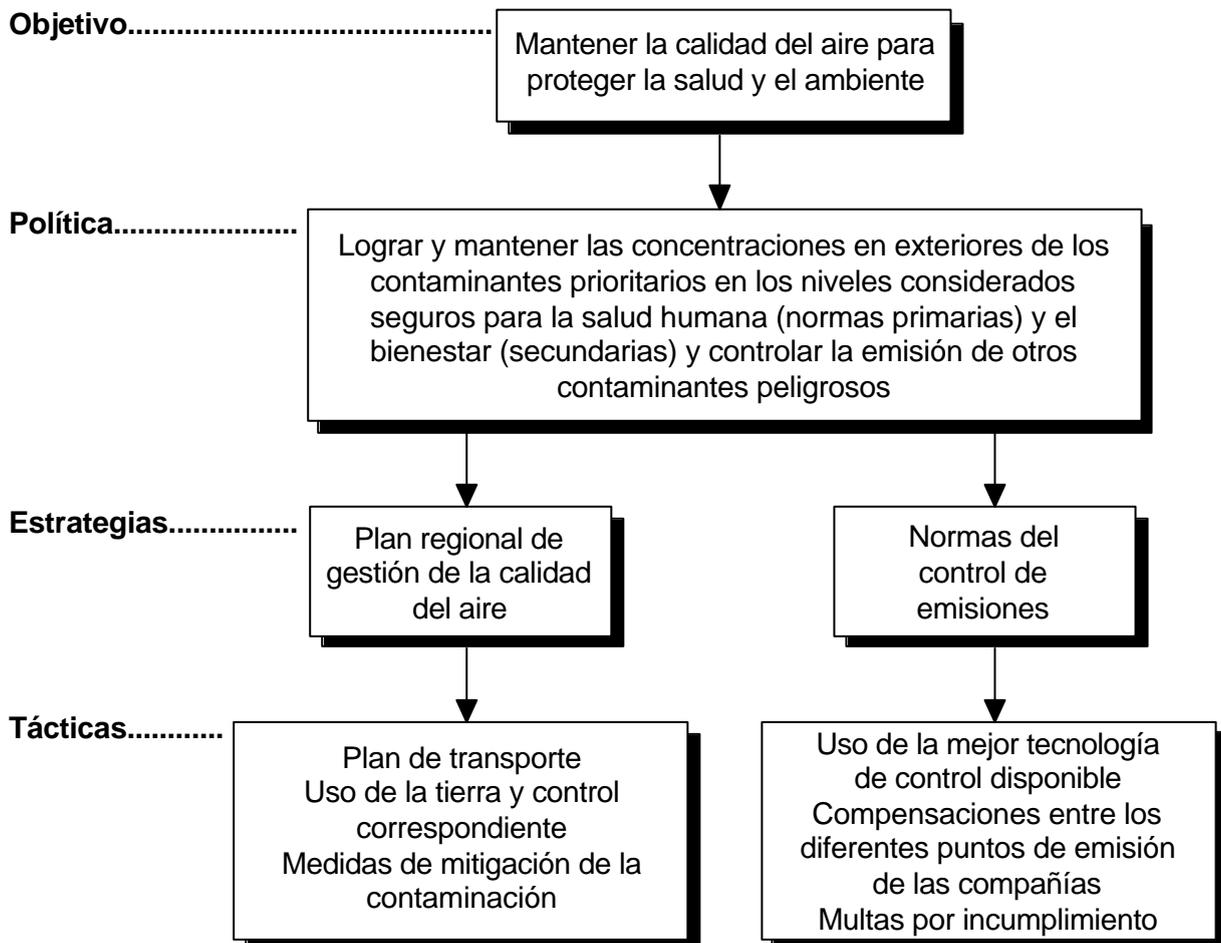
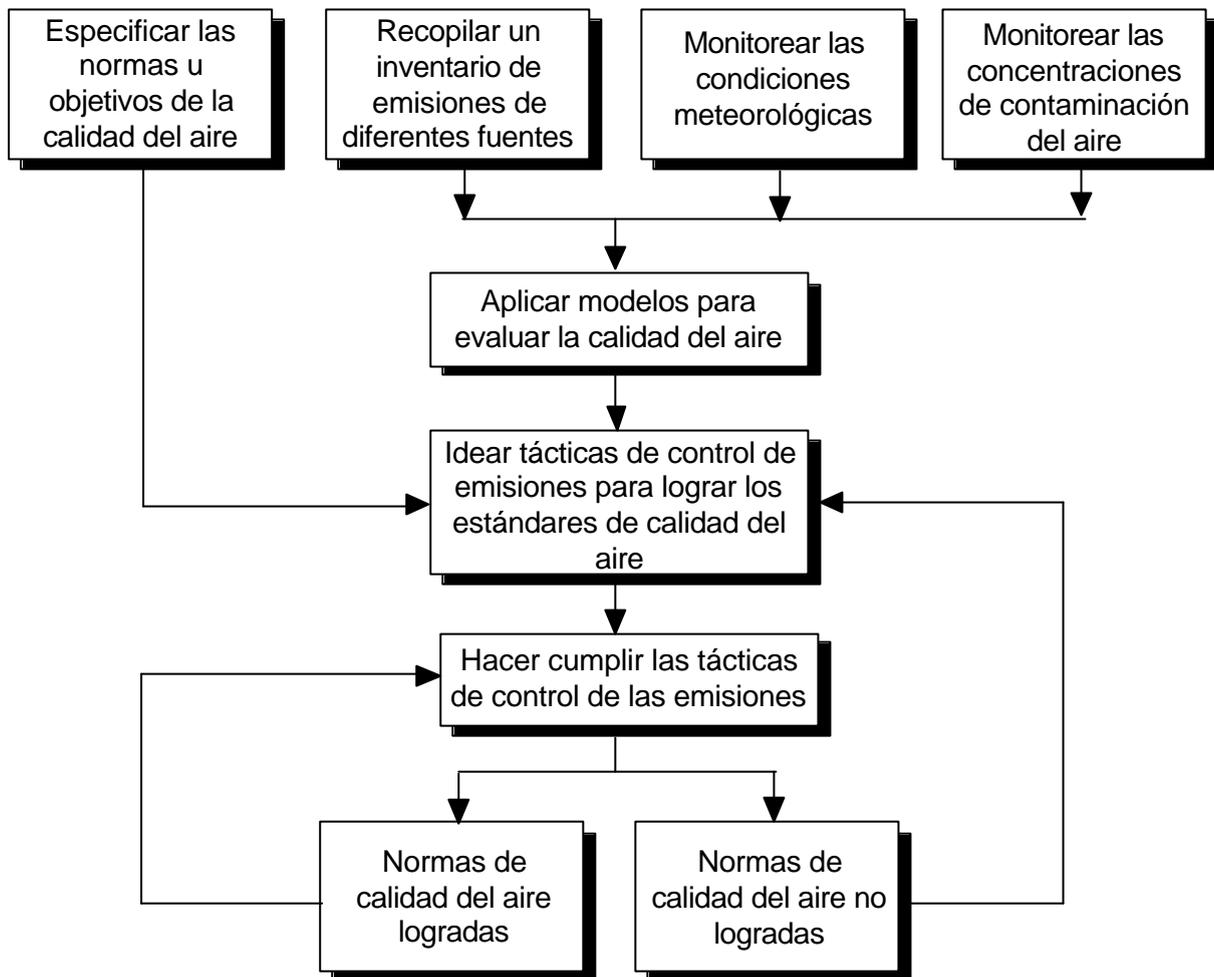


Figura 6.2. Etapas que se deben seguir para desarrollar una estrategia de gestión de la calidad del aire (Elsom, 1992)



Una vez que se han desarrollado los objetivos y las políticas, la siguiente etapa es el desarrollo de una estrategia o plan. La figura 6.2 resume las fases que se deben seguir en la elaboración de una estrategia de gestión de la calidad del aire. Se puede empezar con el desarrollo de normas o guías de calidad del aire. También puede ser necesario el desarrollo de un inventario de emisiones. Asimismo, se deberán monitorear las condiciones meteorológicas y las concentraciones de los contaminantes en el aire, ya que los modelos requieren estos datos para estimar la calidad del aire y validar los resultados del modelo. Las normas de calidad del aire y los resultados o mediciones del modelo se pueden considerar para idear tácticas de control de emisiones a fin de cumplir las normas. Es necesario implementar tácticas para hacer cumplir las normas y, una vez que esto se logre, las tácticas requieren refuerzo continuo. En caso de que no se lograra hacer cumplir las normas después de un plazo prudencial, será necesario revisar las tácticas de control de emisiones.

Por lo general, las normas nacionales de calidad del aire se basan en guías internacionales como las Guías de Calidad del Aire de la OMS, así como documentos sobre criterios nacionales que consideran relaciones de dosis-respuesta para los efectos de cada contaminante en la salud humana, el ganado, la fauna silvestre, los cultivos, los bosques, los ecosistemas naturales, los

materiales, el paisaje, etcétera. Algunos casos pueden requerir estudios de combinaciones de contaminantes. Las normas nacionales consideran los factores técnicos, sociales, económicos y políticos que afectan a una nación. La Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas ha resumido los enfoques nacionales para establecer normas de calidad del aire en algunos países desarrollados (UNECE, 1995; UNECE, 1999).

En algunos casos, el monitoreo puede mostrar que las concentraciones de los contaminantes en el aire exceden significativamente las normas. Uno de los aspectos que preocupa a quienes desarrollan normas es si las normas nacionales deberían reflejar la necesidad de proteger la salud humana y el ambiente cuando es probable que no se pueda lograr este objetivo en el corto o mediano plazo con los recursos disponibles. En algunos países, las normas se establecen a partir de objetivos realistas y alcanzables, según las condiciones técnicas, sociales, económicas y políticas predominantes, incluso cuando estas puedan no llegar a los niveles necesarios para proteger cabalmente la salud humana y el ambiente. Las normas de calidad del aire también pueden variar con el tiempo, después de ser revisadas, a medida que cambian las condiciones de una nación y a medida que se entiende mejor la relación científica entre la calidad del aire, la salud de la población y la calidad del ambiente.

Como se explicó en el capítulo 3, hay importantes diferencias entre los contaminantes “clásicos” del aire, como el SO₂, las partículas, el NO₂, el CO y el O₃ y los contaminantes “no clásicos” (véase el cuadro 6.1). Es probable que se requieran enfoques diferentes para desarrollar normas para estos dos tipos de contaminantes. El monitoreo de la calidad del aire (véase el capítulo 5) permite evaluar si la calidad del aire en determinados lugares cumple las normas elegidas.

Cuadro 6.1. Comparación entre los contaminantes “clásicos” y “no clásicos” del aire

Contaminantes “clásicos”	Contaminantes “no clásicos”
Pocos	Muchos
No se bioacumulan (con excepción del Pb)	Algunos se bioacumulan
El pulmón es el primer órgano afectado (con excepción del CO y el Pb)	Puede haber varios órganos afectados
Por lo general, se conocen sus efectos en la salud humana (con excepción del NO _x)	Casi no se dispone de datos sobre la relación dosis-respuesta en seres humanos
Los efectos pueden ocurrir minutos después (agudos) o años después (crónicos) de la exposición	Los efectos pueden ocurrir minutos después (agudos) o años después (crónicos) de la exposición

6.1.3 Inventarios de fuentes de emisión

En un plan de gestión de la calidad del aire, es crucial contar con una cantidad significativa de información sobre las fuentes de las diferentes emisiones (véase la figura 6.2). Es esencial tener un inventario de emisiones. En algunos casos, las emisiones se describen a partir de grupos de fuentes. Estas pueden ser:

- Fuentes puntuales, como los grandes sitios industriales.
- Fuentes móviles, como los vehículos automotores.
- Fuentes de área, como las emisiones domésticas y las emisiones de industrias ligeras y áreas comerciales.
- Fuentes biogénicas o naturales.

Es probable que se disponga de datos exactos para algunos componentes de inventarios de emisiones. Por ejemplo, se pueden encontrar datos exactos de emisiones para algunos sitios industriales obtenidos a partir de mediciones de emisiones de chimeneas. En otros casos, las emisiones se pueden calcular a partir de los estimados de las entradas a los procesos. Por ejemplo, las emisiones de SO₂ que emiten las centrales eléctricas operadas con carbón generalmente se pueden estimar con exactitud razonable a partir del conocimiento de la producción y del contenido de azufre de los combustibles y otros datos relacionados.

Si bien para desarrollar inventarios de emisiones es necesario contar con estimados de las emisiones, sería altamente deseable realizar mediciones concretas para confirmar la veracidad de tales estimados. En el caso de plantas industriales grandes, se pueden realizar encuestas para obtener datos sobre las emisiones. No obstante, los informes de las empresas no siempre son completos, principalmente en relación con las emisiones fugitivas (como las fugas de sustancias volátiles, las fugas de los equipos y las pérdidas de partículas finas de pilas almacenadas) y los productos de combustión como los hidrocarburos poliaromáticos, para los cuales es probable que no se disponga de información suficiente.

Si no se dispone de datos sobre la fuente, se pueden emplear factores generales de emisiones tanto para fuentes puntuales como para fuentes difusas. Las emisiones de fuentes difusas incluyen emisiones de vehículos automotores y fuentes móviles fuera de las vías, así como fuentes de área como la industria ligera, la quema doméstica y la combustión de madera y emisiones biogénicas provenientes de fuentes naturales como la vegetación. Los factores de emisión para las fuentes difusas generalmente se estiman con datos específicos para cada tipo de fuente. Por ejemplo, para estimar las emisiones de los vehículos automotores, se pueden emplear datos sobre la distancia recorrida, el número de vehículos, la temperatura, el consumo de combustible y la composición y propiedades del combustible usado. En algunas publicaciones (como EEA, sin fecha; USEPA, 1985; USEPA, 1987; USEPA, 1995 y otros suplementos y actualizaciones más recientes) se pueden encontrar factores generales de emisión para varios procesos industriales. Estos factores se deben usar con cuidado, ya que probablemente requieran ajustes que consideren las diferencias de las condiciones de operación, combustibles y materiales de alimentación.

Cabe observar que los inventarios de emisiones también deben incluir aquellos contaminantes que se forman en el aire a partir de la reacción de otros contaminantes. Por ejemplo, el O₃ y otros componentes del smog fotoquímico no se emiten directamente en la atmósfera, sino que se forman por reacciones entre el NO_x y compuestos orgánicos reactivos. Para controlar el smog fotoquímico es necesario, entre otros aspectos, comprender las fuentes y las emisiones de NO_x y de compuestos orgánicos reactivos.

En algunos países en desarrollo no se dispone de datos estadísticos confiables para producir estimados exactos de las emisiones. No obstante, la falta de esta información no debería ser un

obstáculo para desarrollar estimados preliminares de las emisiones. La información básica sobre la población, el transporte, la industria, los combustibles y cualquier otro dato relacionado puede servir para obtener estimados preliminares de las emisiones (Kato y Akimoto, 1992), que luego se pueden usar para desarrollar e implementar planes de gestión de la calidad del aire. Estos estimados preliminares pueden ser útiles hasta que se disponga de información más exacta. Algunas fuentes sobre cómo preparar inventarios rápidos de emisiones son OMS, 1993a; OMS, 1993b; OMS, 1995h; OMS, 1997b.

6.1.4 La meteorología y los modelos matemáticos

Para aplicar modelos matemáticos en la evaluación de la calidad del aire, es útil conocer las condiciones meteorológicas del área. Como se indicó en el capítulo 4, los modelos de simulación constituyen una herramienta poderosa para interpolar, predecir y optimizar las estrategias de control. Permiten generar varias formas para comparar las consecuencias de tomar diversas opciones para mejorar la calidad del aire. No obstante, los modelos se deben validar con datos de monitoreo. Su exactitud depende de varios factores, como la exactitud de los datos de emisión de las fuentes, la calidad del conocimiento sobre las condiciones meteorológicas del área y los supuestos sobre los procesos físicos y químicos atmosféricos involucrados en el transporte y la transformación de los contaminantes.

6.1.5 Enfoques para el control de emisiones

Comando y control

Las leyes y los reglamentos son la esencia de toda estrategia de gestión de la calidad del aire. En general, para desarrollar e implementar estrategias de gestión de la calidad del aire se ha adoptado tradicionalmente el enfoque “comando y control”. Este enfoque tiene varias características que giran en torno a la reglamentación de las emisiones. El enfoque implica el desarrollo e incorporación en la ley de normas de emisiones, la concesión de licencias a las fuentes de emisiones, el monitoreo y reporte de las emisiones y las sanciones por incumplir las condiciones estipuladas en las licencias. De acuerdo con este sistema, el gobierno deberá reglamentar las técnicas que se usen para controlar la contaminación y los inspectores del gobierno se deberán encargar de verificar su cumplimiento. Se otorgan licencias, se establecen normas, se verifica el cumplimiento de las normas, se derivan a los tribunales los casos de incumplimiento, se evalúan las circunstancias atenuantes en estos últimos y se imponen sanciones. Por lo general, las reformas o cambios principales en las fuentes están sujetos a evaluaciones del impacto ambiental y las nuevas fuentes pueden estar sujetas a normas más estrictas que las ya existentes.

El enfoque “comando y control” es la técnica más usada en el mundo, ya que tiene varias fortalezas. Tiene cierta confiabilidad entre el público al permitir determinado nivel de certidumbre a las industrias y a los individuos. No obstante, también es lento, costoso y legalista, ya que las sanciones impuestas por los tribunales pueden no ser tan estrictas y los resultados pueden ser insatisfactorios para todos los implicados. Este enfoque también es rígido, puede generar decisiones arbitrarias y se centra en solucionar los problemas de residuos generados al final del proceso (*end-of-pipe*), lo que difiere de enfoques más integrales de prevención de la contaminación. Si bien puede establecer condiciones mínimas, no proporciona ningún incentivo

para minimizar las emisiones. Por lo general, pasa por alto la equidad y muchas veces requiere las mejores tecnologías disponibles —que son muy costosas— para las fuentes nuevas, mientras que las ya existentes, con un bajo nivel de tecnología, pueden seguir contaminando. Sin embargo, en algunos casos este enfoque ha funcionado extremadamente bien y muchos países han reducido sus emisiones de SO₂ y de partículas gruesas y han disminuido o eliminado sus emisiones de plomo de la gasolina.

En muchos países la reforma de los reglamentos en los últimos diez y quince años ha permitido disminuir la dependencia del enfoque tradicional de comando y control. En los últimos años, la mayoría de los países desarrollados han tendido a incrementar el uso de otras formas de control reglamentario. Una de estas formas es la autorregulación (véase el cuadro 6.2). Este enfoque propone que algunos grupos industriales —por ejemplo, la industria química o la del petróleo— conocen las mejores prácticas actuales en su campo y pueden establecer códigos de conducta, estándares industriales y objetivos para la industria. Las empresas individuales realizan monitoreos de su propio cumplimiento y están sujetas a auditorías. Sin embargo, las medidas de autorregulación pueden proporcionar menos seguridad a la industria e inspirar menos confianza pública que el control reglamentario impuesto por el gobierno.

Cuadro 6.2. Tipos de reglamentación ambiental (según Bradfield y otros, 1996)

Tipo	Descripción	Ejemplo
Comando y control	Concesión de licencias, establecimiento de normas, verificación del cumplimiento de las normas, sanciones por el incumplimiento.	Control de contaminación del aire. Auditorías del gobierno. Normas de emisiones.
Instrumentos económicos	Fijación de precios, subsidios, tasas y cobros para modificar los patrones de producción y consumo de las organizaciones y del público.	Cobros de emisiones basados en las cargas. Licencias comercializables de emisiones. <i>Tasas diferenciales.</i> Fijación real de los costos de los recursos.
Correglamentación	Formulación y adopción de reglas, reglamentos y guías en consulta con los diferentes actores, negociados dentro de los límites establecidos.	Registros nacionales de inventarios de emisiones contaminantes.
Autorreglamentación	Autoimposición de reglamentos, guías y auditorías ambientales por grupos industriales. Adopción voluntaria de medidas de gestión ambiental.	Códigos voluntarios de conducta. Auditorías internas. Objetivos de reducción de emisiones. Sistemas de gestión ambiental.

Instrumentos económicos

Otro enfoque que se ha adoptado en varios países es el uso de instrumentos económicos (UNECE, 1995; UNECE, 1999). Este enfoque permite reducir los costos de operación para prevenir la contaminación. Algunos ejemplos son los cobros por emisiones basados en la carga, que aumentan los costos de operación para las industrias si la descarga de contaminantes se incrementa; los impuestos a la gasolina con plomo para impulsar el uso de la gasolina sin plomo; impuestos ambientales y recargas para fertilizantes, baterías, plaguicidas, etcétera; la disminución de subsidios por el uso de electricidad y el subsidio de los productos que no causan emisiones. Las políticas de establecimiento de precios constituyen un poderoso instrumento económico para mejorar la calidad del aire. Se ha estimado que los subsidios directos de electricidad en los países en desarrollo ascienden aproximadamente a 230 mil millones de dólares americanos cada año (El-Ashry 1993). La reducción de subsidios para el uso de electricidad fomenta el ahorro de esta, disminuye las emisiones de centrales eléctricas y permite destinar las inversiones a otros propósitos; por ejemplo, a tecnologías menos contaminantes (Hall, 1995).

Otro enfoque orientado al mercado es un sistema de licencias comercializables de emisión. En este sistema, la autoridad reguladora cuantifica la masa total de emisiones autorizadas en una determinada área y establece un número equivalente de licencias comercializables de emisiones. Estas licencias se pueden vender y comprar libremente. Esta estrategia permite lograr los objetivos de las políticas públicas al menor costo para la industria y, en algunos casos, para el gobierno. En Santiago, Chile, se realizó una comparación entre el enfoque de comando y control y los incentivos basados en el mercado y se observó que los incentivos flexibles basados en el mercado permitieron reducciones significativamente mayores en las emisiones y al mismo costo (O’Ryan, 1996).

En Estados Unidos se ha adoptado una política comercial de emisiones, principalmente en la revisión que se hizo en 1990 de la Ley del Aire Limpio (US Clean Air Act), que permite cierto nivel de comercialización de las licencias de emisiones. Se ha establecido un límite nacional para las emisiones de SO₂ de 8,9 millones de toneladas por año, a partir del año 2000. Las fuentes no pueden ser responsables de más emisiones de SO₂ de lo que les permite su licencia comercializable de emisiones. Las licencias de emisiones se pueden comprar, vender o depositar en un banco para uso posterior. Para las fuentes nuevas o en expansión, se debe lograr la transferencia de las licencias de fuentes existentes a través del control de la contaminación o el cierre de tales fuentes, para obtener las licencias de emisión requeridas. Las industrias existentes pueden reducir o detener las emisiones de una fuente dentro de la organización a fin de permitir la expansión de las emisiones en otro lugar. Se considera que este sistema proporciona la máxima flexibilidad a la industria para buscar las opciones de menor costo, a la vez que logra los objetivos de las políticas del gobierno (Portney, 1990).

Se han propuesto sistemas que reemplazan el requisito según el cual todo nuevo modelo de vehículo debe cumplir una norma uniforme de emisiones. Se ha planteado que ya que los costos de lograr diferentes niveles de control de emisiones varían por cada tipo de vehículo, se debería exigir a los fabricantes que su flota de vehículos alcance un nivel ponderado de emisiones (Kling, 1994). Se discutió la posibilidad de otorgar a los fabricantes que logren mejores niveles que los establecidos por la norma la autorización de vender sus créditos de

reducción de emisiones a los fabricantes que no puedan cumplir la norma. En el programa Low Emission Vehicle Program, adoptado en California, se ha incorporado, aunque de manera limitada, un sistema basado en incentivos.

La comercialización de emisiones debería ser considerada un mercado privado en cuanto a las licencias comercializables de emisión, aunque siempre regulado por el gobierno. Para establecer un sistema de comercialización de emisiones en los países en desarrollo, es necesario contar con mercados suficientemente desarrollados. No obstante, algunos principios de comercialización de emisiones pueden aplicarse sin que exista este tipo de mercados (Smith, 1993).

Reglamentación conjunta

Como parte del proceso de la reforma reglamentaria, las empresas y las organizaciones industriales han sido convocadas para la discusión sobre esta reforma. Este enfoque proactivo adoptado por las industrias ha llevado a un grado de reglamentación conjunta en algunas áreas. Esto ha dado lugar a la adopción de reglamentos y guías considerados prácticos y realistas por todos los involucrados y han simplificado y reducido los costos del monitoreo del cumplimiento para los gobiernos nacionales. El proceso ha conducido a la adopción voluntaria de medidas de gestión ambiental de manera conjunta.

La gestión ambiental cooperativa es una combinación de políticas públicas y sensibilización social. En el área de las políticas públicas, la promulgación de leyes y reglamentos ha generado una conducta socialmente responsable. El gobierno ha desempeñado un papel cada vez más activo en la provisión de guías a los gerentes ambientales en la industria a fin de que el comportamiento corporativo pueda ser modelado para alcanzar las expectativas de la sociedad. El objetivo es que las guías establezcan los resultados de las emisiones industriales pero no los medios para lograrlos; de este modo, se evita ser demasiado prescriptivo.

Autorregulación

La adopción de sistemas de gestión ambiental es cada vez más común en todo el mundo. Estos sistemas incluyen la British Standard 7750, la European Union Eco-Management and Audit Scheme y el sistema de gestión ambiental de la Organización Internacional de Normalización, la serie ISO 14.000 (ISO, 1996a; ISO, 1996b; Sheldon, 1997). La adopción de sistemas de gestión ambiental también ha influido en el proceso que siguen los gobiernos para definir los resultados de las emisiones industriales sin que prescriban las maneras como se deben lograr estos resultados.

Los gobiernos también emplean estrategias de educación pública para mejorar las acciones de los ciudadanos que puedan contaminar el aire. En muchas ciudades, las fuentes de área y las fuentes vehiculares conforman en conjunto el mayor componente de las emisiones y son las acciones de los individuos las que deciden la escala de estas. Si bien las estrategias técnicas cumplen un papel principal, los programas de educación e información pública también pueden contribuir a reducir la magnitud de tales fuentes.

Otro enfoque reciente para los contaminantes no clásicos del aire involucra la evaluación de riesgos. En muchos casos, no existe un nivel “seguro” para estos contaminantes del aire. Estos

no siguen una respuesta de tipo umbral, ya que los riesgos de salud y ecológicos pueden aumentar a medida que la exposición se incrementa. Por consiguiente, este enfoque requiere una evaluación de los riesgos de salud para la población general o los grupos sensibles y establece niveles aceptables de riesgos para la salud de estas poblaciones. La ley exige que las fuentes implementen técnicas para reducir los niveles de riesgos para la salud.

Las opciones para el control de emisiones pueden incluir enfoques estratégicos amplios, como el uso del suelo, el transporte, la electricidad y la planificación del desarrollo industrial. Si la planificación de la calidad del aire no es coherente con estas áreas, es difícil lograr un progreso significativo. Se han desarrollado modelos sofisticados para evaluar la interacción y las consecuencias de los cambios en estas áreas para la calidad del aire. Sin embargo, es probable que los cambios en el uso del suelo, en el transporte, la electricidad y la planificación del desarrollo industrial tomen décadas en causar mejoras significativas en la calidad del aire. Por consiguiente, será necesario implementar tácticas más específicas para controlar las emisiones. Existe un sistema que apoya la toma de decisiones para controlar la contaminación industrial del aire cuya finalidad es orientar a los encargados de formular políticas y a los gerentes en el análisis y formulación de opciones de políticas y medidas de control (OMS, 1995h).

6.1.6 Evaluación de las opciones de control

A no ser que las limitaciones legales de un país prescriban una determinada opción de control, la evaluación de las opciones de control debe considerar los factores técnicos, financieros, sociales, ambientales y de salud, así como la rapidez con la que se pueden implementar y si son aplicables. Si bien se han logrado mejoras significativas en la calidad del aire en algunos países desarrollados, los costos financieros han sido altos y las demandas de recursos de algunos enfoques los hacen inadecuados para los países en desarrollo. Se han desarrollado metodologías para evaluar el uso de estrategias de control de la contaminación en áreas metropolitanas de países desarrollados y en desarrollo. Un ejemplo es la metodología para evaluar las opciones para mejorar la calidad del aire en Ciudad de México (Hardie y otros, 1995).

Aspectos técnicos

Debe existir confianza en la aplicabilidad técnica de las opciones elegidas con los recursos disponibles en la región. Se deberá elegir una opción para la cual se pueda mantener el nivel esperado de desempeño en el largo plazo con los recursos disponibles. Es probable que en algunas regiones, las opciones de control demanden la capacitación regular del personal y otros programas.

Aspectos financieros

Las opciones elegidas deben ser financieramente viables en el largo plazo. Esto puede implicar evaluaciones comparativas de costo-beneficio para todas las opciones. Estas evaluaciones no solo deberán contemplar los costos de capital para implementar una determinada opción sino también los costos de mantener el nivel esperado de desempeño en el largo plazo.

Aspectos sociales

Los costos y beneficios de cada opción se evaluarán para que haya equidad social, teniendo en cuenta el estilo de vida de las personas, las estructuras comunitarias y las tradiciones culturales. Las consideraciones pueden incluir el desplazamiento de los habitantes, los usos del suelo y el impacto en la comunidad, en la cultura y en las actividades de recreación. Se pueden controlar algunos impactos y algunos recursos pueden ser reemplazados.

Salud y ambiente

También es necesario evaluar los costos y beneficios de cada opción de acuerdo con los factores ambientales y de salud. Esto puede incluir el uso de relaciones dosis-respuesta o técnicas de evaluación de riesgos.

Principios orientados a los efectos y a las fuentes

Algunos países determinan los requisitos del control de la contaminación del aire a partir de una evaluación de los efectos de los contaminantes en la salud y en el ambiente (principios orientados a los efectos). Si la evaluación indica que no habrá impactos ambientales o de salud o que no se excederán las normas de calidad del aire, se permitirán emisiones mayores. Si se prevén impactos potenciales o excesos respecto a las normas, se deberán tomar medidas para disminuir las concentraciones ambientales. En otros países, las políticas de gestión de la calidad del aire se basan en el requisito de la mejor tecnología disponible o las mejores técnicas disponibles que no implican costos excesivos (principios orientados a la fuente). La mayoría de los países desarrollados aplica una combinación de principios orientados a la fuente y principios orientados a los efectos (UNECE, 1995; UNECE, 1999).

6.1.7 Control de fuentes puntuales

Ubicación y planificación

Las opciones que surgen durante la etapa de planificación de una nueva instalación son las más efectivas y adecuadas en función de los costos para la gestión de la calidad del aire. En cambio, las que implican cambios en los procesos existentes de producción o de tecnología de control de la contaminación tienen un alcance más limitado. Las opciones de planificación implican elegir cuidadosamente los sitios de monitoreo, maximizar la dispersión y ubicar la instalación lejos de receptores sensibles, como áreas residenciales, y zonas de sensibilidad natural y comercial.

Reducción de las emisiones en la fuente

Los enfoques más efectivos en función de los costos para controlar las fuentes existentes de contaminación del aire son los que implican la reducción de las emisiones en la fuente (Griffin, 1994). Existen cuatro enfoques principales. Para aplicar cualquiera de ellos, es necesario comprender los procesos y las actividades que generan las emisiones. Estos enfoques de reducción de emisiones en la fuente son los cambios en la gestión y la operación, la optimización de los procesos, las modificaciones en la combustión y en el combustible.

Cada enfoque tiene un nivel diferente de eficacia en los diversos contaminantes del aire. Por ejemplo, la optimización de procesos puede reducir significativamente las emisiones de compuestos volátiles y peligrosos pero puede tener un efecto mínimo en las emisiones de NO_x y SO_2 . En cambio, las modificaciones en el combustible pueden reducir las emisiones de NO_x y SO_2 pero el efecto en los compuestos volátiles y peligrosos será mínimo.

Cambios en las operaciones y en el manejo

Las auditorías de la gestión de las emisiones, de las fuentes, de la concentración de las fuentes y de los cambios posteriores en las operaciones para reducir las emisiones son una manera efectiva en función de los costos para reducir las emisiones. Requieren la implementación de buenas prácticas de mantenimiento para asegurar que los sistemas están en marcha, que el equipo está siendo mantenido y que el personal está adecuadamente capacitado y supervisado. Intentan minimizar las emisiones fugitivas y las pérdidas de líquidos y sólidos almacenados mediante la modificación de la composición de los materiales usados, bajo el supuesto de que esto puede reducir las emisiones sin que decaiga la calidad del producto.

Optimización de los procesos

La finalidad de este enfoque es reducir las emisiones al modificar los procesos de producción sin variar la calidad del producto ni el volumen de producción. Por lo general, implica diversos cambios en los cuales se altera un factor del proceso de fabricación, como la temperatura, la ventilación y la velocidad de la línea de producción.

Modificaciones en la combustión

Los cambios en el proceso de combustión pueden reducir las emisiones significativamente. Aumentar el flujo de combustible en los mecheros al dar de baja algunos de estos e incrementar el flujo de combustible en los restantes pueden reducir significativamente las emisiones de NO_x . Los cambios en la geometría de la cámara de combustión pueden reducir las emisiones de NO_x sin que sea necesario hacer cambios en el caldero o combustible. Otras técnicas que se pueden aplicar para reducir las emisiones de óxido de nitrógeno incluyen el estricto control de la alimentación de oxígeno en un mechero, la disminución de la temperatura de la llama, la combustión por etapas y la recombustión.

Modificaciones en el combustible

Otra opción para reducir las emisiones es disminuir la cantidad de combustible usado o cambiar el tipo de combustible. El enfoque más simple es cambiar un combustible relativamente sucio, como el carbón, por uno más limpio como el gas natural. Esta alternativa es más económica que remover el SO_2 de las emisiones. La mezcla de combustibles, como la de carbón con bajo contenido de azufre y carbón con alto contenido de azufre, y las mezclas de carbón con petróleo también sirven para reducir las emisiones de SO_2 . Las emisiones provenientes de los procesos que usan carbón como combustible también se pueden reducir a través del lavado de carbón, lo cual disminuye el contenido de contaminantes en este combustible. En los últimos años, se han implementado varias acciones para mejorar el uso de los gases efluentes residuales de procesos secundarios como la calefacción, el secado y la producción de energía. Ello

también han permitido reducir la cantidad general requerida de combustible y, por consiguiente, las emisiones.

En Hong Kong, la mejor opción para reducir las emisiones de SO₂ fue prohibir el uso de combustible con alto contenido de azufre. Los costos de monitorear el cumplimiento hicieron que los costos de la desulfuración del gas efluente y de las medidas basadas en el mercado fueran más altos que la estrategia de prohibir los combustibles con alto contenido de azufre (Barron y otros, 1995). Algunos estudiosos dudan del valor de la desulfuración del gas efluente y consideran que el uso de combustibles con bajo contenido de contaminantes y el ahorro de energía son opciones más económicas para Europa oriental y para los países en desarrollo (Pearce, 1996).

Control de emisiones

Tradicionalmente, se han usado chimeneas altas para reducir la concentración de contaminantes en el nivel del suelo al menor costo para el productor. Su eficacia depende de la altura, velocidad y temperatura de los gases de la chimenea y de las condiciones atmosféricas, incluida la velocidad y dirección del viento, la estabilidad atmosférica, la topografía local y la calidad del aire. Si se ubican adecuadamente, las chimeneas de 200 a 400 metros de altura son muy eficaces para reducir las concentraciones de los contaminantes del aire en el nivel del suelo. No obstante, las chimeneas altas no reducen las emisiones sino que las distribuyen sobre un área amplia. Cuando la magnitud de las emisiones dentro de una región es significativa o el ambiente receptor es sensible, puede haber graves efectos ambientales como la lluvia ácida y el deterioro forestal (Wellburn, 1988).

Antes de planificar un sistema para la recolección de emisiones, es necesario contar con información para identificar, cuantificar y caracterizar las propiedades químicas y físicas de las emisiones, tanto en condiciones promedio como extremas. Esto permite diseñar un sistema de recolección óptimo. Existen varias formas disponibles de sistemas de control de emisiones. Holmes y otros (1993) y Griffin (1994) abordan algunos factores que se deben considerar al elegir el equipo de control. Para las emisiones de gases y partículas generalmente se adoptan enfoques diferentes. Las técnicas incluidas en los cuadros 6.3 y 6.4 representan de manera esquemática únicamente algunos de los métodos más usados.

Si bien estas técnicas de control pueden ser muy eficaces, algunas son costosas en relación con el capital y el mantenimiento de la infraestructura y pueden requerir más recursos de los que disponen algunos países desarrollados y en desarrollo. Sin embargo, no todos los enfoques son necesariamente costosos. Por lo general, algunas técnicas de reducción en la fuente son las más efectivas en función de los costos y constituyen las medidas más adecuadas para muchos países en desarrollo. Estas incluyen las modificaciones en el combustible, como la preparación y uso de combustibles con bajo contenido de azufre y bajo contenido de ceniza, en combinación con enfoques de gestión y operación para reducir las emisiones.

Otro factor clave para el control y prevención de la contaminación es designar a una persona responsable de controlar las emisiones de las fuentes puntuales en cada instalación (Hashimoto, 1989). En el Japón, todas las fábricas deben cumplir el requerimiento legal de designar a una persona para que se encargue de controlar la contaminación. Los tribunales son bastante

Cuadro 6.3. Técnicas comúnmente usadas para controlar las emisiones de partículas

Sistema de recolección de partículas	Acción
Colectores de ciclón	El gas residual gira en un recipiente y las partículas se eliminan por el impacto de la inercia en las paredes del recipiente cilíndrico.
Filtros	El gas residual es impulsado a través de una bolsa de tela o lechos de filtro en los que se recolectan físicamente las partículas.
Precipitación electrostática	Se imparte una carga negativa a las partículas en el gas residual, las cuales son atraídas a placas de recolección cargadas positivamente.
Lavadores húmedos de gases	Los líquidos entran en contacto con las partículas para formar aglomerados, los cuales se retiran del flujo de gas residual a través del impacto en las placas o en las paredes de los contenedores.

Cuadro 6.4. Técnicas comúnmente usadas para controlar las emisiones de gases

Técnica	Acción
Combustión	Se emplea la incineración para oxidar los contaminantes. Puede incluir el uso de unidades de combustión indefinida como quemadores, incineración térmica de alta temperatura con tiempos específicos de retención y la incineración catalítica.
Adsorción	Se emplean medios sólidos de recolección con razones altas de superficie-volumen, como carbón activado, para retirar los contaminantes de los flujos del gas residual.
Absorción	Implica el uso de líquidos (generalmente agua con aditivos) para remover los contaminantes de los flujos del gas residual.
Condensación	La operación de los condensadores consiste en retirar el calor del flujo de gas para permitir la condensación de los líquidos volátiles.

estrictos al aplicar los conceptos de negligencia y responsabilidad conjunta, lo que ha dado lugar a un mayor énfasis en la diligencia debida y en la aplicación de mejores prácticas para controlar las emisiones. Las decisiones relacionadas con la calidad del aire se deben tomar dentro del contexto de cada nación y para que la acción sea eficaz, es necesario contar con el apoyo político alimentado por la conciencia y demanda pública de la necesidad de un cambio (Hashimoto, 1989).

6.1.8 Control de fuentes móviles

Existe una variación considerable en el patrón de las emisiones de los vehículos en diferentes lugares y regiones del mundo. No obstante, teniendo en cuenta las emisiones antropogénicas en una base global, se ha estimado que los vehículos automotores pueden representar aproximadamente de 25% a 30% de las emisiones de NO_x , 50% de HC, 60% de plomo y hasta 60% de CO (Faiz y De Larderer, 1993). En los centros de las ciudades, los vehículos pueden ser responsables de 90% a 95% de las emisiones de CO y de plomo y de 60% a 70% de las

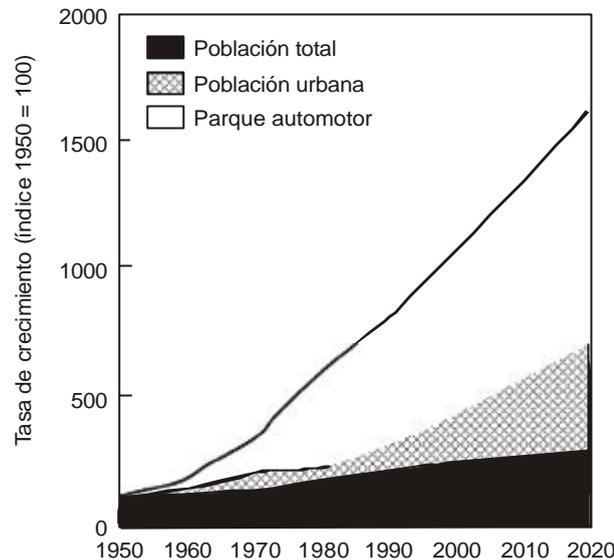
emisiones de NO_x y HC. Dado que las emisiones de los vehículos generalmente se producen cerca del área de respiración de las personas, las exposiciones pueden ser mayores y pueden representar serios riesgos para la salud.

Si bien la flota de vehículos es mayor en los países desarrollados, la contaminación por esta causa empeora rápidamente en los países en desarrollo debido a la creciente flota de vehículos (véase la figura 6.3), a las distancias recorridas y a las altas tasas de emisiones. Las causas de las altas tasas de emisiones incluyen altas proporciones de vehículos con motores de dos tiempos; la congestión de las vías públicas, lo que aumenta las emisiones por kilómetro recorrido; la baja calidad de los combustibles, incluido el alto contenido de plomo; el control inadecuado de las emisiones; el mantenimiento deficiente y la antigüedad de la flota de vehículos (Faiz y De Larderer, 1993).

Muchos países han implementado acciones para reglamentar y hacer cumplir las reducciones de las emisiones. Esto ha dado lugar a que las concentraciones de contaminantes provenientes de los vehículos hayan disminuido en la mayoría de los países desarrollados durante las dos últimas décadas. Por ejemplo, las reducciones de las concentraciones ambientales en Estados Unidos desde 1985 hasta 1994 fueron de 28% para el CO, 86% para el plomo y 9% para el NO_x (USEPA, 1995). Las mejoras en el diseño de los motores y en las condiciones de operación, junto con las mejores tecnologías de control de las emisiones del tubo de escape, han dado lugar a la reducción de las emisiones de los vehículos en varios países, a pesar del creciente número de los vehículos y de los kilómetros recorridos por ellos. Por ejemplo, si bien las emisiones de CO desde 1980 hasta 1990 aumentaron en Francia de 9.216.000 a 10.268.000 toneladas, posteriormente disminuyeron a 8.850.000 en 1996 (UNECE, 1999). En Alemania, durante el periodo 1980-1996, las emisiones disminuyeron de 15.046.000 a 6.717.000 toneladas. En la parte europea de la Federación Rusa, las emisiones disminuyeron de 13.520.000 a 9.312.000 toneladas (UNECE, 1999). Si bien en la mayoría de los países en desarrollo con mejor nivel de vida se están haciendo mejoras significativas en la calidad del aire, en la mayoría de los demás países para los que existen datos, han aumentado las emisiones de los vehículos y las concentraciones ambientales de contaminantes del aire relacionados con estos medios de transporte (OMS, 1997a). Por ejemplo, se estima que las emisiones de CO en Nueva Delhi aumentaron de 140 a 265 toneladas entre 1980 y 1990 y se proyectan 400 toneladas para el año 2000 (PNUMA/OMS, 1992).

Ya que las opciones para controlar las emisiones de los vehículos se deben considerar dentro del contexto técnico, financiero, social, ambiental y de salud de cada nación, los retos y las opciones de respuesta son diferentes en los países desarrollados y en los países en desarrollo. En algunos países en desarrollo, las medidas financieras y normativas para controlar las emisiones de los vehículos imponen costos económicos y sociales más altos y puede darse una distribución desigual de costos y beneficios en la comunidad. Por ejemplo, es probable que las personas que viven en áreas rurales tengan que pagar costos más altos y sin embargo obtener menos beneficios. Se podrá requerir capital para modificar la producción local de vehículos y los procesos de refinación de combustibles, lo que podría aumentar los costos de operación y desviar los recursos de otras áreas de prioridad o afectar la competitividad de la industria local.

Figura 6.3. Aumentos estimados y proyectados en la población total, población urbana y cantidad de vehículos en el periodo 1950-2020, excluidos los vehículos motorizados de dos y tres ruedas (según Faiz y otros, 1990).



Los programas de inspección de vehículos realizados en países en desarrollo han sido generalmente pobres (Faiz y otros, 1990). Se prevé que el uso de tecnologías complejas para el control de vehículos solo será útil en los países en desarrollo más avanzados. Por consiguiente, es probable que en los países en desarrollo los enfoques más prometedores para controlar las emisiones de los vehículos sean el uso de combustibles más limpios, el control del tráfico y políticas de gestión simples (Faiz y otros, 1990). No obstante, muchos países en desarrollo han observado que la mejora del ahorro de combustible y las normas de emisiones, así como la promoción del uso de vehículos de combustible eficiente y combustibles limpios, permiten reducir los costos y mejorar la calidad del aire. Además, el fortalecimiento de los programas de control del tráfico, las mejoras del transporte público, las restricciones del tráfico motorizado y la promoción del uso de vehículos de gas en las flotas también son medios efectivos en función de los costos para reducir las emisiones de los vehículos (Faiz y De Larderer, 1993).

En muchos países de ingresos medios se ha introducido la mayoría de las medidas mencionadas. Algunos han implementado medidas adicionales, incluidas las normas de aprobación y la prueba de vehículos nuevos, el control de las emisiones de los tubos de escape, mejoras en el combustible, verificaciones de las emisiones en las carreteras, reemplazo de los motores de dos tiempos por motores de cuatro tiempos y el uso de combustibles de baja emisión o de emisión cero (como el transporte por energía eléctrica) para el transporte público.

La mayoría de los países desarrollados aplican reglamentos para las emisiones de los vehículos como parte de un proceso internacional, según el cual los vehículos y sus partes deben ser aprobados antes de ser comercializados. Algunos países también exigen la inspección y mantenimiento regulares para controlar las emisiones y la seguridad como condición para la operación continua de los vehículos. Esto incluye el ensamblar nuevamente o eliminar los vehículos inapropiados. Los requisitos de tecnología para los vehículos nuevos en la mayoría de los países desarrollados incluyen convertidores catalíticos de tres vías, con circuito cerrado

y canasto de carbón (*canister*) para los vehículos alimentados por gasolina. También se aplican requisitos a los camiones y autobuses de diesel ligeros y pesados. Las motocicletas convencionales con motores de dos tiempos generalmente están prohibidas. Hay programas para controlar las pérdidas de combustible durante el abastecimiento. La mayoría de los países desarrollados exigen el uso de combustibles sin plomo para vehículos nuevos y se valen de instrumentos económicos para promoverlos. Algunos países prohíben el uso de gasolina con plomo (UNECE, 1995; UNECE, 1999). Se pueden emplear sistemas avanzados de control del tráfico en áreas extensas para facilitar el flujo vehicular y minimizar las emisiones.

Las medidas de política para controlar los títulos de propiedad y uso de los vehículos, y para promover otras modalidades de transporte, también son comunes para apoyar los programas contra las emisiones de los vehículos. Por ejemplo, el control estricto de los títulos de propiedad y uso de los vehículos en Singapur, especialmente en las principales zonas comerciales durante el día, ha contribuido a reducir la contaminación del aire causada por vehículos automotores (Chin, 1996). Los programas coercitivos, como el establecimiento de días en los que no se debe manejar, generalmente son el último recurso en ocasiones en que la calidad del aire alcanza niveles extremos, ya que son muy impopulares políticamente e implican costos sociales y problemas de cumplimiento. Algunas medidas más aceptables socialmente incluyen incentivos para desarrollar y usar el transporte público, como los ómnibus, el metro y las bicicletas. Los enfoques de planificación para el aprovechamiento del suelo que promueven el uso del transporte público y desalientan el uso de vehículos privados son medidas de largo plazo atractivas y efectivas en función de los costos.

6.1.9 Control de las fuentes de área

Controlar las fuentes de área para enfrentar la contaminación implica una serie de estrategias, ya que sus características son muy variables. Estas generalmente son pequeñas, como las fuentes domésticas y de industria ligera. Incluyen también la quema a cielo abierto de residuos provenientes de la agricultura, de la silvicultura y del desmonte. Otras fuentes son los incendios forestales, las emisiones del abastecimiento de combustible, los vehículos “todo terreno”, las naves marítimas y el uso comercial y doméstico de combustibles. La minería superficial y el pastoreo excesivo de tierras en áreas semiáridas también pueden actuar como fuentes de partículas.

Las opciones para controlar las fuentes de área se pueden clasificar como estrategias técnicas, normativas, educativas y basadas en el mercado. Las estrategias técnicas implican investigar alternativas para las actividades contaminantes existentes e implementar tecnologías más limpias de producción y de prevención de la contaminación y mejores prácticas. Estas opciones promueven el reemplazo de las tecnologías existentes por tecnologías de baja emisión o de emisión cero.

Las estrategias normativas incluyen medidas para asegurar el cumplimiento de los reglamentos en los niveles de los gobiernos locales y nacionales. Esto podría implicar la prohibición de algunas emisiones; la prohibición de ciertos tipos de incineración a cielo abierto o la quema de materiales durante determinados periodos; mayores sanciones; control de la calidad de los combustibles y restricciones en torno a los tipos de equipos de combustión disponibles.

Las estrategias educativas incluyen informar a la comunidad sobre las fuentes de las emisiones, el impacto de la contaminación del aire en la salud y en el ambiente e información sobre las implicancias de algunas prácticas como la quema a cielo abierto, el uso de combustibles de baja calidad, etcétera, que causan la contaminación.

Las estrategias basadas en el mercado pueden incluir conceptos cercanos a la consigna “El que contamina paga”. Estas estrategias incluyen cambios en las estructuras de los costos para proporcionar incentivos financieros por usar combustibles limpios, la disminución de los costos de las licencias de emisión para adoptar mejores prácticas, cobros por las emisiones basados en las cargas y una fijación real de los costos de los recursos (véase el cuadro 6.2).

6.1.10 Contaminantes “no clásicos” del aire

Si bien se presta más atención a la cantidad relativamente pequeña de contaminantes del aire clásicos ya establecidos y con frecuencia omnipresentes (véase el cuadro 6.1), existen decenas de miles de sustancias químicas sintéticas en uso, algunas de las cuales podrían ser contaminantes del aire altamente tóxicos. El congreso de Estados Unidos ha identificado 189 sustancias tóxicas en el aire. Si bien se conocen los efectos agudos de las sustancias químicas no clásicas más comunes, se sabe mucho menos sobre los efectos crónicos de largo plazo o indirectos de la exposición a los niveles habituales de concentración en el ambiente. Además, la exposición a muchos de los contaminantes no clásicos puede tener lugar durante operaciones comerciales, como las empresas agrícolas donde el personal no está bien capacitado y podría ser víctima de exposiciones o descargas accidentales. Algunos de estos contaminantes se emiten al aire en bajas concentraciones y a partir de fuentes comunes como emisiones de vehículos e incendios forestales. Algunos contaminantes no clásicos del aire pueden ser muy persistentes en el ambiente y las exposiciones pueden producirse durante muchos años después de la descarga.

Dado que varias de estas sustancias químicas, como los químicos agrícolas, generalmente se comercian, se han desarrollado enfoques internacionales para mantener registros de sus propios efectos tóxicos y estatus legal. Si bien se han desarrollado técnicas para manejar estos registros, el efecto de incrementar la regulación de los contaminantes no clásicos ha sido ejercer presión en las industrias para que administren su producción mediante enfoques de prevención de la contaminación. Esto puede implicar, sin restringirse a esto, el reemplazo de los compuestos usados por otros más seguros, cambiar el proceso de producción para evitar que se produzcan reacciones colaterales y reciclarlos o destruirlos (por ejemplo, a través de la incineración a altas temperaturas) a fin de evitar su emisión al ambiente.

6.1.11 La educación y la comunicación

La educación y la comunicación eficaces son herramientas importantes para incrementar la conciencia pública sobre los aspectos relacionados con la calidad del aire. El éxito de las estrategias de gestión de la calidad del aire generalmente ha implicado acciones en todos los niveles de la comunidad. En muchos casos, el gobierno central toma medidas debido a las quejas de los ciudadanos. Las acciones para controlar la contaminación del aire algunas veces han sido posibles solo mediante el establecimiento de comunicaciones entre las comunidades locales, el municipio y el organismo nacional responsable de la calidad del aire (Hashimoto, 1989). La comunicación recíproca entre las comunidades locales y los responsables de la

gestión de la calidad del aire es esencial y requiere la aplicación de varias técnicas para tener éxito.

Normalmente, es difícil presentar los informes sobre la calidad del aire de una manera en la que el público pueda comprenderlos. Un buen enfoque para hacerlo es usar un índice estándar de contaminantes; Griffin (1994) da un ejemplo sobre esto. Este sistema permite reportar varios componentes de calidad del aire, concentraciones y periodos de exposición como una cifra estandarizada simple. Si bien el índice de contaminación proporciona una manera relativamente fácil de diseminar la información sobre el nivel de contaminación del aire, hay algunas dificultades relacionadas con el establecimiento de estos índices. Estas dificultades surgen del hecho de que la composición de la mezcla de los contaminantes varía tanto en el tiempo como en el espacio y los componentes de la mezcla causan impactos diferentes en la salud. A pesar de estas dificultades, el uso de índices ha tenido éxito en algunos países. Estos se usaron, por ejemplo, para diseminar información compleja sobre la calidad del aire durante el periodo de neblina que en 1997 afectó a varias ciudades grandes del sudeste asiático.

6.1.12 La gestión de la calidad del aire en el mundo

El reconocimiento de que la contaminación del aire no respeta las fronteras nacionales ha dado lugar a acciones significativas para desarrollar enfoques internacionales sobre la gestión de la calidad del aire. En un principio, la acción para controlar la contaminación del aire solo se realizaba en el nivel nacional y no se consideraba la importación o exportación de la contaminación del aire a través de las fronteras. La lluvia ácida, los oxidantes químicos y las descargas accidentales de radiación ionizante y de sustancias químicas tóxicas fueron temas que se discutieron en el nivel internacional solo a partir de los años setenta. Si bien se han formulado algunos principios, acuerdos internacionales y tratados, la elaboración de leyes ambientales internacionales para manejar los problemas transfronterizos de la calidad del aire aún se encuentra en una etapa de desarrollo.

La Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) realizó las primeras evaluaciones en un nivel multinacional sobre el transporte de contaminantes de azufre a grandes distancias en Europa occidental. La OCDE instó a los países miembros a reducir las emisiones y presionó por que se aplique internacionalmente el principio “El que contamina paga” (Elsom, 1992). Posteriormente, los miembros de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa adoptaron la Convención y Resolución sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia. Esta convención compromete a los signatarios de América del Norte, Europa occidental y Europa oriental a reducir y prevenir la contaminación de aire y a usar la mejor tecnología disponible que sea económicamente factible. Muchas naciones acordaron reducir las emisiones de SO₂ en 30% para 1993 y 50% para 1995, a partir de los niveles de emisiones de 1980.

La Unión Europea también ha aceptado las directivas para reducir las emisiones de SO₂ y NO_x, ha establecido normas de calidad del aire y ha limitado el contenido de azufre en algunos combustibles. También ha acordado aplicar la “mejor tecnología disponible que no acarree costos excesivos” y ha aceptado los límites impuestos a las emisiones de las centrales eléctricas. En otras partes del mundo, se han realizado acciones para aumentar el flujo de información entre las naciones para la gestión de la calidad del aire al introducir informes internacionales

sobre emisiones, concentraciones ambientales, directivas de políticas y herramientas para fortalecer la gestión de la calidad del aire. Esto ha hecho que participen varios organismos de las Naciones Unidas, como la OMS y el PNUMA (PNUMA/OMS, 1992; PNUMA/OMS 1996; OMS 1997a), el Banco Mundial y bancos regionales (Banco Mundial, 1992), la OCDE (OCDE, 1991) y los organismos internacionales para el desarrollo.

6.2 La gestión de la calidad del aire en interiores

Los seres humanos pasan la mayor parte de su tiempo en interiores, donde pueden estar expuestos a una deficiente calidad del aire. La contaminación y deterioro del aire en interiores causan enfermedades, incrementan la mortalidad, las pérdidas en la productividad y tienen serias consecuencias económicas y sociales. Los problemas del aire en interiores se pueden reducir a través de una mejor planificación urbana, diseño, operación y mantenimiento de edificios y el uso de materiales y equipos menos contaminantes en los edificios. Los problemas de la calidad del aire en interiores afectan a todos los tipos de construcciones, incluidas las viviendas, escuelas, oficinas, centros de salud y otros edificios públicos y comerciales. Los efectos sobre la salud pueden incluir la elevación de las tasas de cáncer, enfermedades pulmonares, alergia y asma, así como condiciones mortales como el envenenamiento con monóxido de carbono y la enfermedad de los legionarios (véase la sección 4.1). Los costos médicos y sociales asociados con estas enfermedades y la reducción subsecuente de la productividad humana conducen a pérdidas económicas asombrosas.

En esta sección se considera la gestión de la calidad del aire en interiores en países desarrollados y en algunos países en desarrollo. Se hace hincapié en los importantes y generalizados problemas de calidad del aire en interiores asociados con el uso de la biomasa como combustible en los países en desarrollo.

6.2.1 Gestión de la calidad del aire en interiores en los países desarrollados

6.2.1.1 Estrategias para la gestión de la calidad del aire en interiores

El control y la mejora de la calidad del aire en interiores se pueden lograr al combinar las tres estrategias principales: el diseño y construcción adecuados de los edificios; el control de la contaminación en interiores y la gestión adecuada de los problemas relacionados con la calidad del aire en interiores.

6.2.1.2 Consideraciones de diseño

Sitio de monitoreo

Investigación del sitio de monitoreo. Se debe evaluar la ubicación potencial de las construcciones para determinar si van a estar propensas a problemas de calidad del aire en interiores o si pueden ser áreas de alto riesgo para el radón. La evaluación de sitios debe tomar en cuenta los usos del inmueble en el pasado y la identificación de los contaminantes que puedan haber

quedado como resultado de tales usos. También se debe observar el uso del espacio en los lugares adyacentes a fin de evaluar el potencial de que los contaminantes de exteriores sean transportados a la construcción evaluada.

Preparación del sitio de monitoreo. La acumulación de humedad propicia el crecimiento de agentes biológicos. Para evitarla, se deben elegir lugares secos y bien drenados, y calificar adecuadamente la propiedad.

Diseño de los edificios

Los edificios se deben diseñar para conservar la energía y deben contar con buen control de la infiltración del aire y del transporte de los contaminantes. Para tal fin, los ocupantes deberán estar en condiciones de recibir aire exterior de calidad adecuada a través de un sistema de aire acondicionado de alto volumen (HVAC, por sus siglas en inglés). La ventilación natural deberá mantenerse donde sea posible y conveniente. El ahorro de energía también se puede lograr a través del control de cargas internas (por ejemplo, a través del mayor uso de luz natural).

Ventilación

Tasas del flujo de aire de exteriores. Los requisitos del flujo de aire de exteriores se estiman como parte del proceso de diseño mecánico. Si bien las normas basadas en la ocupación y en el uso del espacio son importantes, las tasas de intercambio de aire de exteriores también deberían considerar la carga total de contaminación en interiores y la calidad de aire que se desea tener. Los flujos adecuados de aire exterior son importantes en las viviendas y locales comerciales.

Espacio de ventilación. En el diseño del HVAC se deberá considerar la cantidad del aire de suministro y aire externo que realmente llega a los ocupantes de un edificio. Esto implica examinar el método y la eficacia de la distribución del aire. Un aspecto importante del diseño es la eficacia del sistema HVAC para diluir y remover los contaminantes de interiores y para distribuir adecuadamente el aire externo dentro del edificio. Cuando los ambientes interiores se renueven, se deberá volver a evaluar las tasas de ventilación.

La ventilación mecánica en las viviendas. Los diseños de algunas viviendas son herméticos y la cantidad de aire que ingresa del exterior a través de la infiltración pasiva es insuficiente. Por ello, se requiere ventilación mecánica para introducir un flujo satisfactorio de aire exterior, para proporcionar la dilución adecuada y remover los contaminantes. Esto permite la recuperación del calor del aire de ventilación.

Supervisión

Niveles de COV. Antes de ocupar los edificios nuevos, será necesario supervisarlos. Esta tarea incluye probar y graduar el sistema HVAC y verificar que satisfaga las necesidades tanto durante las operaciones como durante las potenciales renovaciones. Durante la supervisión también se deben designar las responsabilidades para mantener y operar el sistema y para capacitar al personal responsable de estas tareas. Además, se deberán considerar las especificaciones para la ventilación.

Selección del material

Los diseñadores deberán especificar materiales de construcción cuyas emisiones sean mínimas. Estos materiales incluyen productos y materiales de baja emisión que no generan ni almacenan partículas de polvo. Además, el diseño debe minimizar las superficies horizontales en el acabado y mobiliario de interiores a fin de reducir los niveles de las partículas en el edificio.

Dispositivos de combustión

Los diseñadores y constructores deben especificar e instalar dispositivos de combustión de acuerdo con las especificaciones de los fabricantes, con especial atención a los requisitos de combustión y a la ventilación de los humos producidos como resultado de esta.

6.2.1.3 Control de la contaminación del aire en interiores

Manejo de las fuentes contaminantes

Contaminantes biológicos. La humedad propicia el desarrollo acelerado de contaminantes biológicos, ya que los nutrientes adecuados siempre están disponibles para ellos en las superficies de las construcciones. Como existen varios materiales de construcción que pueden servir como una fuente de nutrientes para mohos y otros contaminantes biológicos, la manera más práctica para controlar la contaminación biológica es evitar en lo posible el exceso de humedad. Esto se puede lograr a través del deshumedecimiento, la ventilación y el aumento de temperatura en las superficies de los edificios para evitar la condensación. El deshumedecimiento es, obviamente, más importante en climas húmedos y la ventilación ayuda a controlar la humedad al aumentar el movimiento del aire. Estas técnicas se pueden usar por separado o combinadas.

La contaminación biológica se puede evitar a través de un mantenimiento de alta calidad y del monitoreo de los materiales y procedimientos usados en la operación y mantenimiento de los componentes del edificio, incluido el sistema de aire acondicionado. El mantenimiento adecuado del equipo de aire acondicionado es clave para evitar el crecimiento microbiológico y el ingreso de microorganismos indeseables al aire de interiores. Estos componentes incluyen placas de drenaje, bobinas, torres de enfriamiento, conductos y humidificadores. Un problema común es el mantenimiento deficiente de los filtros. Un filtro en mal estado puede ser fuente de esporas de hongos, de bacterias y otras partículas biológicas que pueden distribuirse en el aire interior del edificio. El mantenimiento rutinario debe incluir la verificación y reemplazo de filtros y la limpieza de la bandeja de drenaje.

Compuestos orgánicos volátiles. Para controlar la concentración de COV en el aire de un edificio, se deberán seleccionar cuidadosamente los materiales y productos de construcción. Los jefes de obra deberán conocer los COV de los componentes y productos de construcción. Los diseñadores y jefes de obra deberán elegir los materiales más seguros y menos tóxicos o los que tengan las más bajas tasas de emisión. La información relacionada con los COV se puede encontrar en las etiquetas de los productos, en las hojas de datos de seguridad de materiales (Material Safety Data Sheets, MSDS) y en los compendios disponibles (por ejemplo, la Environmental Resource Guide del American Institute of Architects).

En el caso de los materiales de construcción, la liberación de gases alcanza su máxima expresión inmediatamente después de la instalación de fuentes de COV, cuando son nuevas. Esta liberación de gases disminuye a medida que las fuentes de COV envejecen. Para minimizar la exposición de los ocupantes a los COV, las áreas en las que recién se han instalado materiales que emiten COV o que han sido renovadas deben recibir mayor ventilación del aire exterior o ventilación por aspiración. Durante los primeros meses posteriores al término de la construcción, la ventilación debe operar 24 horas por día y siete días por semana. La instalación de productos nuevos o el trabajo de renovación se deberán hacer preferentemente cuando el espacio esté desocupado, el cual deberá permanecer así hasta que se produzca la liberación máxima de gases de COV.

Se recomienda no usar la limpieza del aire como sustituto de control de la fuente y ventilación adecuada para remover los COV. Si bien los COV se pueden remover con limpiadores de aire basados en los métodos de adsorción y absorción, se deberá tener cuidado para evitar la reemisión de los COV recolectados del filtro.

Radón. Para evitar la migración de radón en una estructura, se deberá sellar herméticamente toda grieta o abertura en la base del nivel más bajo de tal estructura. La ventilación se puede introducir en el nivel más bajo de un edificio para diluir y remover el gas. Los ventiladores y tubos de ventilación pueden crear despresurización del espacio entre el suelo del edificio y el terreno para remover el radón y evitar que se acumule en la construcción.

Gases de combustión. Por lo general, los gases de combustión se deben liberar al exterior y se evita que ingresen a lugares ocupados. No se deberán ubicar las tomas de aire del exterior cerca de los sistemas de ventilación u otras fuentes de gases de combustión, como carreteras. Los dispositivos de combustión de un edificio son fuente de gases de combustión y se deberán usar y ventilar de acuerdo con las indicaciones del fabricante. Se deberá proveer una ventilación general adecuada de estos dispositivos a fin de minimizar la exposición de los ocupantes.

Partículas. Las partículas —incluidos el asbesto, los componentes de humo del tabaco, el polvo y el polen— son peligrosas o molestas para los ocupantes de un espacio interior cuando se transportan por el aire. Se deben evitar los materiales que liberen altas cargas de partículas. Se deberán seguir prácticas adecuadas de mantenimiento para mantener bajos los niveles de polvo. Las actividades de limpieza se deberán realizar durante las horas de menor afluencia para minimizar la exposición de ocupantes sensibles a los efectos de las partículas finas. La filtración de alta eficiencia en el sistema de manejo del aire también puede servir para disminuir los niveles de partículas transportadas por el aire.

Asbesto. Se deben evitar los productos que contengan asbesto. Si hay estos productos en los edificios existentes, se deberá minimizar la alteración de tales materiales que, a pesar de estar en buen estado, pueden o no ser disgregables. Esto también incluye capacitar al personal sobre procedimientos para realizar mantenimientos de emergencia.

Humo del tabaco en el ambiente. Para eliminar la exposición de los no fumadores al humo de tabaco en el ambiente, las organizaciones deben prohibir fumar en los edificios. De no ser esto posible, deberán habilitar áreas cerradas para fumadores, ventiladas de manera independiente, negativamente presurizadas y con ventilación externa directa. Estas áreas deberán contar con un alto volumen de aire externo por fumador.

Operación y mantenimiento de los sistemas de ventilación

El personal de mantenimiento del edificio deberá estar capacitado para entender los aspectos de la calidad del aire en interiores de su trabajo. Varias actividades de mantenimiento influyen directamente en la calidad del aire de interiores y algunas son indicadoras de problemas potenciales. El personal deberá estar informado de consideraciones básicas de calidad del aire en interiores y de cómo su trabajo puede causar un impacto directo en la salud y comodidad de los ocupantes.

Es esencial realizar un mantenimiento preventivo en todo sistema HVAC a fin de que opere correctamente y ofrezca condiciones adecuadas de confort y una buena calidad del aire en interiores. Se deberán guardar registros detallados sobre el mantenimiento de todos los equipos, incluidos los controles y los filtros. Se deberá desarrollar un programa para la verificación rutinaria del equipo, la calibración de los componentes del sistema de control y el reemplazo de los filtros.

El espacio habitualmente se usa para propósitos diferentes de los proyectados, principalmente en los edificios más viejos. Cambios como un mayor número de ocupantes o la alteración de las funciones del espacio pueden influir tanto en el suministro requerido de aire exterior para tal ambiente como en la ventilación necesaria del espacio y, por consiguiente, pueden degradar la calidad del aire de interiores. Si el diseño original del espacio se modifica, se deberá volver a evaluar el uso del espacio para determinar si se justifican los ajustes en el sistema HVAC. Se deberá seguir el mismo procedimiento cuando se introduzcan nuevas fuentes de contaminantes.

Limpieza del aire

De acuerdo con los contaminantes de interés, se pueden considerar cuatro tecnologías para remover los contaminantes del aire: la filtración de partículas, la precipitación electrostática, la generación de iones negativos y la sorción de gases. Las tres primeras tecnologías sirven para remover el material particulado, mientras que la cuarta está diseñada para remover gases. La limpieza del aire es más eficaz cuando se usa en combinación con el control de la fuente y una ventilación adecuada. Por lo general, el objetivo de la limpieza del aire en los edificios grandes es evitar la acumulación de contaminantes en los equipos HVAC y mejorar la eficiencia de los equipos.

La filtración es eficaz solo cuando la instalación y el mantenimiento son adecuados. Es importante que los filtros se cambien o limpien regularmente y que se minimicen las fugas alrededor de ellos. La filtración de alta eficiencia es la más eficaz para mejorar la calidad del aire de interiores.

6.2.2 Cómo resolver los problemas de calidad del aire en interiores

Cómo abordar las quejas y los síntomas de los ocupantes

La administración del edificio deberá atender las quejas de sus ocupantes relacionadas con la calidad del aire. Podrá emprender una investigación sobre la causa de las quejas y conducirla hasta donde sea posible y, de ser necesario, la gerencia deberá contratar a un consultor externo.

Procedimientos de diagnóstico en el edificio

Protocolo de investigación. Una vez que se han recibido las quejas relacionadas con la calidad del aire en interiores, el personal experimentado o los consultores deberán investigar la causa del problema a través de un proceso reiterativo de recopilación de información y verificación de hipótesis. Como primer paso, se deberá realizar una inspección panorámica y preliminar del edificio, incluidas las áreas afectadas y los sistemas mecánicos que abastecen a estos espacios. Una inspección de este tipo permite obtener información sobre los ocupantes, el sistema HVAC, las rutas y las fuentes de los contaminantes. En primer lugar, se deberán evaluar los indicadores visuales de las posibles fuentes de contaminantes o del mal funcionamiento del sistema HVAC. Si esta inspección no basta para obtener una solución, se deberán tomar mediciones de temperatura, humedad relativa y flujo del aire. El registro de los síntomas y los cronogramas de las actividades desarrolladas en el edificio pueden proveer la información necesaria para solucionar el problema. Cuando la inspección visual y los datos recopilados de los ocupantes no permiten identificar una posible causa, será necesario tomar muestras sobre los contaminantes sospechosos o comparar los niveles de contaminantes en interiores y exteriores a fin de determinar la fuente del problema. Siempre que se identifique un problema a través de la investigación, se deberá buscar una solución y determinar en qué medida se ha resuelto la fuente de la queja.

Políticas públicas

Si los gobiernos desarrollaran e implementaran estrategias integrales para los ambientes interiores, en concertación con todos los actores sociales y económicos, se podrían evitar muchos de los problemas relacionados con la baja calidad del aire, a un bajo costo y sin comprometer la eficiencia en lo referente a la energía.

Orientación/educación

La comprensión de los aspectos relacionados con la calidad del aire permite a un gobierno centrarse en la educación pública sobre este tema. La información general y la capacitación técnica pueden ser útiles para minimizar la contaminación del aire en interiores. Es necesario brindar especial atención al proceso de diseño para que los edificios cumplan las normas aceptables de aire en interiores. Se puede impartir orientación técnica y capacitación específica a las personas que influyen en la calidad del aire de los edificios o en la salud de los ocupantes. Por ejemplo, arquitectos, ingenieros mecánicos, propietarios de los edificios, gerentes de instalaciones, constructores de viviendas, profesionales de diagnóstico y mitigación y médicos.

SopORTE de investigación

Caracterización de las fuentes contaminantes. La investigación sobre la calidad del aire en interiores puede usarse para caracterizar las fuentes de contaminantes y para preparar protocolos orientados a reducir las exposiciones. Además, ofrece información sobre la relación entre los efectos en la salud y los contaminantes de interiores.

Los efectos en la salud. Hay tres áreas en que la investigación puede mejorar significativamente nuestra comprensión de los efectos de la contaminación de interiores en la salud. Estas son la

exposición química de bajo nivel y las mezclas de contaminantes, las alergias, la hipersensibilidad y la sensibilidad química múltiple, también conocida como *enfermedad ambiental*.

Es necesario caracterizar los efectos de la exposición de bajo nivel a las mezclas de contaminantes presentes en ambientes no industriales, ya que estos pueden provocar efectos en la salud distintos de los producidos por niveles mayores de contaminantes, como los identificados en los límites de exposición ocupacional.

La investigación también puede servir para comprender mejor los mecanismos que causan los efectos en la salud y las diferentes respuestas de los individuos o grupos de individuos. Por ejemplo, un mejor entendimiento de la hipersensibilidad relacionada con la alergia y otras condiciones permitiría encontrar soluciones médicas a este tipo de reacciones.

También es necesario realizar investigaciones para caracterizar y determinar las causas y soluciones para la sensibilidad química múltiple. El primer paso para evaluar si la calidad del aire en interiores contribuye al desarrollo de este síndrome es identificar la naturaleza fisiológica de este mal.

Desarrollo tecnológico. El desarrollo de mejores tecnologías para el diagnóstico, la mitigación y el control permitirían mejorar la calidad del aire en interiores. Es necesario realizar estudios de mitigación y control para brindar alternativas económicas y prácticas a las tecnologías vigentes. También se requieren mejores medios para medir la eficacia de los sistemas de ventilación. Si bien la capacidad para medir cada contaminante de manera independiente supera la información que se tiene sobre sus efectos en la salud en niveles medidos, todavía hay mucho por hacer en cuanto a la medición de mezclas de contaminantes. Se deben desarrollar herramientas de diagnóstico de bajo costo y fáciles de usar.

Es necesario también mejorar los métodos para evaluar la contaminación biológica transmitida por el aire, incluidos los microorganismos viables y totales. La investigación debe orientarse al desarrollo de métodos inmunológicos, entre otros, que permitan detectar y cuantificar de manera confiable los organismos o sus alérgenos. También es necesario desarrollar técnicas para evaluar las micotoxinas y los metabolitos microbianos que puedan afectar la salud a través de mecanismos no alérgicos.

El síndrome del edificio enfermo y las enfermedades relacionadas con los edificios. Se requieren esfuerzos para identificar las causas y soluciones para el síndrome del edificio enfermo y las enfermedades relacionadas con los edificios (remítase al capítulo 4 para definiciones sobre estos términos). Para comprender mejor los problemas de la calidad del aire en interiores, es importante investigar los efectos en la salud y los diagnósticos de los edificios junto con el análisis y recopilación de los datos de investigaciones previas sobre los edificios.

Evaluación de problemas y estudios preliminares

Es necesario evaluar el alcance de los problemas de la calidad del aire en interiores para proporcionar una información exacta durante el establecimiento de prioridades de los problemas de salud pública.

Estudios preliminares en los edificios y epidemiología. Los estudios preliminares en los edificios permiten identificar los tipos de construcciones en los que generalmente se presentan los problemas. Los resultados de estos estudios apoyan programas eficaces de reducción de riesgos. Los estudios epidemiológicos son necesarios para caracterizar los síntomas relacionados con la calidad del aire en interiores y distinguir los efectos de la contaminación del aire de aquellos causados por otros agentes. Los estudios epidemiológicos también permiten cuantificar el riesgo de los contaminantes del aire en interiores.

Economía. Los estudios económicos son importantes para medir los costos de la contaminación del aire en interiores y de las estrategias de control de calidad del aire que deben afrontar los individuos, las empresas y la sociedad en general. Este campo de investigación incluye el desarrollo de mediciones de pérdida de productividad e incremento de costos de salud, así como cálculos sobre los costos de diferentes estrategias de control; por ejemplo, una mayor ventilación, el control de fuentes contaminantes y la limpieza del aire.

Desarrollo de normas y protocolos

Guías de exposición para la calidad del aire en interiores. Cuando se conocen los efectos de salud de la exposición a los contaminantes, es importante asegurar la protección de los trabajadores a través de la delimitación de límites de exposición razonables. Si la investigación o las actividades de evaluación de riesgos no han permitido determinar relaciones precisas de dosis-respuesta (pero los efectos son reconocidos de manera general), se establecerán los límites de exposición de forma conservadora sopesando los riesgos, el impacto económico y la factibilidad. Además, se deberán desplegar esfuerzos para establecer límites que reconozcan los efectos no carcinogénicos.

Códigos para los edificios. La publicación de códigos para los edificios brinda la oportunidad de introducir consideraciones sobre la calidad del aire en interiores en el proceso de diseño. Es necesario elaborar códigos para el diseño del sistema de ventilación, el diseño exterior del edificio, la preparación del terreno, la selección de materiales y la supervisión.

Normas de ventilación. Para garantizar la calidad del aire en interiores, es necesario que los espacios ocupados estén ventilados con aire externo. Se necesitan esfuerzos de investigación y desarrollo para desarrollar normas de ventilación basadas en la salud. Fomentar a los organismos que establecen códigos para adoptar normas de ventilación, establecidas en consenso con organizaciones u organismos públicos, permitirá mejorar la calidad del aire en los edificios.

Protocolos de mantenimiento. Se deberá contar con guías de fácil implementación para mantener los sistemas HVAC y realizar otras actividades de mantenimiento que mejoren la calidad del aire en interiores.

Etiquetado de productos. Se deberán implementar programas para etiquetar productos mejorados como un incentivo para que las industrias desarrollen y comercialicen productos menos contaminantes. El objetivo es informar a los consumidores y proyectistas de inmuebles y no servir como garantía de seguridad. El etiquetado permitirá lograr reducciones generales en las emisiones, en lugar de exigir a los fabricantes que cumplan normas específicas, con excepción de los casos en los que se puedan identificar sustancias químicas indeseables.

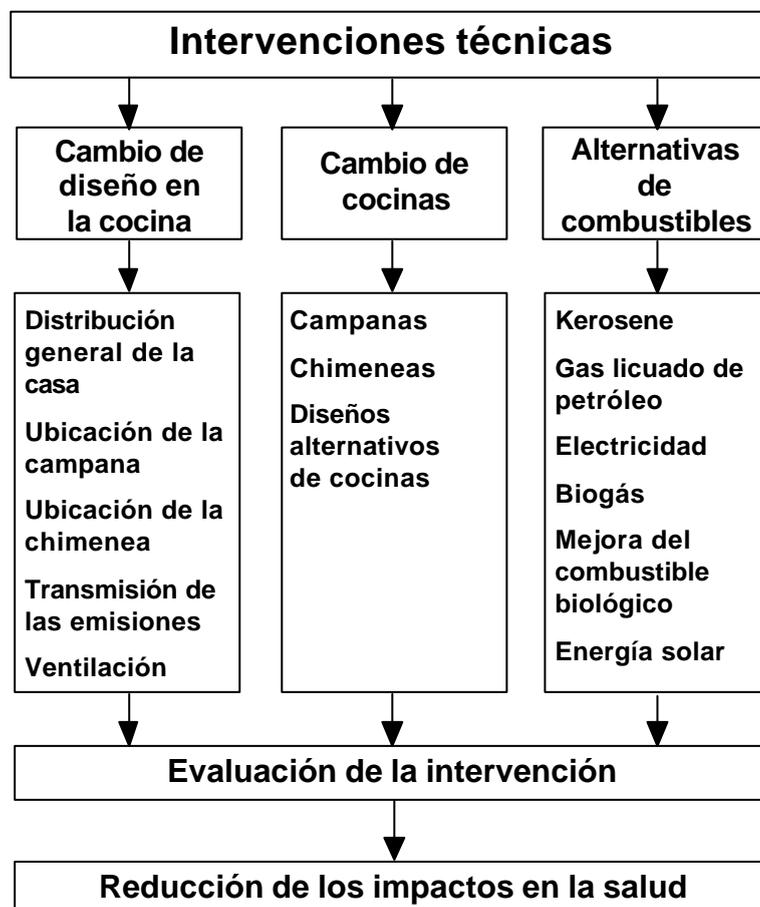
Acreditación. El establecimiento de un sistema de acreditación que reconozca y resalte las áreas de experiencia profesional permitirá que los consumidores estén mejor informados para tomar buenas decisiones al buscar servicios relacionados con la calidad del aire en interiores.

Normas de emisión. Las guías para las emisiones de COV en los productos serán una información útil para los fabricantes, arquitectos, ingenieros proyectistas, jefes de obras de construcción y otras personas involucradas en la selección de los productos usados en interiores. No obstante, el desarrollo de tales guías depende de la investigación adicional que permita fundamentarlas en criterios de salud.

6.2.3 La gestión de la calidad del aire en interiores en los países en desarrollo

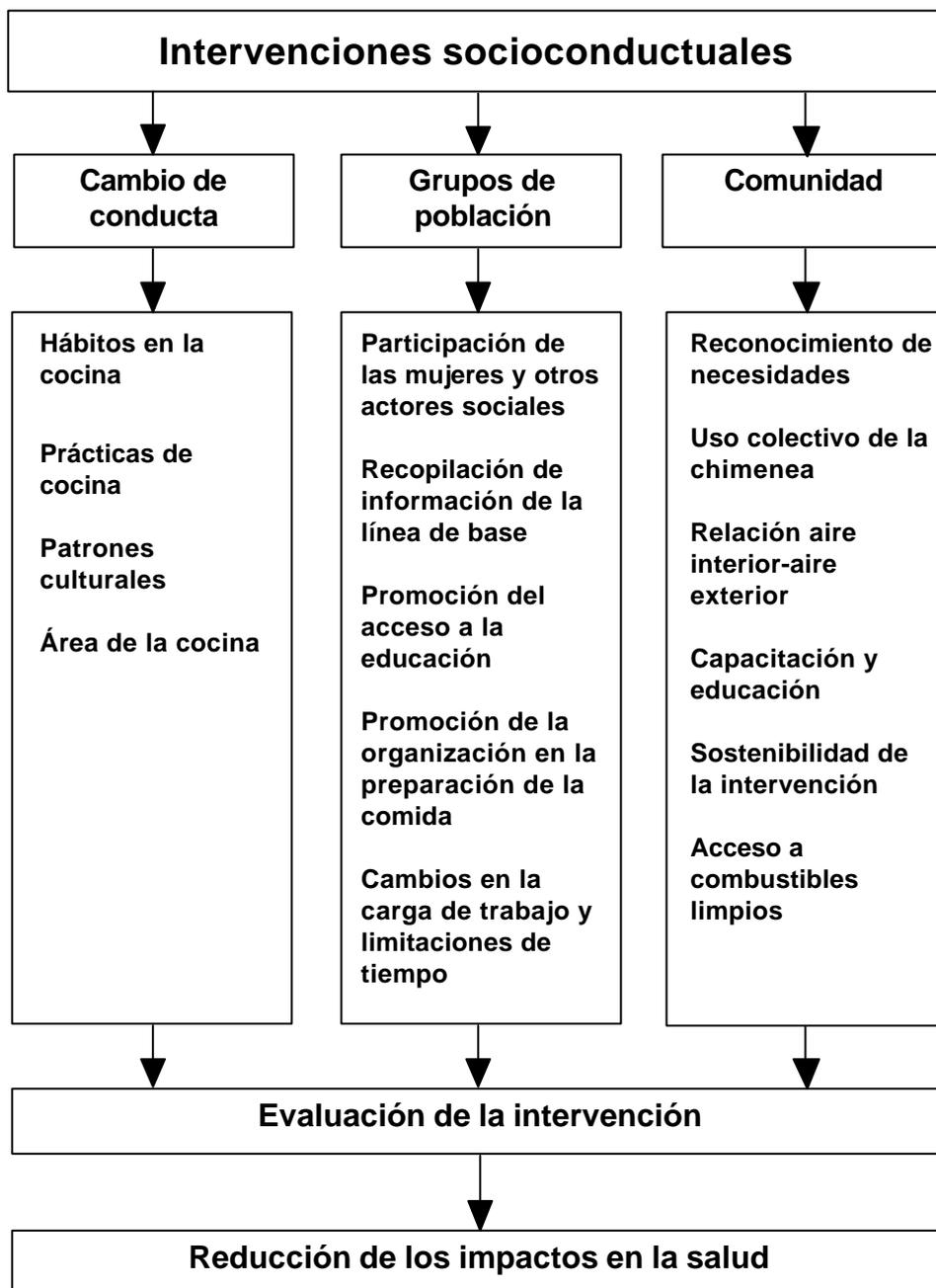
En los países en desarrollo, el manejo de la contaminación del aire en interiores es una tarea muy importante que compete a los ocupantes si lo que se busca es evitar impactos adversos como los provenientes de la cocina y la calefacción a fuego abierto. Sin embargo, las decisiones de los habitantes generalmente se basarán en la economía familiar y en las costumbres y no en consideraciones mínimas sobre los riesgos de salud relacionados con las actividades, instalaciones y materiales usados en interiores. Mecanismos legales y económicos deberán incentivar a las personas a que manejen el aire en interiores de manera favorable a la salud a través de

Figura 6.4 Intervenciones técnicas para reducir los impactos de salud provenientes del uso doméstico de la biomasa como combustible.

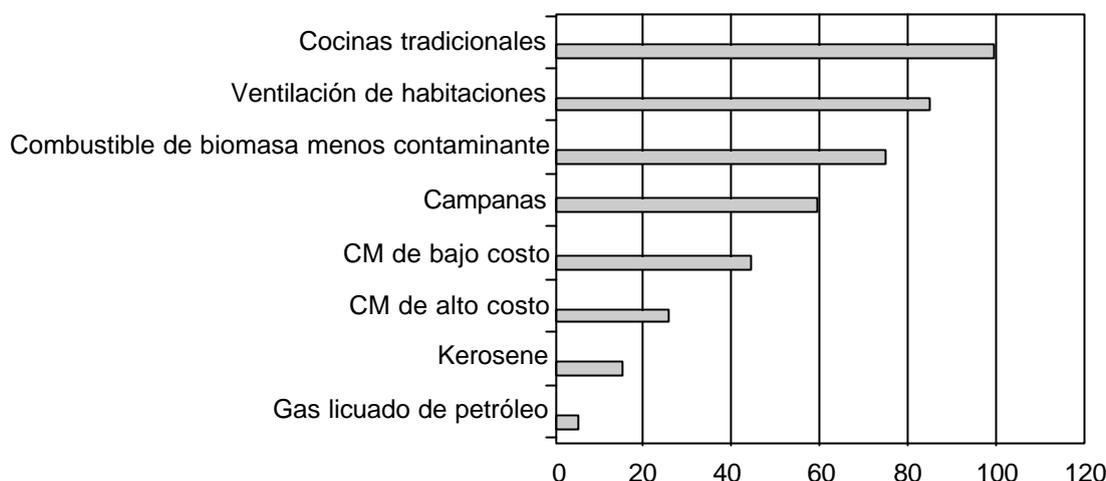


intervenciones técnicas y orientadas al cambio de conducta. En una publicación de la OMS se resumen las intervenciones técnicas y socioconductuales para controlar la contaminación del aire en interiores causada por el uso de biomasa como combustible (OMS, 1992). Las figuras 6.4 y 6.5 ilustran ambos tipos de intervenciones.

Figura 6.5. Intervenciones socioconductuales para reducir los impactos de salud provenientes del uso doméstico de la biomasa como combustible.



La figura 6.6 presenta un panorama de la eficacia de las principales intervenciones técnicas para reducir los efectos en la salud del uso doméstico de combustibles sólidos. A continuación esta sección aborda solo las principales opciones técnicas y describe brevemente los aspectos relacionados.



CM = cocina mejorada con salida de humos (chimenea)

Figura 6.6. Eficacia de posibles intervenciones ante la exposición: porcentaje de exposición comparado con el uso de cocinas tradicionales sin salida de humos. Valores típicos.

6.2.3.1 Ventilación mejorada

Una solución obvia para las cocinas a leña sin ventilación es mejorar la ventilación; es decir, colocar más ventanas y otras entradas. No obstante, en la práctica hay varios obstáculos debido al clima, la seguridad o la arquitectura del lugar. Por eso, si bien mejorar la ventilación puede ser muy útil en algunos casos, es probable que no siempre sea una solución aplicable.

6.2.3.2 Cocinas mejoradas y chimeneas

La higiene industrial estándar sugiere que la ventilación general no siempre es suficiente como medio para controlar la exposición y que cada ambiente de trabajo debe estar ventilado. Las cocinas mejoradas con salida de humos o campanas pueden disminuir significativamente la exposición en interiores, principalmente en los lugares cercanos al aparato. Estudios realizados en países en desarrollo muestran que es posible reducir los niveles de contaminación en la vivienda a niveles diez veces menores en circunstancias ideales si se usan cocinas mejoradas bien construidas y mantenidas.

Lamentablemente, estas circunstancias no son predominantes en un gran porcentaje de viviendas. Las cocinas menos costosas tienden a deteriorarse por el uso de materiales de baja calidad y por una construcción y mantenimiento deficientes, lo que, en el mejor de los casos, puede aumentar tres veces la exposición durante periodos prolongados. En un gran número de estudios no se ha observado ninguna diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones de partículas en los interiores de las viviendas que usan estas cocinas mejoradas y las viviendas vecinas, que emplean cocinas tradicionales.

Otro factor que disminuye el beneficio a la salud de las cocinas a leña con salidas de humo que operan bien es el hecho de que dirigen sus emisiones al exterior. En las áreas densamente urbanizadas, como los tugurios, los niveles de contaminantes alrededor de las viviendas pueden influir significativamente en los niveles en interiores. Si bien aún no se ha definido bien este “efecto vecindario”, en la práctica podría ser un obstáculo para reducir la exposición.

Las cocinas con salidas de humos podrían disminuir la eficiencia del combustible si es que no se diseñan cuidadosamente. Así, la aspiración natural de la chimenea puede disminuir la transferencia de calor a las cacerolas, ollas y sartenes, lo que da lugar a una reducción general de la eficiencia. No obstante, contra toda lógica y en un intento para evitar este efecto, las cocinas con chimeneas generalmente están provistas de reguladores de tiro (*dampers*) para disminuir el flujo del aire. Si bien la eficiencia general puede aumentar debido a la mayor eficiencia de la transferencia de calor, la eficiencia de la combustión puede disminuir debido al escaso suministro de aire. Paradójicamente, la eficiencia del combustible mejorará pero también aumentarán las emisiones. Sin embargo, es posible que la exposición también disminuya, ya que las emisiones se liberan hacia el exterior.

A pesar de estos problemas, las cocinas con salidas de aire parecen ofrecer una solución de corto plazo en varias situaciones, pero se deberán considerar solo como un primer paso para afrontar las emisiones de la combustión en interiores.

6.2.3.3 Cocinas mejoradas. Combustión

La madera y la mayoría de los combustibles de biomasa contienen pocos contaminantes intrínsecos. Por consiguiente, en circunstancias ideales, la combustión virtualmente completa casi podría eliminar las emisiones dañinas para la salud. En muchos países desarrollados, las cocinas de leña deben cumplir restricciones estrictas en relación con las emisiones. La aplicación de buenas prácticas de ingeniería ha permitido lograr mejoras significativas en el desempeño de las emisiones. Esto no solo incluye el uso de convertidores catalíticos sino también diseños inteligentes que incorporan lechos fluidificados o combustión secundaria.

Lamentablemente, puede ser difícil diseñar dispositivos de bajo costo que permitan lograr, de manera confiable, una alta eficiencia de combustión y bajas emisiones. En Estados Unidos, una cocina de metal de bajas emisiones y de “bajo costo” puede llegar a costar 500 dólares americanos. Pero por lo general, llega a costar el doble o más. Los programas de cocinas mejoradas en muchos países en desarrollo procuran mantener costos menores de 20 dólares americanos. Al parecer, se cuenta con un alto potencial técnico para llenar este vacío. En situaciones experimentales se ha observado que los dispositivos de bajo costo con diseños de tiro invertido, por ejemplo, logran una eficiencia significativa de combustión. Sin embargo, todavía queda mucho por hacer antes de que estos dispositivos se apliquen en una escala mundial.

6.2.3.4 Combustible

Si bien el potencial de las cocinas que realmente tienen bajas emisiones es atractivo, el uso de combustibles mejorados es el único enfoque que ha demostrado ser eficaz para controlar el problema de la calidad del aire en interiores en los países en desarrollo. La historia ha mostrado

que las personas generalmente empiezan a usar combustibles de mejor calidad según la accesibilidad de estos y la capacidad de pago. Esta observación ha dado lugar al concepto de “escalera de energías”. En el peldaño inferior se encuentran los combustibles de biomasa de menor calidad, el césped, los arbustos y las raíces; luego están los residuos agrícolas de estiércol y desechos de cultivos, y luego los combustibles de biomasa no procesados de alta calidad, como la madera.

Si bien las cocinas mejoradas desempeñan un papel importante, es probable que el enfoque de largo plazo para manejar el problema de la calidad del aire en interiores en los países en desarrollo sea acelerar el movimiento natural ascendente en la “escalera de energías” hacia los combustibles líquidos o gaseosos. Estos combustibles se pueden fabricar a partir de la misma biomasa, por ejemplo, en forma de alcohol y biogás. En algunos casos se puede promover el ascenso en la “escalera de energías” mediante el cambio de las políticas públicas que restringen el acceso a algunos combustibles de petróleo por consideraciones relacionadas con la balanza de pagos. En muchas ciudades, incluso a precios internacionales, estos combustibles son generalmente más económicos que la madera o el carbón considerando todos los costos involucrados. En este caso, la limitación es generalmente el costo inicial de la cocina y el sistema de almacenamiento (tanque presurizado), que se podrían proporcionar a través de préstamos con bajos intereses u otros subsidios.

No obstante, el subsidio directo del kerosene y del gas embotellado presenta varios problemas. Estos subsidios, que generalmente se orientan a reducir la demanda de biomasa, no benefician mucho a las personas pobres, mientras que otros aprovechan el combustible para propósitos no planificados, como bombas de riego y vehículos. Esto representa un alto costo para la sociedad y un cambio mínimo en el uso doméstico de combustibles. En esta área se requiere adoptar enfoques nuevos y creativos que se valgan de comprobantes u otro tipo de incentivos para que los subsidios beneficien únicamente a quienes realmente los necesiten; es decir, a los beneficiarios previstos. Además, falta mucho por investigar en relación con la conversión de la biomasa a combustibles líquidos y gaseosos que sean compatibles con ambientes domésticos de alta calidad.

Existen otros combustibles renovables, como la energía solar, que tienen el potencial de proporcionar combustibles limpios a un costo asequible. En algunas áreas se pueden reemplazar total o parcialmente los combustibles domésticos que generan problemas graves en la calidad del aire de interiores.

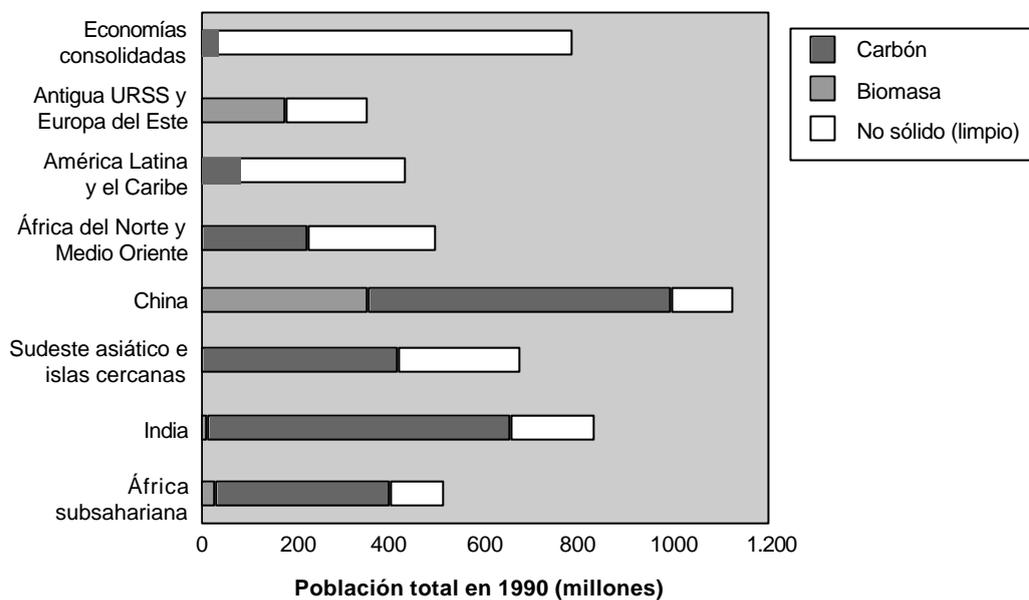
6.2.3.5 Conclusiones: indicadores simples de exposición

Si bien es urgente fomentar el desarrollo de indicadores simples de exposición, es probable que pasen algunos años antes de que se implemente el monitoreo ambiental requerido en la mayoría de los países en desarrollo. Mientras tanto, se deberán implementar herramientas asequibles y simples para evaluar la exposición, a fin de estimar la escala del problema en las áreas locales.

La OMS y otras organizaciones han desarrollado e implementado, de manera exitosa, indicadores simples de la calidad deficiente del agua y del saneamiento. Estos indicadores son ampliamente usados para identificar las tendencias y áreas problemáticas. No requieren mediciones reales y se pueden obtener a partir de datos socioeconómicos de las viviendas.

Debería poder recolectarse una serie de indicadores del potencial para desarrollar enfermedades relacionadas con la contaminación del aire a partir de los segmentos de la población que tienen acceso a combustibles limpios (definido como el empleo de cocinas de combustibles líquidos o gaseosos o electricidad o como el uso de combustibles limpios) y acceso a ventilación (definido como el uso de conductos, chimeneas o cocinas al aire libre).

Si bien estos indicadores son subconjuntos de metas amplias relacionadas con el logro de ambientes saludables y sostenibles, son muy útiles porque se pueden cuantificar y comprender fácilmente y, por lo tanto, facilitan la determinación de las tendencias a lo largo del tiempo y la comparación entre diferentes regiones o poblaciones. La figura 6.7 constituye una tentativa inicial para reportar los primeros indicadores de este tipo en una escala global.



Observación: en las primeras dos regiones la mayoría de los combustibles sólidos se usan en cocinas ventiladas.

Figura 6.7. Población mundial que usa combustibles domésticos limpios y potencialmente sucios (sólidos).

Estos indicadores permitirán concentrar los esfuerzos en el desarrollo de las intervenciones. Es probable que pasen muchos años hasta que se implemente el control de la exposición al aire en interiores por la cocina o la calefacción con combustibles sólidos. Para ello será necesario integrar la acción de varios sectores como salud, ambiente, energía y vivienda. Pero los esfuerzos desplegados para acelerar este proceso probablemente se verán compensados con mejoras significativas en la salud de los seres humanos.

7. Establecimiento de prioridades en la gestión de la calidad del aire

7.1 Introducción

La finalidad de este capítulo es brindar orientación para establecer las prioridades destinadas a lograr un manejo racional de la calidad del aire. Las prioridades serán distintas en cada país, que definirá sus prioridades de acuerdo con sus objetivos de política, necesidades y capacidades. El establecimiento de prioridades en la gestión de la calidad del aire se refiere a la jerarquización de los riesgos de salud correspondientes a la contaminación del aire y de los contaminantes asociados, así como a la concentración en las fuentes más importantes de contaminación. Desde un punto de vista conceptual, la priorización de los riesgos de salud es sencilla (OMS, 1999a; OMS, 1999d). Se da mayor prioridad a los compuestos que implican una “alta” toxicidad y “alta” exposición de la población.

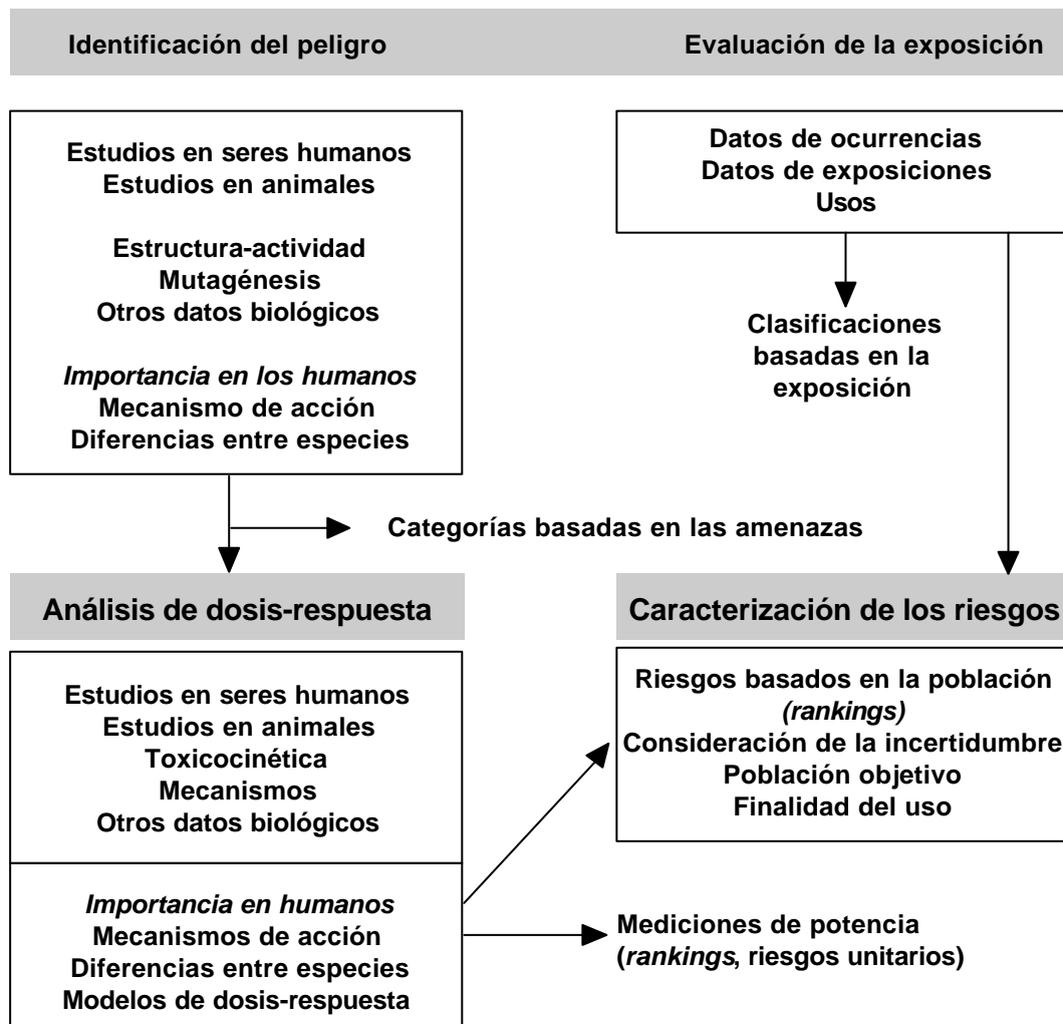


Figura 7.1. Elementos básicos para estimar y priorizar los riesgos de salud.

En contraste, los riesgos de baja prioridad incluyen compuestos de “baja” toxicidad y “baja” exposición. Los riesgos prioritarios “medianos” se refieren a compuestos de “baja” toxicidad y “alta” exposición o viceversa. La figura 7.1 ilustra los elementos básicos para estimar y priorizar los riesgos de salud (Sexton, 1993; Younes y otros, 1998).

Para lograr un manejo eficaz de la calidad del aire, es necesario definir objetivos, políticas, estrategias y tácticas (véase el capítulo 6).

Para garantizar la preparación sistemática y transparente de normas de calidad del aire y para asegurar una base para la toma de decisiones sobre las medidas destinadas a reducir los riesgos y las estrategias de disminución, se deberá contar con un marco político, normativo y administrativo. En este marco se deberán incluir los siguientes aspectos:

- Aspectos legales;
- el potencial de la contaminación del aire para causar efectos adversos en la salud, considerando las poblaciones en riesgo;
- las relaciones exposición-respuesta de los contaminantes y las mezclas de contaminantes y la exposición real responsable de los riesgos para el ambiente o la salud;
- la aceptabilidad del riesgo;
- análisis costo-beneficio, y
- contribución de los diferentes actores en la formulación de las normas.

7.2 Aspectos legales

Un marco legal generalmente proporciona las bases para políticas que establecen normas de calidad del aire en los niveles municipal, regional, nacional o supranacional. El establecimiento de normas depende en gran medida de la estrategia de gestión del riesgo que se adopte, la cual, a su vez, está influenciada por consideraciones sociopolíticas específicas del país involucrado y por acuerdos internacionales. Si bien las leyes y normas sobre la calidad del aire varían de un país a otro, en general se pueden considerar los siguientes aspectos:

- Identificación y selección de los efectos adversos de salud pública y ambiente que se deben evitar;
- identificación de la población que se va a proteger de los efectos adversos de salud;
- identificación de los contaminantes que se van a considerar;
- valor numérico de las normas para los diferentes contaminantes;
- concentraciones de fondo de los contaminantes existentes;
- metodología aplicable de monitoreo y aseguramiento de calidad correspondiente;
- procedimientos para hacer cumplir las normas de calidad del aire dentro de un plazo definido;
- medidas de control de emisiones y normas de emisión;
- procedimientos para evaluar el impacto ambiental;
- identificación de las autoridades legales responsables, y
- asignación de recursos.

Las normas de calidad del aire se pueden basar únicamente en datos científicos y técnicos. No obstante, en la formulación de normas y de medidas apropiadas de reducción de las emisiones generalmente también se consideran otros aspectos, como la viabilidad técnica, los costos del cumplimiento, los niveles predominantes de exposición y las condiciones sociales, económicas y culturales (véase la sección 2.4). Por consiguiente, las normas de calidad del aire difieren significativamente de un país a otro (OMS, 1998b).

Las normas de calidad del aire pueden establecer el punto de referencia para el control de las emisiones y para las políticas de reducción en los niveles nacional, regional y municipal. Los últimos dos niveles son eficaces solo si el transporte a grandes distancias de la contaminación del aire no influye en la exposición. Sin embargo, en el caso de la exposición a los contaminantes de transporte transfronterizo a grandes distancias, solo se pueden lograr medidas adecuadas a través de acuerdos internacionales apropiados.

Las normas de calidad del aire influyen en gran medida en la implementación de las políticas de control de contaminación del aire. En varios países es obligatorio desarrollar planes de acción en los niveles municipal, regional o nacional para disminuir la contaminación del aire (planes de implementación de aire limpio) cuando se exceden las normas. Estos planes deben incluir todas las fuentes relevantes. Las normas de calidad del aire también cumplen una función importante en las evaluaciones de impacto ambiental y en la diseminación de información sobre el estado del ambiente.

7.3 Efectos adversos en la salud

Para formular normas de calidad del aire a partir de las guías de calidad del aire, es necesario definir de qué efectos se desea proteger a la población. Los efectos de salud van desde muertes y enfermedades agudas, pasando por enfermedades crónicas y persistentes hasta cambios fisiológicos o psicológicos temporales. La distinción entre efectos adversos y no adversos plantea importantes dificultades. Según la OMS, el efecto adverso es “todo efecto que cause deficiencia funcional o lesiones patológicas que puedan influir en el funcionamiento de todo el organismo o que disminuyan la capacidad de responder a nuevos retos” (OMS, 1987). En el marco del Programa Internacional sobre Seguridad Química, en su serie Environmental Health Criteria (OMS, 1994c), se dio más recientemente otra definición: “Un efecto adverso es todo cambio en la morfología, fisiología, crecimiento, desarrollo o ciclo de vida de un organismo que desemboca en un deterioro de su capacidad funcional o de su capacidad para compensar el estrés adicional, o incrementa su sensibilidad a los efectos dañinos de otras influencias ambientales”. Incluso en esta compleja definición se incorpora un nivel significativo de subjetividad e incertidumbre en la definición de lo que es un efecto adverso de los contaminantes del aire en la salud.

Por lo general, se aceptan como adversos los efectos más serios. No obstante, cuando los efectos de salud son temporales y reversibles o implican cambios bioquímicos o funcionales de trascendencia clínica incierta, se requiere considerar si estos efectos menos graves se deben tomar en cuenta para derivar las normas. La decisión sobre si los efectos en la salud son o no adversos puede diferir de un país a otro debido a factores que incluyan entornos culturales

diferentes y niveles distintos de condiciones de salud. El uso de marcadores biológicos u otros indicadores de exposición permite contar con una base para el establecimiento de normas de calidad del aire. Los cambios en estos indicadores, que no necesariamente son efectos adversos en sí, pueden ser precursores de efectos adversos de salud. Un ejemplo es el contenido de plomo en la sangre como un indicador de la posible deficiencia del desarrollo neuroconductual.

7.4 Población en riesgo

La población en riesgo es aquella parte de la población expuesta a mayores niveles de contaminación del aire. Cada población incluye grupos sensibles o subpoblaciones que tienen mayor predisposición de padecer efectos de salud después de una exposición a los contaminantes del aire. Estos grupos incluyen a individuos afectados por enfermedades concurrentes u otras limitaciones físicas y aquellos con características específicas que los hacen más vulnerables a los contaminantes del aire (por ejemplo, los bebés, los ancianos, etcétera). Otros grupos se pueden considerar en mayor riesgo debido al mayor tiempo de exposición (las personas que trabajan al aire libre, los atletas, los niños, etcétera). Los grupos sensibles pueden variar entre los países debido a diferencias en la atención médica, el estado nutricional, el estilo de vida y los factores genéticos predominantes, o debido a la existencia de enfermedades endémicas o a la prevalencia de enfermedades debilitantes.

7.5 Relaciones de exposición-respuesta

El capítulo 3 presenta relaciones de exposición-respuesta para varios contaminantes e incluye gráficos para las partículas y el O_3 . El cambio porcentual de varias consecuencias de salud, como la mortalidad diaria y las admisiones hospitalarias, se deriva para un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las concentraciones de MP_{10} y $MP_{2.5}$. Si se supone una linealidad, las relaciones se aplican de 0 a $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para los compuestos carcinogénicos, las evaluaciones cuantitativas de los riesgos unitarios permiten obtener un estimado de respuestas a diferentes concentraciones. Al establecer normas, la definición de riesgo aceptable se relaciona con la percepción del riesgo y las circunstancias económicas y sociales.

Durante la elaboración de las normas, los encargados deben considerar el grado de incertidumbre en las relaciones exposición-respuesta suministradas en las guías de la calidad del aire. Las diferencias en la estructura de la población (edad, estado de salud), clima (temperatura y humedad) y geografía (altitud, ambiente) pueden influir en la prevalencia, frecuencia y gravedad de los efectos causados en la salud. Por consiguiente, al establecer las normas, se deberán aplicar las relaciones modificadas de exposición-respuesta (véase la sección 2.4).

7.6 Caracterización de las exposiciones

Para establecer las normas, no basta considerar simplemente la concentración de contaminantes en el aire ambiental. También se debe tomar en cuenta la exposición personal de la población.

Como se señaló en la sección 4.2.3, la exposición total de las personas a los contaminantes también depende del tiempo que ellas pasan en los ambientes contaminados; por ejemplo, al aire libre, interiores, el lugar de trabajo, dentro del vehículo, etcétera. La exposición también depende de las diferentes rutas a través de las cuales los contaminantes ingresan al cuerpo humano; por ejemplo, el aire, el agua, los alimentos y el humo del tabaco. En estas rutas también puede haber diferentes exposiciones, lo cual se debería considerar en el proceso de establecimiento de las normas. Otro factor importante que se debe tomar en cuenta es el tamaño de la población en riesgo (por ejemplo, el tamaño de la población expuesta a mayores concentraciones de contaminantes). Además del monitoreo de las concentraciones en exteriores e interiores, también se deben considerar los modelos de estimados de exposición.

7.7 Evaluación del riesgo

La elaboración de las normas de calidad del aire se debe basar en modelos de riesgos de salud y ambiente. Estos modelos se usan cada vez más para informar a los encargados de formular políticas sobre las posibles consecuencias de los contaminantes del aire en niveles que corresponden a varias opciones para las normas. Con esta información, el encargado de formular políticas puede evaluar mejor los efectos de la contaminación del aire.

La evaluación normativa de riesgos en la gestión de la contaminación del aire incluye consideraciones sobre la identificación de las amenazas, las relaciones exposición-respuesta, la evaluación de la exposición y la caracterización del riesgo cuantitativo. El primer paso, la identificación de las amenazas, y hasta cierto punto las relaciones exposición-respuesta han sido presentados en las Guías de Calidad del Aire. La evaluación de la exposición permite predecir los cambios en la exposición relacionados con reducciones en las emisiones de una fuente específica o en grupos de fuentes. Al emplear las concentraciones de los contaminantes del aire ambiental para evaluar la exposición, se deben considerar los aspectos discutidos en la sección 7.4. El paso final en la evaluación normativa de riesgos, la caracterización del riesgo, se refiere a la estimación cuantitativa de los efectos de salud de la población. Ejemplos de dichos estimados se ofrecen en Hong, 1995; Ostro, 1996; Schwela, 1996a; Schwela, 1996b; Schwela, 1998; y Murray y López, 1996. Las evaluaciones normativas de los riesgos probablemente resulten en diferentes estimados de riesgos a través de los países y regiones económicas, debido a las diferencias en los patrones de exposición y al tamaño y características de los grupos sensibles. Otro factor que puede llevar a resultados heterogéneos son las diferencias en la legislación y la disponibilidad de información. Existen varias incertidumbres en cada paso de la evaluación normativa de riesgos. Por consiguiente, es necesario describir claramente los métodos usados para realizar las evaluaciones de riesgos y las limitaciones relacionadas con el análisis. Para caracterizar mejor las principales incertidumbres de los estimados de riesgos se debe realizar un análisis de sensibilidad e incertidumbre.

7.8 Aceptabilidad del riesgo

Como no se dispone de niveles umbral para la aparición de efectos en la salud (como en los casos de partículas finas y ultrafinas y compuestos carcinogénicos), para elegir una norma de

calidad del aire, el encargado de la regulación debe determinar un riesgo aceptable para la población. Esto también se aplica a los casos en los que hay niveles umbral. No obstante, no se podría tomar las Guías de Calidad del Aire como normas debido a la existencia de restricciones económicas o limitaciones técnicas. La aceptabilidad de los riesgos y, por consiguiente, las normas elegidas dependen de la incidencia esperada, de la severidad de los efectos potenciales, del tamaño de la población en riesgo, de la percepción de los riesgos relacionados y del grado de incertidumbre científica de que los efectos ocurrirán en un nivel específico de contaminación del aire. Por ejemplo, si un efecto de salud sospechoso, pero incierto, es grave y el tamaño de la población en riesgo es grande, sería adecuado adoptar un enfoque más cauteloso que en el caso de que el efecto fuera menos severo o si la población fuera menor.

La aceptabilidad del riesgo puede variar entre los países debido a las diferencias en las normas sociales, el grado de adversidad y la percepción del riesgo en la población general y debido a la influencia de diversos actores. La aceptabilidad del riesgo, a su vez, depende de la manera en que los riesgos provenientes de la contaminación del aire se comparan con los que surgen de otras fuentes de contaminación o actividades humanas.

7.9 Análisis de costo-beneficio

Para derivar las normas de calidad del aire a partir de las Guías de Calidad del Aire, se pueden adoptar dos enfoques diferentes de toma de decisiones. Las decisiones se pueden basar únicamente en las consecuencias de salud, culturales y ambientales, sin otorgar un peso muy fuerte a la eficiencia económica. El objetivo de este enfoque sería reducir el riesgo de efectos adversos a un nivel socialmente aceptable. El segundo enfoque estaría basado en un análisis formal de la eficacia en función de los costos o en un análisis de costo-beneficio para identificar la acción de control que logre el mayor beneficio económico neto o que sea más eficiente en términos económicos. En el desarrollo de las normas de calidad del aire se deben considerar ambos extremos y emprender un proceso que incluya a los diferentes actores sociales y que garantice la equidad social a todos los involucrados. También se deberá proporcionar la información necesaria para garantizar que los actores comprendan las consecuencias científicas y económicas de las opciones tomadas (remítase a la sección 2.4.7 para mayores detalles sobre los análisis de costo-beneficio).

Los pasos que se deben seguir en un análisis de costo-beneficio incluyen:

- La identificación y análisis de los costos de las acciones de control (estrategias y tácticas para la reducción de emisiones).
- Evaluación de la calidad del aire y de la exposición de la población, considerando y sin considerar la acción de control.
- Identificación de las categorías de beneficios (efectos en la salud, daños en los materiales, daños en los ecosistemas).
- Comparación de los efectos en la salud y el ambiente, considerando y sin considerar la acción de control.
- Comparación de los costos estimados de la acción de control y los beneficios derivados de ella.
- Análisis de sensibilidad e incertidumbre.

Análisis de costos de las acciones de control. Para determinar la carga financiera de la acción de control, la evaluación de costos deberá incluir todos los costos de inversión, operación y mantenimiento. Por lo general, esto no es un problema en el caso de las medidas directas de reducción en la fuente, que se pueden monetizar. Es probable que sea más difícil determinar los costos de las medidas indirectas; por ejemplo, los planes alternativos de tránsito o los cambios de conducta de los individuos. Los contaminantes secundarios del aire se deben incluir en el análisis de costo-beneficio, aun cuando no hayan sido monitoreados.

Evaluación de la calidad del aire. Toda evaluación de la calidad del aire incluye información sobre la calidad esperada del aire, considerando y sin considerar las medidas de control. Por lo general, la evaluación se basa en datos sobre el monitoreo de la calidad del aire y en el modelo de dispersión. Todo análisis de costo-beneficio requiere datos sobre las concentraciones de los contaminantes (evaluados para periodos de exposición promedio), la clasificación del sitio de muestreo, los datos de emisión (con una resolución temporal y espacial suficiente) y datos meteorológicos y topográficos relevantes sobre la dispersión de las emisiones. Las Guías de Calidad del Aire se basan en una serie de consecuencias de salud y ambientales determinadas por el consenso y el criterio científico. En el análisis de costo-beneficio se pueden considerar otros efectos producidos en una situación local particular, que no hayan sido incluidos en las Guías de Calidad del Aire.

Identificación de las categorías de beneficios. Las categorías de beneficios relevantes definidos en los análisis de costo-beneficio existentes incluyen mortalidad y morbilidad debido a las exposiciones de largo y corto plazo; efectos meteorológicos y de visibilidad; efectos biológicos no humanos; suciedad y daños en los materiales (USEPA, 1987a, b); mortalidad total prematura y mortalidad debida a enfermedades respiratorias y cardiovasculares; admisiones hospitalarias; síntomas del tracto respiratorio superior e inferior; agravamiento de los síntomas en pacientes asmáticos y disminución de los días de actividad (EC DG XII, 1995; GVF, 1996). Cuantificar las categorías de beneficios incluidos en un estudio de costo-beneficio es una tarea compleja. Algunos indicadores de enfermedades se pueden cuantificar fácilmente, como el uso de medicinas, el número de admisiones hospitalarias, las visitas de pacientes ambulatorios y los días de trabajo perdidos. En cambio, es más complicado cuantificar otros efectos, como la muerte prematura de ancianos o las tasas de exceso de mortalidad. Puede ser difícil, o incluso imposible, monetizar el bienestar, la calidad de vida y el valor de los ecosistemas. Los valores asignados a las categorías de beneficios pueden diferir significativamente de un país a otro debido a las diferentes actitudes culturales o sociales. No obstante, es mejor incluir las categorías relevantes de beneficios, aunque su evaluación económica sea incierta o ambigua.

Comparación de los efectos en la salud y el ambiente. Se deberá combinar los datos derivados de la evaluación de calidad del aire con una comparación de los beneficios para la salud y el ambiente considerando y sin considerar acciones de control y la información sobre las relaciones exposición-respuesta. La información resultante se aplica a la población en riesgo. Para evaluar la influencia de la contaminación del aire, es necesario conocer la prevalencia de los diferentes efectos en la salud de la población en riesgo y del aumento porcentual de los efectos en la salud con una unidad de concentración de contaminantes.

Comparación de los costos y beneficios. El análisis de costo-beneficio debe proveer una razón de costo-beneficio basada en costos y beneficios monetizados, acompañada de una descripción

de los aspectos no monetizados que se deben considerar. La valoración monetaria de las acciones de control y de los efectos en la salud y el ambiente puede ser diferente en concepción y variar significativamente de un país a otro. Es probable que haya diferencias en relación con los costos de evaluación y el valor relativo de las categorías de beneficios también puede variar. Los costos de una acción de política ambiental también pueden variar de acuerdo con la escala y el nivel de la toma de decisiones; por ejemplo, en relación con los costos de transferencia (impuestos, subsidios orientados a la redistribución de costos). Los beneficios también pueden ser transferibles entre grupos de la población. Además, las acciones implementadas para reducir un contaminante podrían aumentar o disminuir la concentración de otros contaminantes. Es importante considerar estos efectos adicionales, así como las interacciones de los contaminantes, las cuales pueden llevar a un doble conteo de los costos o beneficios, o a ignorar algunas acciones costosas pero necesarias. Los diferentes niveles de conocimiento sobre los costos de las acciones de control y los costos de los efectos de salud han generado una tendencia a sobreestimar el costo de dichas acciones y a subestimar los beneficios. Por lo tanto, es probable que los análisis de costo-beneficio en dos áreas con condiciones similares difieran significativamente.

Análisis de sensibilidad e incertidumbre. En un análisis de costo-beneficio, el análisis de sensibilidad proporciona valiosos elementos para comprender las propiedades y supuestos que subyacen a los resultados del análisis. Los métodos de sensibilidad incluyen la comparación con otros estudios de análisis de costo-beneficio, un recálculo de toda la cadena de análisis de costo-beneficio con otros supuestos o rangos en torno a un valor central. Los análisis de sensibilidad se deben diseñar cuidadosamente y requieren una cantidad considerable de recursos.

En conclusión, el análisis de costo-beneficio es una tarea marcadamente interdisciplinaria. Si se aplica adecuadamente, el análisis de costo-beneficio es una forma legítima y útil para proporcionar información a los gerentes de riesgo encargados de tomar decisiones que afectarán la salud pública y el ambiente. Los análisis de costo-beneficio deben ser sometidos a un arbitraje científico y no es conveniente usarlos como factores determinantes y únicos para tomar las decisiones.

7.10 Revisión del establecimiento de normas

Todos los actores interesados (la industria, las autoridades locales, las organizaciones no gubernamentales y el público en general) deben intervenir en la formulación de normas que aseguren, hasta donde sea posible, la equidad social de estas o su justicia para los diferentes actores. También se deberá proporcionar información necesaria para garantizar que los actores comprendan las consecuencias científicas y económicas. Mientras más rápido se los involucre, más probabilidades de éxito habrá. La transparencia en el tránsito de las guías a las normas de calidad del aire fomentará la aceptación de las medidas por parte del público. Concientizar al público sobre los efectos de la contaminación del aire en la salud y en el ambiente —el cambio de la percepción del riesgo— permite obtener su apoyo para tomar las acciones de control necesarias. Informar al público sobre la calidad del aire durante los episodios, así como sobre los riesgos implicados, conduce a una mejor comprensión del tema (comunicación de riesgos).

Las normas de calidad del aire se deben examinar regularmente, a medida que surja nueva evidencia científica sobre los efectos en la salud pública y en el ambiente.

7.11 *Cómo hacer cumplir las normas de calidad del aire: planes de aire limpio*

El objetivo de esta etapa es alcanzar el cumplimiento de las normas. Los instrumentos para lograr esta meta son los planes de acción de aire limpio (Clean Air Implementation Plans). Los perfiles de esos planes se deben definir en las políticas y estrategias normativas. Durante los años setenta y ochenta se elaboraron planes de acción para mejorar la calidad del aire en varios países desarrollados. La contaminación del aire se caracterizó tomando en cuenta una multitud de fuentes y varios tipos de contaminantes del aire. En consecuencia, fue sumamente difícil evaluar los riesgos de salud pública asociados con una fuente única o con un solo grupo de fuentes. Por ende, teniendo en cuenta el principio “El que contamina paga” (véase el capítulo 6), se desarrollaron herramientas complejas para evaluar las fuentes (por ejemplo, la concentración de los contaminantes, los efectos sobre la salud y el ambiente y medidas de control) y para establecer una relación causal entre las emisiones, la contaminación del aire y las medidas de control efectivas y necesarias. Un típico plan de acción de aire limpio incluye:

- la descripción del área;
- un inventario de emisiones;
- un inventario de las concentraciones de los contaminantes del aire;
- una comparación de las emisiones con las normas o guías sobre calidad del aire;
- un inventario de los efectos sobre la salud pública y el ambiente;
- un análisis causal de los efectos y su atribución a fuentes individuales;
- medidas de control y sus costos;
- transporte y planificación del uso del suelo;
- procedimientos para hacer cumplir las normas;
- asignación de recursos, y
- proyecciones para el futuro.

En los planes de acción de aire limpio no se han incluido los costos de los efectos de la contaminación del aire en la salud y en el ambiente. No obstante, estos planes han sido instrumentos muy eficaces para reducir la contaminación del aire en los países desarrollados (Schwela y Köth-Jahr, 1994; OMS, 1997a). En las ciudades de los países en desarrollo, o países en transición, se deberán desarrollar planes de acción muy simplificados. Las principales fuentes de emisiones en muchas ciudades del mundo en desarrollo son vehículos viejos y fuentes industriales como centrales eléctricas, hornos para hacer ladrillos, fábricas de cemento y otros. Su contribución relativa a la contaminación del aire se podría determinar mediante inventarios rápidos de emisiones. Se han publicado los factores de emisión usados en estos inventarios (OMS, 1993a, 1993b) y se ha desarrollado un *software* (OMS, 1995; OMS, 1997b; OMS, 1998) para estimar las emisiones y concentraciones en el aire de exteriores y evaluar el impacto de las posibles medidas de control. El *software* también permite hacer proyecciones. La experiencia adquirida en los países desarrollados permite deducir fácilmente la acción de control que se debe implementar. Por ende, se requerirá un menor monitoreo y los modelos de dispersión permitirán simular distribuciones espaciales de las concentraciones cuando se disponga de pocos datos útiles de monitoreo.

Apéndice A

Referencias bibliográficas

AEA (1996). Site Operator's Manual Automatic Urban Monitoring Network. AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham, Abingdon OX14 3ED, Reino Unido, <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/reports/lsoman/lsoman.html>.

AEA (1997). Instruction Manual: UK Smoke and Sulphur Dioxide Networks. Informe AEAT-1806. Reino Unido, AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham, Abingdon OX14 3ED, <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/reports/smkman/shead.html>.

AEA (1998). UK NO₂ Diffusion Tube Network Instruction Manual. Informe AEAT – 3675. Reino Unido, AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham, Abingdon OX14 3ED, <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/reports/no2man/no2man.html>.

Albalak R, Frisancho AR, Keeler GJ (1999). Domestic biomass fuel combustion and chronic bronchitis in two rural Bolivian villages. *Thorax* 54: 1004-1008.

Alexander J, Druke M, Traem R y Rumpel K-J (1991). Ozon-Messungen mit SAM-kein Einfluss Meteorologischer Groessen. *Staub-Reinhaltung der Luft* 51: 307-308.

ARA-SEEBLA-CONSECOL (1990). Estudio epidemiológico sobre efectos de la contaminación atmosférica. *Enfoques en Atención Primaria* 5: 3-6.

Aranda CF, Astudillo P, Mancilla P, Caussade S, Girardi G, Gamboa R (1993). Monitoreo epidemiológico de los efectos de la contaminación atmosférica en las enfermedades respiratorias infantiles. Santiago de Chile, diciembre de 1992. Auspiciado por la Sociedad Chilena de Pediatría y UNICEF.

Arranda CF, Sánchez JM, Angulo J, Ostro B, Eskeland G (1994). Air pollution and health effects: a study of respiratory illness among children in Santiago, Chile. Informe del Banco Mundial.

Atkins CHF, Sandalls J, Law DV, Hough A, Stevenson K (1986). The measurement of nitrogen dioxide in the outdoor environment using passive diffusion samplers. Environment & Medical Sciences Division Report, Harwell Laboratory, AERE-R 12133, febrero, 1986. Reino Unido, AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham Abingdon OX14 3ED.

ATSDR (1988). The nature and extent of lead poisoning in children in the United States: A report to Congress. Washington, D. C., Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U. S. Department of Health and Human Services.

Banco Mundial (1992). World Development Report 1992: Development and the environment. Oxford, Oxford University Press.

Barron WF, Liu J, Lam TH, Wong CM, Peters J, Hedley A (1995). Costs and benefits of air quality improvement in Hong Kong. *Contemporary Economic Policy*, XIII, 105-117.

Bennett SL, Lee DS, Sandalls FJ, Nason P, Atkins DHF (1992). The measurement of sulphur dioxide in the outdoor environment using passive diffusion tube samplers: A second report. Environmental Physics Department, AEA Environment and Energy. Informe AEA-EE-0323, mayo de 1992. Reino Unido, AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham Abingdon OX14 3ED.

BMEPB (1981). Report on environmental quality of Beijing 1980. Internal report, Beijing Medical College, Beijing Municipal Environmental Protection Bureau.

Borja-Aburto VH, Loomis DP, Bangdiwala SI, Shy CM, Rascon-Pacheco RA (1997). Ozone, suspended particulates, and daily mortality in Mexico City. *American Journal of Epidemiology* 145: 258-268.

Bower JS (1997). Ambient Air Quality Monitoring. En Hester R y Harrison R (eds.). *Issues in Environmental Science and Technology* 8. Air Quality Management. Reino Unido, Royal Society of Chemistry.

Boy E, Delgado H, Bruce N (1999). Birth weight and exposure to kitchen wood smoke during pregnancy. Ginebra, Informe para la Child and Adolescent Health Division de la OMS.

Bradfield PJ, Schulz CE, Stone, MJ (1996). Regulatory approaches to environmental management. En Mulligan DR (ed.). *Environmental management in the Australian minerals and energy industries*. Sidney, University of New South Wales Press, 46-73.

Brenner H, Mielck A (1993). Children's exposure to parental smoking in West Germany. *International Journal of Epidemiology* 22: 818-823.

Brimblecombe P (1987). *The Big Smoke*. Londres, Routledge.

Brunekreef B (1997). Air pollution and life expectancy: is there a relationship? *Occupational and Environmental Medicine* 54: 781-784.

CAPM (1990). A dynamic study on the level of accumulation of harmful substances in human body in China. Pekín, Chinese Academy of Preventive Medicine.

Carless J, Broughton GFJ, Bower J (1994). Estimation of short-term pollutant statistics from measured long-term average concentrations in the UK. Reino Unido, Warren Spring Laboratory Report LR1010, AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham Abingdon OX14 3ED.

Castillejos M, Gold D, Damokosh A, Serrano P, Allen G, McDonnell WF, Dockery D, Ruiz Velasco S, Hernández M, Hayes C (1995). Acute effects of ozone on the pulmonary function of exercising schoolchildren from Mexico City. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 152: 1501-1507.

Castillejos M, Gold D, Dockery D, Tosteson T, Baum T, Speizer F (1992). Effects of ambient ozone on respiratory function and symptoms in Mexico City schoolchildren. *American Review of Respiratory Diseases* 145: 276-282.

CE (1980). Council Directive 80/779/EEC of 15 July 1980 on air quality limit values and guide values for sulphur dioxide and suspended particulates. *Official Journal of the European Communities* L229, 30.8.1980, 30.

CE (1982). Council Directive of 3 December 1982 on a Limit Value for Lead in Air 82/884/EEC. Bruselas, Council of the European Communities.

CE (1985). Council Directive 85/203/EEC of 7 March 1985 on air quality standards for nitrogen dioxide. *Official Journal of the European Communities* L372, 36.

CE (1992). Council Directive 92/72/EEC of 12 September 1992 on air pollution by ozone. *Official Journal of the European Communities* L297, 34.

CE (1995). Externalities on Energy, Vol. 2, Methodology. Luxemburgo, Commission of the European Communities, EUR 16521 EN, DG XII.

CFR 1993: Code of Federal Regulations, Protection of Environment, National Primary and Secondary Ambient Air Quality Standards, CFR Title 40, Part 50, Appendix J. Reference Method for the Determination of Particulate Matter as MP_{10} in the Atmosphere. Washington D. C., Office of the Federal Register, National Archives and Records Administration.

Chen BH, Hong CJ, Pandey MR, Smith KR (1990). Indoor air pollution and its effects in developing countries. *WHO Statistics Quarterly* 43: 127-138.

Chen Xiaolin, Hong Quanjie, Tao Xuguang (1993). Effect of ambient SO_2 pollution on pulmonary function of women and children. *Journal of Environment and Health* 10: 152-154.

Chen Xiaolin, Hong Quanjie, Tao Xuguang (1995). Effects of ambient SO_2 pollution on respiratory local non-specific immunologic function of women. *Shanghai Environmental Sciences* 14: 40-42.

Chin ATH (1996). Containing air pollution and traffic congestion-transport policy and the environment in Singapore. *Atmospheric Environment* 30: 787-801.

Chinn S, Florey CDV, Baldwin IG, Gorgol M (1981). The relation of mortality in England and Wales 1969-73 to measurements of air pollution. *Journal of Epidemiology and Community Health* 35: 174-179.

Choi KS, Inoue S, Shinozaki R (1997). Air pollution, temperature and regional differences in lung cancer mortality in Japan. *Archives of Environmental Health* 52: 160-168.

CMD (1997). Taber's Cyclopedic Medical Dictionary. 18.^a edición. FA Filadelfia, Davis Company.

Collings DA, Sithole SD, Martin KS (1990). Indoor woodsmoke pollution causing lower respiratory disease in children. *Tropical Doctor* 20: 151-155.

Davis MJ, Svendsgaard DJ (1987). Lead and child development. *Nature* 239: 297-300.

Dennis RJ (1996). Woodsmoke exposure and risk for obstructive airways disease among women. *Chest* 109: 115-119.

Deveaux P, Kibel MA, Dempster WS, Pocock F, Formenti K (1986). Blood lead levels in preschool children in Cape Town. *South African Medical Journal* 69: 421-424.

Dockery, DW, Pope CA III, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE (1993). An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England Journal of Medicine* 329: 1753-1759.

Dossing M, Khan J, Al-Rabiah F (1994). Risk factors for chronic obstructive lung disease in Saudi Arabia. *Respiratory Medicine* 88: 519-522.

Downing CEH, Campbell GW, Bailey JC (1994). A survey of sulphur dioxide, ammonia and hydrocarbon concentrations in the United Kingdom using diffusion tubes: July to December 1992. Reino Unido, Warren Spring Laboratory Report, informe LR 964, AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham Abingdon OX14 3ED.

EA (1997). Environment Agency, Air Quality Bureau. Report of a continuous survey of the health effects of nitrogen oxides in 1992-1995. Gobierno del Japón.

ECA (1989). Indoor pollution by NO₂ in European countries. European Concerted Action on Indoor Air Quality and its Impact on Man, informe 3. Luxemburgo, Office for Official Publications of the European Communities.

ECA (1990). Indoor air pollution by formaldehyde in European countries. European Concerted Action on Indoor Air Quality and its Impact on Man, informe 7. Luxemburgo, Office for Official Publications of the European Communities.

ECA (1995). Radon in indoor air. European Concerted Action on Indoor Air Quality and its Impact on Man, informe 15. Luxemburgo, Office for Official Publications of the European Communities.

EEA (sin fecha). Air-Atmospheric Emission Inventory Guidebook. Copenhagen, European Environment Agency.

El-Ashry MT (1993). Balancing economic development with environmental protection in developing and lesser developed countries. *Journal of the Air and Waste Management Association* 43: 18-24.

El-Samara GH, Abdel Salam MS, Zagloul A, Khalaf-Alla S (1984). Environmental pollution impacts of industrial activities in Egypt. *Egyptian Journal of Occupational Medicine* 8: 1-14.

Elsom DM (1992). Atmospheric pollution. A global problem. Segunda edición. Oxford, Blackwell.

EN (1999). Air quality. Determination of the MP_{10} fraction of suspended particulate matter. Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods—EN 12341. Disponible como BS EN 12341 de BSI 389 Chiswick High Road, Londres, W4 4AL.

Evans J, Wolff S (1996). Modeling of air pollution impacts: one possible explanation of the observed chronic mortality. En Wilson R, Spengler J (eds.). Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects. Harvard University Press, 189-204.

Faiz A, De Larderel JA (1993). Automotive air pollution in developing countries: outlook and control strategies. The Science of the Total Environment 134: 325-334.

Faiz A, Sinha K, Walsh M, Valma A (1990). Automotive air pollution: issues and options for developing countries. WPS 492. Washington, Banco Mundial.

Fang Qisheng (1991). Toxicity of ozone and a study on environment and health criteria. Informe interno.

Ferm M (1991). A Sensitive Diffusional Sampler. Informe IVL B-1020. Estocolmo, Swedish Environmental Research Institute, IVL Biblioteket.

Ferrari L, Chowdhury B, Younes M (1995). Indoor air pollution in developing countries—what are the problems and how can they be resolved? En Morawska L, Bofinger ND y Maroni M (eds.). Indoor air: An integrated approach. Oxford, Elsevier, 27-28.

Folinsbee LJ (1991). Effects of single and repeated prolonged low-level ozone exposure in man. Presented at the Society for Occupational and Environmental Health on Health Effects of Air Pollution: Impact of clean air legislation. 25-27 de marzo, 1991. Crystal City, 42-43.

Gerboles M, Amantini L (1993). Validation of measurement by NO_2 passive sampler: a comparison with chemiluminescent monitor. Observación técnica TNI/93/107. Ispra, Atmospheric Chemistry Unit.

GMEPB (1980). Report on environmental quality of Guangzhou. Guangzhou Municipal Environmental Protection Bureau.

Gonzales-Cossio T, Peterson KE, Sanin LE, Fishbein E, Palazuelos E, Aro A, Hernández-Ávila M, Hu H (1997). Decrease in birth weight in relation of maternal bone lead burden. Pediatrics 100: 856-862.

Griffin RD (1994). Principles of air quality management. Boca Raton, Lewis Publishers.

Grosjean D, Hisham MWM (1992). A passive sampler for atmospheric ozone. Journal of the Air and Waste Management Association 42: 169-173.

Gupta BN, Mathur N, Mahendra PN, Srivastava AK (1997). A study of the household environmental risk factors pertaining to respiratory diseases. *Energy Environment Review* 13: 61-67.

GVF (1996). Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten (Monetización de los costos de salud debidos al tráfico). Studie im Auftrag des Dienstes für Gesamtverkehrsfragen des Eidg. Berna, Verkehrs- und Energiewirtschafts-departementes, Synthesebericht, 10. 1996, ECOPLAN Wirtschafts und Umweltstudien, GVF-Auftrag 272.

Hackney JD, Linn WS, Mohler JG, Collier CR (1977). Adaptation to short-term respiratory effects of ozone in men exposed repeatedly. *Journal for Applied Physiology* 43: 82-85.

Hall JV (1995). Air quality policy in developing countries. *Contemporary Economic Policy* XIII: 77-85.

Hangartner M, Burri P, Monn C (1989). Passive Sampling of Nitrogen Dioxide, Sulphur Dioxide and Ozone in Ambient Air. Proceedings of the 4th World Clean Air Congress, Hague, setiembre de 1989, Vol. 3, 661-666.

Hardie RW, Thayer GR, Barreraroldan A (1995). Development of a methodology for evaluating air pollution options for improving the air quality in Mexico City, *Science of the Total Environment* 169: 295-301.

Hargreaves, KJ, Atkins DHF (1988). The measurement of sulphur dioxide in the outdoor environment using passive diffusion tube samplers: A first report. Environmental and Medical Sciences Division, Harwell Laboratory. Informe AERE-R-12569, julio de 1988. AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham Abingdon OX14 3ED.

Hashimoto M (1989). History of air pollution control in Japan. En Nashimura H (ed.). How to conquer air pollution: a Japanese experience. Amsterdam, Elsevier, 1-93.

He Xingzhou et al. (1984). Compilation of survey information 1976-1981 on air pollution and mortality of residents in 26 cities of China.

Hofmeister VA (1987). The effects of air pollution at different seasons on lung function in Fischer normal school children. São Paulo, Universidad de São Paulo, Departamento de Salud Ambiental.

Holmes G, Singh BR, Theodore L (1993). Handbook of Environmental Management and Technology. Nueva York, Wiley.

Hong CJ (1995). Global burden of diseases from air pollution (documento inédito).

Hussein ASA (1988). Possible Effect of Air Pollution on Preparatory School Children. Tesis de M. Sc., Faculty of Medicine, El Cairo.

Ilabaca Marileo MA (1996). Relación entre la contaminación atmosférica y las consultas por emergencias respiratorias pediátricas, en el servicio de urgencia del hospital Luis Calvo Mackenna, en Santiago de Chile. Tesis. Instituto Nacional de Salud Pública, Cuernavaca.

ISO (1979). Air Quality–Determination of gaseous sulphur compounds in ambient air-sampling equipment. Norma internacional ISO 4219. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1980). Ambient Air–Determination of the mass concentration of sulfur dioxide in ambient air–Thorin spectrophotometric method. Norma internacional ISO 4221. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1983). Ambient Air–Determination of a gaseous acid air pollution index–Titrimetric method with indicator or potentiometric end-point detection. Norma internacional ISO 4220. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1985a). Ambient Air–Determination of mass concentration of nitrogen dioxide–Modified Griess-Saltzman Method. Norma internacional ISO 6768. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1985b). Ambient Air–Determination of mass concentration of nitrogen oxides–Chemiluminescence method. Norma internacional ISO 7996. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1989). Ambient Air–Determination of the mass concentration of carbon monoxide: Gas chromatographic method, 8186. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1990). Ambient Air–Determination of the mass concentration of sulfur dioxide–Tetrachloromercurate TCM / pararosaniline method. Norma internacional ISO 6767. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1993a). Ambient Air–Determination of the Mass Concentration of Ozone–Chemiluminescence Method. Norma internacional ISO 10313. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1993b). Ambient Air–Determination of the particulate lead content of aerosols collected in filters. Atomic absorption spectroscopy method. Norma internacional ISO 9855E . Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1995). Air Quality–Particle size fraction definitions for health-related sampling. Norma internacional ISO 7708. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1996a). Environmental management systems–Specification with guidance for use. Norma internacional ISO 14001. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO (1996b). Environmental management systems—General guidelines on principles, systems and supporting techniques. Norma internacional ISO 14004. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO/DIS (1999). Ambient Air—Determination of sulfur dioxide Ultraviolet fluorescence method. Norma internacional ISO/DIS 10498. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO/FDIS (1999a). Ambient Air—Determination of carbon monoxide—Non-dispersive infrared spectrometric method. Norma internacional ISO/FDIS 4224. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

ISO/FDIS (1999b). Ambient Air—Measurement of particulate matter on a filter medium—Beta-ray absorption method. Norma internacional ISO/FDIS 10473. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

Junker A, Schwela D (1998). Air quality guidelines and standards based on risk considerations. En Papers of the 11th World Clean Air and Environment Congress, Vol. 6, paper 17D1. Sudáfrica, National Association for Clean Air.

Kamat SR, Doshi VB (1987). Sequential health effects study in relation to air pollution in Bombay. *European Journal of Epidemiology* 3: 265-277.

Kamat SR, Patil JD, Gregart J, Dalal N, Deshpande JM, Hardikar-P (1992). Air pollution related respiratory morbidity in central and north-eastern Bombay. *Journal of the Association of Physicians of India* 40: 588-593.

Kato N, Akimoto H (1992). Anthropogenic emissions of SO₂ and NO_x in Asia: emissions inventories. *Atmospheric Environment* 26A: 2997-3017.

Kling CL (1994). Emission trading vs. rigid regulation in the control of vehicle emissions. *Land Economics* 70: 174-188.

Koutrakis P, Wolfson JM, Slater JL, Mulik JD, Kronmiller KJ y Williams DD (1990). Measurements of Ozone Exposure. *Proceedings of the 1990 EPA-AWMA International Symposium on Measurement of Toxic and related Air Pollutants*, Pittsburgh, 468-474.

Lawther PJ. En Farber SM, Wilson RHL (eds.) (1961). *The air we breathe, a study of man and his environment*. Springfield, Charles C Thomas, 235.

Lee K, Yanagisawa Y, Hishinuma M, Spengler JD, Billick IH (1992). A Passive Sampler for Measurement of Carbon Monoxide using a Solid Adsorbent. *Environmental Science and Technology* 26: 697-702.

Li Xiuyun, Liu Xuhong, Yhao Wuhong, Hou Yihui (1992). A study on mutagenicity of air particulates with different diameters in residential quarter. *Chinese Environmental Science* 12: 365-368.

Lippmann M (1989). Health effects of ozone. A critical review. *Journal of the Air Pollution Control Association* 39: 672-695.

Lippmann M (1993). Health effects of tropospheric ozone: review of recent research findings and their implications to ambient air quality standards. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 3: 103-129.

Lippmann M (1999). Air pollution and health—Studies in North America and Europe. En McGranahan G y Murray F (eds.). *Health and Air Pollution in Developing Countries. Background document for a Policy Dialogue on Health and Air Pollution in South Asia*. Estocolmo-Hyderabad, EPTRI-Stockholm Environment Institute.

Lippmann M, Ito K (1995). Separating the effects of temperature and season on daily mortality from those of air pollution in London: 1965-1972. En Phalen RF y Bates DV (eds.). *Proceedings of the Colloquium on particulate air pollution and human mortality and morbidity. Inhalation Toxicology* 7, 1, 85-97.

Liu Jifang, Xiuyhi, Tong Dexue, Yhang Yuanlin, Han Yonglin, Wu Yingping, Chen Weimin, Wang Chunying (1992). Effects of CO pollution in classrooms on COHb and immunologic level in primary school children. *Public Health Research* 21: 250-251.

Mavalankar DV, Trivedi CR, Gray RH (1991). Levels and risk factors for perinatal mortality in Ahmedabad. *India Bulletin WHO* 69: 435-442.

Mishra VK, Retherford RD, Smith KR (1999a). Biomass cooking fuels and prevalence of tuberculosis in India. *International Journal of Infectious Diseases* 3: 119-129.

Mishra VK, Retherford RD, Smith KR (1999b). Cooking with biomass fuels increase the risk of blindness. *National Family Health Survey Bulletin* 14.

Miyao M, Furuta M, Ozawa K, Kondo T, Sakakibara H, Ishihara S y Yamanaka K (1993). Morbidity of allergic rhinitis based on the national health insurance records of Japan. *Tohoku Journal of Experimental Medicine* 169: 345-350.

Mohan M, Sperduto, RD, Angra SK, Milton RC, Mathur RL, Underwood BA, Jaffery N, Pandya CB, Chhabra VK, Vajpayee RB (1989). India-US case control study of age-related cataracts. *Archives of Ophthalmology* 107: 670-676.

Molina Esquivel E, Barceló Pérez C, Ceballo Delgado R (1989). Contaminantes primarios de la atmósfera, temperatura del aire, enfermedad respiratoria aguda y asma bronquial en niños. *Revista Cubana* 61: 215-227.

Monn C, Hangartner M (1990). Passive sampling for ozone. *Journal of the Air and Waste Management Association* 40: 357-358.

Morgan G, Corbett S, Wlodarczyk J (1998). Air pollution and hospital admissions in Sydney, Australia 1990 to 1994. *American Journal of Public Health* 88: 1762-1766.

Mtango FD, Neuvians D, Broome CV, Hightower AW, Pio A (1992). Risk factors for deaths in children under 5 years old in Bagamoyo district, Tanzania. *Tropical Medicine and Parasitology* 43: 229-233.

Muñoz H, Romieu I, Palazuelos E, Macilla Sánchez T, Meneses González F (1993). Blood lead level and neurobehavioral development among children in Mexico City. *Archives of Environmental Health* 48: 132-139.

Murray F (1997). Urban air pollution and health effects. En Brune D, Chapman DV, Gwynne MD, Pacyna JM (eds.). *The Global Environment*. Weinheim, Scandinavian Science Publisher, 585-598.

Murray CJL, Lopez AD (eds.) (1996). *The Global Burden of Disease. A comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020*. Harvard School of Public Health, Harvard University Press.

Nakai S, Nitta H, Maeda K (1995). Respiratory health associated with exposure to automobile exhaust II. Personal NO₂ exposure levels according to distance from the roadside. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 5: 125-136.

Nasralla MM (1992). *A Report on Air Pollution and Noise in Egyptian Cities*. El Cairo, Egyptian Environmental Affairs Agency.

Nasralla MM (1997). *Carcinogenic, toxic and microbial contaminants in Cairo air. Final Report*. El Cairo, Academy of Science and Technology.

Needleman HL, Gatsonis CA (1990). Low-level lead exposure and the I. Q. of children: A meta-analysis of modern studies. *The Journal of the American Medical Association* 263: 673-678.

Nitta H, Sato T, Nakai S, Maeda K, Aoki S, Ono M (1993). Respiratory health associated with exposure to automobile exhaust. I. Results of cross-sectional studies in 1979, 1982, and 1983, *Archives of Environmental Health* 48: 53-58.

O'Dempsey T, McArdle TF, Morris J, Lloyd-Evans N, Baldeh L, Laurence BE, Secka O, Greenwood BM (1996). A study of risk factors for pneumococcal disease among children in a rural area of West Africa. *International Journal of Epidemiology* 25: 885-893.

OCDE (1991). *The state of the environment*. París, Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos.

OMM (1992). *International Meteorological Vocabulary*. WMO-182. Ginebra, Secretaría de la Organización Meteorológica Mundial.

OMS (1958). *Air Pollution. Fifth Report of the Expert Committee on Environmental Sanitation, Technical Report Series 157*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1964). Atmospheric Pollutants. Report of a WHO Expert Committee, Technical Report Series 271. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1972). Air quality criteria and guides for urban air pollutants. Report of a WHO Expert Committee, Technical Report Series 506. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1979a). Sulfur oxides and suspended particulate matter. Environmental Health Criteria 8. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1980). Glossary on Air Pollution. WHO Regional Publications, European Series 8. Copenhagen, Organización Mundial de la Salud, Oficina Regional para Europa.

OMS (1987). Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series 23. Copenhagen, Organización Mundial de la Salud, Oficina Regional para Europa.

OMS (1990a). 2-Methoxyethanol, 2-Ethoxyethanol, and their acetates. Environmental Health Criteria 115. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1990b). 1-Propanol. Environmental Health Criteria 102. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1990c). 2-Propanol. Environmental Health Criteria 103. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1991a). Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene. Environmental Health Criteria 128. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1991b). Hexachlorocyclopentadiene. Environmental Health Criteria 120. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1992a). Air quality guidelines in the European region. EUR/ICP/CEH 079/A. Copenhagen, Oficina Regional para Europa, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1992b). Acrolein. Environmental Health Criteria 127. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1992c). Indoor air pollution from biomass fuel. WHO/PEP/92-3 A. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1993a). Assessment of Sources of Air, Water, and Land Pollution, Part One: Rapid Inventory Techniques in Environmental Pollution; por Alexander Economopoulos. WHO/PEP/GETNET/93.1-A. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1993b). Assessment of Sources of Air, Water, and Land Pollution, Part Two: Approaches for Consideration in formulating Environmental Control Strategies; por Alexander Economopoulos, WHO/PEP/GETNET/93.1-B. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1994a). Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe—Inorganic air pollutants. EUR/ICP/EHAZ 94 05/MT04. Ginebra, Oficina Regional para Europa, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1994b). Chloroform. Environmental Health Criteria 163. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1994c). Assessing Human Health Risks of Chemicals: Derivation of Guidance Values for Health-based Exposure Limits. Environmental Health Criteria 170. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995a). Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe—“Classical” air pollutants. EUR/ICP/EHAZ 94 05/PB01. Copenhague, Oficina Regional para Europa, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995b). Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe—PCBs, PCDDs, PCDFs. EUR/ICP/EHAZ 94 05/MT10. Copenhague, Oficina Regional para Europa, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995c). Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe—Ecotoxic effects. EUR/ICP/CEH230/B. Copenhague, Oficina Regional para Europa, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995d). Acetaldehyde. Environmental Health Criteria 167. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995e). Cresols. Environmental Health Criteria 168. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995f). Isophorone. Environmental Health Criteria 174. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995g). Methyl Bromide. Environmental Health Criteria 166. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1995h). Decision Support System for Industrial Pollution Control DSS IPC. PC Programme for the assessment of air emission inventories, liquid and solid waste inventories, estimation of pollution in air, water, and soil. OPS/Banco Mundial, 1995.

OMS (1995i). Concern for Europe’s Tomorrow—Health and the Environment in the WHO European Region. WHO European Centre for Environment and Health. [Publicado en representación de la Oficina Regional para Europa de la Organización Mundial de la Salud]. Stuttgart, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH.

OMS (1996a). Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe—Volatile organic compounds. EUR/ICP/EHAZ 94 05/MT12. Copenhague, Oficina Regional para Europa, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1996b). Diesel fuel and exhaust emissions. Environmental Health Criteria 171. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1996c). Ethylbenzene. Environmental Health Criteria 186. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997a). Health and Environment in Sustainable Development—Five years after the Earth Summit. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997b). Healthy Cities Air Management Information System, AMIS 1.0. CD ROM. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997c). Nitrogen Oxides. Environmental Health Criteria 188. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997d). Acrylic acid. Environmental Health Criteria 191. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997e). Di-n-butylphthalate. Environmental Health Criteria 189. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997f). Methanol. Environmental Health Criteria 196. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997g). Xylenes, Environmental Health Criteria 190. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998a). Guidance for Setting Air Quality Standards. EUR/ICP/EHPM 02 01 01. Copenhagen, Oficina Regional para Europa, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998b). Healthy Cities Air Management Information System, AMIS 2.0. CD-ROM Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998c). Acetone. Environmental Health Criteria 207. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998d). 2-Butoxyethanol. Concise International Chemical Assessment. Documento 10. IOMC. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998e). Methyl Methacrylate. Concise International Chemical Assessment. Documento 4. IOMC. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998f). 1,1,1,2-Tetrafluoroethane. Concise International Chemical Assessment. Documento 11. IOMC. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998g). Dichloroethane. Concise International Chemical Assessment. Documento 1. IOMC. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998h). Selected chloroalkyl ethers. Environmental Health Criteria 201. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998i). Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Environmental Health Criteria 202. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998j). 1,1,2,2-Tetrachloroethane. Concise International Chemical Assessment. Documento 3. IOMC. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1998k). Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). En consulta con la OMS, 25-29 de mayo de 1998. Ginebra, OMS European Centre for Environment and Health, International Programme on Chemical Safety, Organización Mundial de la Salud, Ginebra. Sitio web: <http://www.who.int/pcs/pubs/dioxin-exec-sum/exe-sum-final.html>.

OMS (1999a). Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series. Copenhagen, Organización Mundial de la Salud, Oficina Regional para Europa, en prensa. Sitio web: <http://www.who.dk>.

OMS (1999b). Carbon tetrachloride. Environmental Health Criteria 208. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1999c). Health effects of interactions between tobacco use and exposure to other agents. Environmental Health Criteria 211. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1999d). Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals, Environmental Health Criteria 210. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

Ono M, Murakami M, Nitta H, Nakai S, Maeda K (1990). Epidemiological studies of air pollution and health effects in area near roadways with heavy traffic in Tokyo. Japanese Journal of Public Health 37: 321-332.

Opperman L, Nel CM, Bekker PJ, Booyens U, Terblanche APS (1993). Total suspended particulate levels and prevalences of upper respiratory illnesses in the Vaal Triangle, South Africa. Presentation at the 86th Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association, 13-18 de junio, Denver.

O’Ryan RE (1996). Cost-effective policies to improve urban air quality in Santiago, Chile. Journal of Environmental Economics and Management 31: 302-313.

Ostro BD, Eskeland GS, Sanchez JM, Feyzioglu T (1999). Air pollution and health effects: A study of medical visits among children in Santiago, Chile. Environmental Health Perspectives 107: 69-73.

Ostro BD, Sánchez JM, Aranda C, Eskeland G (1996). Air pollution and mortality: results from a study in Santiago, Chile. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 6: 97-114.

Palmes ED, Gunnison A F, DiMattio J, Tomczyk C (1976). Personal sampler for nitrogen dioxide. *American Industrial Hygiene Association Journal* 37: 570-577.

Pandey MR (1984). Domestic smoke pollution and chronic bronchitis in a rural community of the II region of Nepal. *Thorax* 39: 337-339.

Pandey MR, Neupane RP, Gautam A, Shrestha IB (1989). Domestic smoke pollution and acute respiratory infections in a rural community. *Environment International* 15: 337-340.

Pearce D (1996). Economic valuation and health damage from air pollution in the developing world. *Energy Policy* 24: 627-630.

Penna MLF, Duchiate MP (1991). Contaminación del aire y mortalidad infantil por neumonía. *Boletín Oficial Sanidad Panamericana* 110: 199-206.

Pershagen G, Akerblom G, Axelson O, Clavensjö B, Damber L, Desai G, Enflo A, Lagarde F, Mellander H, Svartengren M, Swedjemark GA (1994). Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *Nueva Inglaterra. Journal of Medicine* 330: 159-164.

PNUMA/OMS (1992). *Urban air pollution in megacities of the world*. Oxford, Blackwell.

PNUMA/OMS (1993). *GEMS/AIR Global Environment Monitoring System: A Global Programme for Urban Air Quality Monitoring and Assessment*. WHO/PEP 93.7, UNEP/GEMS/93.A.1. Nairobi-Ginebra, PNUMA-Organización Mundial de la Salud.

PNUMA/OMS (1994a). *GEMS/Air Methodology Review Handbook Series, Vol.1-Quality Assurance in Air Quality Measurements*. WHO/EOS/94.1, UNEP/GEMS/94.A.2. Nairobi-Ginebra, PNUMA-Organización Mundial de la Salud.

PNUMA/OMS (1994b). *GEMS/Air Methodology Reviews, Vol. 4: Passive and Active Sampling Methodologies for Measurement of Air Quality*. WHO/EOS 94.4, UNEP/GEMS/94.A.5. Nairobi-Ginebra, PNUMA-Organización Mundial de la Salud.

PNUMA/OMS (1994c). *GEMS/Air Methodology Reviews, Vol. 3. Measurement of Suspended Particulate Matter in Ambient Air*. WHO/EOS 94.3, UNEP/GEMS/94.A.4. Nairobi-Ginebra, PNUMA-Organización Mundial de la Salud.

PNUMA/OMS (1996). *Air quality management and assessment capabilities in 20 major cities*. Nairobi-Ginebra, PNUMA-Organización Mundial de la Salud.

Pope CA III, Bates DV, Raizenne ME (1995). Health effects of particulate air pollution: Time for reassessment. *Environmental Health Perspectives* 103: 472-480.

Pope CA III, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 151: 669-674.

Portney PR (1990). Air pollution policies. En Portney PR (ed.). Public policies for environmental protection. Washington, D. C., Resources for the Future, 27-96.

Qin Yuhui, Fu Yhenying, Pei Xiukun, Jin Huiyihi, Liu Suyan, Yang Airong, Yin Xianren, Tao Yong, Li Shuanli, Yin Chunfu, Guo Baiming, Cao Zhaojin, Wang Xianren (1990). Effects of indoor pollution on the respiratory illnesses of children. *Journal of Environment and Health* 7: 198-201.

Romieu I, Carreaon T, Lopez L, Palazuelos E, Ríos C, Manuel Y, Hernández-Ávila M (1995). Environmental urban lead exposure and blood lead levels in children of Mexico City. *Environmental Health Perspectives* 103: 1036-1040.

Romieu I, Cortés Lugo M, Ruiz Velasco S, Sánchez S, Meneses F, Hernández M (1992). Air pollution and school absenteeism among children in Mexico City. *American Journal of Epidemiology* 136: 1524-1531.

Romieu I, Meneses F, Ruiz S, Huerta J, Sienna JJ, White M, Etzel R, Hernández-Ávila M (1997). Effects of intermittent ozone exposure on peak expiratory flow and respiratory symptoms among asthmatic children in Mexico City. *Archives of Environmental Health* 52: 368-376.

Romieu I, Meneses F, Ruiz S, Sienna JJ, Huerta J, White MC, Etzel RA (1996). Effects of air pollution on the respiratory health of asthmatic children living in Mexico City. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 154: 300-307.

Romieu I, Meneses F, Sienna-Monge JJ, Huerta J, Ruiz-Velasco S, White M, Etzel R, Hernández M (1995). Effects of urban air pollution emergency visits for childhood asthma in Mexico City. *American Journal of Epidemiology* 141: 546-553.

Romieu I, Palazuelos E, Meneses F, Hernández-Ávila (1992). Vehicular traffic as a determinant of blood-lead levels in children: A pilot study in Mexico City. *Archives of Environmental Health* 47: 246-249.

Saldiva PHN, Pope CA III, Schwartz J, Dockery DW, Lichtenfelds AJ, Salge JM, Barone Y, Bohm GM (1995). Air pollution and mortality in elderly people: a time series study in São Paulo, Brasil. *Archives of Environmental Health* 50: 159-164.

Salem MM (1990). Occupational cardio-respiratory disturbances in traffic police and taxi drivers in Cairo. M. D. Thesis, Faculty of Medicine, El Cairo.

Saltzman BE, Caplan PE (1995). Detector tubes, direct-reading passive badges and dosimeter tubes. En B. S. Cohen y S. V. Hering (eds.). *Air Sampling Instruments for evaluation of atmospheric contaminants*, 8.^a edición. Cincinnati, ACGIH, 401-437.

Samet JM, Zeger SL, Berhane K (1995). The association of mortality and particulate air pollution. En *Particulate air pollution and daily mortality. Replication and validation of selected studies, the Phase I Report of the Particle Epidemiology Evaluation Project*. Washington, D. C., Health Effects Institute.

Sánchez-Cortez J (1997). Contaminación atmosférica y síntomas respiratorios en niños escolares del área de influencia del complejo industrial Las Ventanas, Puchuncavi, V Región de Chile. Tesis. Cuernavaca, Instituto Nacional de Salud Pública.

Sandoval J, Salas J, Martínez-Guerra ML, Gómez A, Martínez C, Portales A, Palomar A, Villegas M, Barrios R (1993). Pulmonary arterial hypertension and cor pulmonale associated with chronic domestic woodsmoke inhalation. *Chest* 103: 12-20.

Schwartz J, Marcus A (1990). Mortality and air pollution in London. A time series analysis. *American Journal of Epidemiology* 131: 185-194.

Schwartz J, Spix C, Touloumi G, Bachárová L, Barumamdzadeh T, Le Tertre A, Piekarksi T, Ponce de León A, Pönkä A, Rossi G, Saez M, Schouten JP (1996). Methodological issues in studies of air pollution and daily counts of deaths or hospital admissions. *Journal of Epidemiology and Community Health* 50 Suppl. 1: S3-S11.

Schwartz J, Zeger S (1990). Passive smoking, air pollution and acute respiratory symptoms in a diary study of student nurses. *American Review of Respiratory Diseases* 36: 62-67.

Schwela DH, Junker A (1978). Derivation of air quality standards on the basis of risk considerations. *Water, Air, and Soil Pollution* 10: 255-268.

Schwela DH, Köth-Jahr I (1994). Leitfaden für die Aufstellung von Luftreinhalteplänen (Guías para la implementación de planes de aire limpio). Informe 4, Landesumweltamt Nordrhein Westfalen.

Schwela DH (1996a). Exposure to environmental chemicals relevant for respiratory hypersensitivity: global aspects. *Toxicology Letters* 86: 131-142.

Schwela DH (1996b). Health effects and exposure to indoor air pollution in developed and developing countries. *Indoor Air '96, Proceedings of the 7th International Conference in Indoor Air Quality and Climate, Vol. 1, 9-20.*

Schwela DH (1998). Health and Air Pollution. A Developing Country's Perspective. En 11th World Clean Air and Environment Congress, Durban, Sudáfrica, 13-18 de setiembre de 1998, vol. 1, documento 1A.

Seifert B (1993). Innenräume. En Wichmann, HE et al. (eds.). *Handbuch der Umweltmedizin*. Landsberg, ECOMED Fachverlag.

SERPLAC (1989). Epidemiological study of the effects of atmospheric pollution. Santiago, Secretarías Regionales de Planificación y Coordinación. En español.

Sexton K (1993). An introduction to risk-based priority setting: Toward a conceptual framework for analysis. En *Proceedings of the Symposium on Comparative Risk Analysis and Priority Setting of Air Pollution Issues*. Keystone, Air and Waste Management Association.

Sheldon C (1997). ISO 14001 and beyond; environmental management systems in the real world. Sheffield, Reino Unido, Greenleaf Publishing.

Shields PG, Xu GX, Blot WJ (1995). Mutagens from heated Chinese and US cooking oils. *Journal of the National Cancer Institute* 87: 836-841.

Shima M, Adachi M (1996). Serum immunoglobulin E and hyaluronate levels in children living along major roads. *Archives of Environmental Health* 51: 425-430.

Simpson RW, Williams G, Petroeshevsky A, Morgan G, Rutherford S (1997). Associations between outdoor air pollution and daily mortality in Brisbane, Australia. *Archives of Environmental Health* 52: 442-454.

Smith KR (1987). *Biofuels, air pollution and health: A global review*. Nueva York, Plenum Press.

Smith KR (1993). Fuel combustion, air pollution and health: the situation in developing countries. *Annual Review of Energy and Environment* 18: 529-566.

Smith KR (1996). Indoor air pollution in developing countries: Growing evidence of its role in the global disease burden. En K Ikeda y T Iwata, *Indoor Air '96*. Published by the Organizing Committee of the 7th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, SEEC ISHIBASHI Inc., Japón.

Smith KR, Liu Y (1994). Indoor Air Pollution in Developing Countries. En J Samet (ed.). *Epidemiology of Lung Cancer*. Nueva York, Marcel Dekker, 151-184.

Smith S, Bush T, Stevenson KJ, Moorcroft S (1997). Validation of Nitrogen Dioxide Diffusion Tube Methodology. Reino Unido, Stanger Science and Environment and AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Lansdowne Building, Lansdowne Rd, Croydon, CR0 2BX, <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/reports/valid/nvalid.html>.

SMMS (1981). Internal Report on environmental quality of Shenyang. Shenyang Municipal Monitoring Station.

Spektor DM, Hofmeister VA, Araxo P, Braque JAP, Echelar F, Nogueira DP, Hayes C, Thurston GD, Lippmann M (1991). Effects of heavy industrial pollution on respiratory function in the children of Cubatão, Brazil: A preliminary report. *Environmental Health Perspectives* 94: 51-54.

Stevenson KJ, Bush T UK Nitrogen Dioxide Survey Annual Report
1993 Report AEA/CS/RAMP/16419032/002.
1994 Report AEA/0085, ISBN 0 7058 1711 3.
1995 Report AEA/20181001/002, ISBN 0 7058 1730 X.
1996 Report AEAT - 2779, ISBN 0 7058 1760 1.
1997 Report AEAT - 4565, ISBN 0 7058 1774 1.

AEA Technology, National Environmental Technology Centre, Culham Abingdon OX14 3ED, <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/reports/>.

Suess MJ (1992). Indoor air quality. A contribution to the WHO/EURO/ECEH book Concern for Europe's Tomorrow (el capítulo 6 es sobre contaminación del aire). Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.

Téllez-Rojo MM, Romieu I, Pena MP, Ruiz-Velasco S, Meneses-Gonzales F, Hernández-Ávila M 1997. Efecto de la contaminación ambiental sobre las consultas por infecciones respiratorias en niños de la Ciudad de México. Salud Pública de México 39: 513-522.

Terblanche APS, Opperman L, Nel CME, Reinach SG, Tosen G, Cadman A (1992). Preliminary results of exposure measurements and health effects of the Vaal Triangle Air Pollution Health Study. South African Medical Journal 81: 550-556.

Terblanche APS, Opperman L, Nel R, Pols A (1993). Prevalence of respiratory illnesses in different regions of South Africa. Clean Air Journal 8: 18-20.

UNCED (1992). Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development. United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 de junio.

UNECE (1995). Strategies and policies for air pollution abatement. Naciones Unidas, Nueva York y Ginebra, Comisión Económica Europea.

UNECE (1999). Strategies and policies for air pollution abatement. Major Review. Naciones Unidas, Nueva York y Ginebra, Comisión Económica Europea.

USEPA (1985). Compilation of air pollutant emission factors, Vols. I y II. Springfield, National Technical Information Service.

USEPA (1987a). Compilation of air pollutant emission factors for selected toxic compounds. Springfield, National Technical Information Service.

USEPA (1987b). Draft regulatory impact analysis on the national ambient air quality standard for sulphur dioxide. Washington, D. C., Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.

USEPA (1995a). National air pollutant emission trends 1994. Informe EPA-454/R-95-014. Carolina del Norte, USEPA Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park.

USEPA (1995b). Air Chief. Washington, D. C., Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.

USEPA (1996). Air quality criteria for particulate matter. Vol. I. Carolina del Norte, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, Research Triangle Park (abril, 1996). EPA/600/P-95/001aF.

Von Schirnding Y (1989). Reducing environmental lead exposure—time to act (editorial). *South African Medical Journal* 76: 293-294.

Von Schirnding Y, Bradshaw D, Fuggle R, Stokol M (1991). Blood lead levels in inner-city South African Children. *Environmental Health Perspectives* 94: 125-130.

Waller RE (1971). Air pollution and community health. *Journal of the Royal College of Physicians* 5: 362-368.

Wang Jin, Chen BH (1989). Effect of indoor and outdoor air pollution on pupil's immune function. *Journal of Environment and Health* 6:1-4.

Wang Lihua, Xu Xiping, Yhou Yufen, Yhang Jinliang, Yeng Bing, Du Xinghui, Chen Aiwu, Huang Xiaofeng (1994). Relationship between air pollution and changes in children's peak expiratory flow. *Journal of Environment and Health* 11: 243-246.

Ward DE (1999). Smoke from wildland fires. En Kee-Tai Goh, D Schwela, JG Goldammer, O Simpson (eds.). *Health Guidelines for Forest Fire Events, Background papers*. Nairobi-Ginebra-Singapur, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-Organización Mundial de la Salud-Organización Meteorológica Mundial-Institute of Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, 71-86.

WCED (1987). *Our Common Future*. Naciones Unidas-Nueva York, Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.

Webster (1994). *Webster's New Encyclopedic Dictionary*. Colonia, Könnemann.

Wellburn A (1988). *Air pollution and acid rain—the biological impact*. Harlow, Longman.

Westman WE (1985). *Ecology, impact assessment and environmental planning*. Nueva York, Wiley.

Willeke K, Baron PA (1993). *Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications*. Nueva York, Van Nostrand Reinhold.

Younes M, Meek ME, Hertel RF, Gibb HJ, Schaum J (1998). Risk Assessment and Management. En Herystein JA, Bunn III WB, Fleming LE, Harrington JM, Jeyaratnam J, Gardener IR (eds.). *International Occupational and Environmental Medicine*. Nueva York, Mosby.

Zhang Jinliang, Wang Lihua, Liu Junzhuo, Zhou Yufen, Wen Tianyou, Meng Dazuo, Li Qing, Li Zhi, Zhang Xuehua, Wu Di, Wu Hongyuan (1996). 24-hour NO₂ level in kitchen air and 24-hour NO₂ personal exposure level and its effect on urinary HOP. *Journal of Environment and Health*, 13: 193-196.

Apéndice B

Siglas y símbolos

$(\text{NH}_4)_2\text{HSO}_4$	Sulfato de hidrógeno y amonio
μg	Microgramo
μm	Micrómetro
AC/CC	Aseguramiento de la calidad/control de calidad
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
ALA	Ácido aminolevulínico
AMIS	Sistema de Información sobre la Gestión de la Calidad del Aire (en inglés, Air Management Information System)
AMRO	Oficina Regional de la OMS para las Américas
BMEPB	Beijing Municipal Environment Protection Bureau
BRI	Enfermedad relacionada con los edificios (en inglés, <i>building-related illness</i>)
CaCO_3	Carbonato de calcio
Cd	Cadmio
CEE	Comisión Económica Europea
CEN	Comité Europeo de Normalización
CH_4	Metano
CMD	Cyclopedic Medical Dictionary
CO	Monóxido de carbono
CO_2	Dióxido de carbono
COHb	Carboxihemoglobina
COV	Compuestos orgánicos volátiles
CS_2	Bisulfuro de carbono
CT	Concentración tolerable
Cu	Cobre
CVF	Capacidad vital forzada
EA	Environment Agency of Japan
ECEH	Centro Europeo para el Ambiente y la Salud de la OMS (WHO European Centre of Environment and Health)
EHC	Criterios de Salud Ambiental (Environmental Health Criteria)
EPOC	Enfermedad pulmonar obstructiva crónica
EURO	Oficina Regional para Europa de la OMS
FEF_{25-75}	Flujo espiratorio forzado, recorrido intercuartílico
GEMS	Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente (PNUMA/OMS)
GLP	Gas licuado de petróleo
GVF	Dienst für GesamtVerkehrsFragen des Eidg. Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartementes (Suiza)
H^+	Ion de hidrógeno
H_2S	Sulfuro de hidrógeno
H_2SO_4	Gotas de ácido sulfúrico
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (polinucleares)
HC	Hidrocarburos
HCl	Ácido clorhídrico

HF	Fluoruro de hidrógeno
HN	Humo negro
HNO ₃	Ácido nítrico
HOP	Hidroxiprolina
HVAC	Sistema de aire acondicionado de alto volumen
IARC	Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (International Agency for Research on Cancer)
IC	Intervalo de confianza de 95%
IDA	Ingesta diaria aceptable
IDT	Ingesta diaria tolerable
IgE	Inmunoglobulina E
IgG	Inmunoglobulina G
IPCS	Programa Internacional sobre Seguridad Química
ISO	Organización Internacional de Normalización
ISO/DIS	Borrador de norma internacional ISO
ISO/FDIS	Borrador final de norma internacional ISO
IT	Ingesta tolerable
KI	Yoduro de potasio
KOH	Hidróxido de potasio
LOAEL	Nivel mínimo de efecto adverso observable (<i>Lowest observed adverse effect level</i>)
LOEL	Nivel mínimo de efecto observable (<i>Lowest observed effect level</i>)
Mn	Manganeso
MP	Material particulado sin considerar el tamaño de las partículas
MP ₁₀	Concentración de partículas con diámetro aerodinámico menor de 10 micrómetros
MPS	Material particulado en suspensión
Na ₂ CO ₃	Carbonato de sodio
NaCl	Cloruro de sodio
NaNO ₂	Nitrito de sodio
NH ₃	Amoníaco
NH ₄ ⁺	Radical de amonio monovalente
NH ₄ HSO ₄	Bisulfato de amonio
NH ₄ NO ₃	Nitrato de amonio
Ni	Níquel
NO	Óxido de nitrógeno
NO ₂	Dióxido de nitrógeno
NOAEL	Nivel de efecto adverso no observable (<i>No observed adverse effect level</i>)
NOEL	Nivel de efecto no observable (<i>No observed effect level</i>)
NO _x	Óxidos de nitrógeno
NU	Naciones Unidas
O ₃	Ozono
OCD	Objetivos de calidad de los datos
OCDE	Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos
OMS	Organización Mundial de la Salud
OPS	Organización Panamericana de la Salud
PAC	Programa de aseguramiento de la calidad

Pb	Plomo
pc	Peso corporal
PCB	Bifenilos policlorados (<i>polychlorinated biphenyls</i>)
PEFR	Tasa de flujo espiratorio máximo (<i>peak expiratory flow rate</i>)
PM _{2,5}	Concentración de partículas con diámetro aerodinámico menor de 2,5 micrómetros
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PSR	Partículas suspendidas respirables
PST	Partículas suspendidas totales
RA	Rinitis alérgica
R-SH	Mercaptanos
SERPLAC	Secretarías Regionales de Planificación y Coordinación
Si	Sílice
SIG	Sistema de información geográfica
SNC	Sistema nervioso central
SO ₂	Dióxido de azufre
SO ₃ ⁻	Ion de trióxido de azufre
SO ₄ ²⁻	Ion de sulfato
TEA	Trietanolamina
UK	Reino Unido
UR	Unidad de riesgo
USEPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
UV	Fluorescencia ultravioleta
V	Vanadio
VEF ₁	Volumen espiratorio forzado en el primer segundo
Zn	Cinc

Apéndice C

Glosario

Acidez	Cualidad de poseer iones de hidrógeno (CMD, 1997).
Ácido nítrico	Líquido gaseoso incoloro o amarillento, cuya fórmula es HNO ₃ . Es altamente corrosivo y su vapor es muy peligroso. El ácido nítrico y los nitratos (principalmente, el nitrato de amonio) se presentan en la atmósfera bajo la forma de aerosoles. El ácido se forma a partir de óxidos de nitrógeno y luego reacciona con el amoníaco para formar el nitrato de amonio (OMS, 1997c).
Aerosol	Suspensión de partículas sólidas, líquidas o de ambos tipos en un medio gaseoso, con una velocidad de descenso mínima (ISO, 1994).
Alergeno	Toda sustancia que causa manifestaciones de alergia. Los alergenos más comunes son inhalantes, alimentos, drogas, agentes infecciosos, agentes de contacto y agentes físicos (CMD, 1997).
Alérgico	Relativo a, sensible a o causado por un alergeno (CMD, 1997).
Amigdalitis	Inflamación de las amígdalas (CMD, 1997).
Anemia	Disminución del número de células rojas en la circulación (CMD, 1997).
Asma	Enfermedad producida por una mayor respuesta del tracto traqueo-bronquial a diversos estímulos, lo que causa una contracción paroxística de las vías bronquiales (CMD, 1997). Véase también <i>paroxismo</i> .
Aterogénico	Relativo a la formación de paredes degeneradas o engrosadas de las arterias mayores, marcada por depósitos de colesterol, lípidos y calcio (CMD, 1997).
Bajo peso al nacer	Peso anormalmente bajo de un recién nacido, generalmente menor de 2.000 g (CMD, 1997).
Biomasa	Sustancia orgánica de origen biótico, ya sean microorganismos vivos o sustancias inertes como madera, residuos de cultivos y excremento animal.
Biótico	Relativo a la vida.
Broncoconstricción	Estrechamiento de las vías bronquiales (CMD, 1997).

Broncodilatador	Medicamento que expande las vías bronquiales mediante la relajación del músculo bronquial.
Bronquiolitis	Inflamación de los bronquiolos (CMD, 1997).
Bronquiolo	Una de las subdivisiones más pequeñas de los bronquios (CMD, 1997).
Bronquios	Las dos divisiones principales que van desde la tráquea hasta los pulmones y permiten el paso del aire (CMD, 1997).
Bronquitis	Inflamación de la membrana mucosa de las vías bronquiales (CMD, 1997).
Bruma	Término amplio aplicado a la suspensión de pequeñas gotas en un gas. En meteorología, está relacionada con la visibilidad a menos de dos pero a más de un kilómetro (ISO, 1994). Véase también <i>niebla</i> .
Calor	El término significa tanto energía térmica como transferencia de energía térmica.
Cáncer al pulmón	Cáncer que puede aparecer en la tráquea, en las bolsas de aire y en otras vías pulmonares. Puede aparecer como una úlcera en la tráquea, como un nódulo o masa aplanada pequeña o en la superficie que bloquea las vías de aire. Puede extenderse hacia el sistema linfático y los vasos sanguíneos (CMD, 1997).
Capacidad vital	Volumen de aire que se puede espirar de manera rápida y forzada (CMD, 1997).
Captación por precipitación	Remoción de los contaminantes del aire a través de la precipitación (OMM, 1992).
Carcinogenicidad	Desarrollo de cáncer, equivalente a <i>carcinogénesis</i> (CMD, 1997).
Cardiovascular	Relativo al corazón y a los vasos sanguíneos (CMD, 1997).
Centroacinar	Relativo a la unidad respiratoria central de intercambio de gases del pulmón, compuesta por las vías respiratorias, los alvéolos distales y un bronquiolo terminal (CMD, 1997).
Citocromo	Proteína que contiene hierro y que se encuentra en el mitocondrio (partes de células baciliformes u ovaladas que desempeñan una función distintiva) de células eucarióticas (CMD, 1997).
Citocromo P-450	Grupo de enzimas, presente en todo tipo de células del cuerpo excepto en los hematíes y las células del músculo esquelético (CMD, 1997).

Coagulación de la sangre	Proceso de aglutinación de las células sanguíneas para formar un coágulo (CMD, 1997).
Cognitivo	Relativo a la cognición, la conciencia con percepción, razonamiento, juicio, intuición y memoria, el proceso mental a través del cual se adquiere el conocimiento (CMD, 1997).
Colágeno	Una proteína fuerte, fibrosa e insoluble que se encuentra en el tejido conjuntivo (CMD, 1997).
Combustión	Reacción química en la cual un material se combina con el oxígeno durante la evolución del calor: “quema”. Se dice que la quema de combustibles que contienen carbono e hidrógeno es completa cuando ambos elementos se oxidan totalmente para formar dióxido de carbono y agua. La combustión incompleta puede generar (1) cantidades apreciables de carbono en la ceniza, (2) emisión de parte del carbono en forma de monóxido de carbono y (3) reacción de las moléculas del combustible para producir una variedad de productos más complejos que dichas moléculas (si estos productos no sufren combustión, son emitidos en forma de humo) (OMS, 1980).
Contagio	Transmisión inmediata de una enfermedad de un huésped a otro por contacto dérmico casual o por la inhalación de gotas respiratorias (CMD, 1997).
Coproporfirina	Porfirina presente en la orina y las heces (CMD, 1997).
Cor pulmonale	Hipertrofia o falla de la cavidad del corazón que recibe sangre de la aurícula derecha y la bombea hacia los pulmones a través de la arteria pulmonar (CMD, 1997).
Cromatografía	Separación de dos o más compuestos químicos en solución removiéndolos de esta en diferentes tasas (CMD, 1997).
Defensa contra oxidantes	Acción de protección contra daños causados por oxidantes.
Departamento de emergencias	Término usado en ocasiones para <i>sala de emergencias</i> (CMD, 1997).
Deposición húmeda	Remoción de contaminantes del aire a través de los procesos de drenaje, precipitación, niebla y rocío.
Deposición seca	Remoción de contaminantes del aire en un sustrato sin lluvia, nubes o niebla.

Diámetro aerodinámico de las partículas	Diámetro de una esfera de un g/cm ³ de densidad, con la misma velocidad terminal debido a la fuerza de gravedad sin viento que la partícula, en condiciones predominantes de temperatura, presión y humedad relativa (ISO, 1995).
Dióxido de carbono	Gas incoloro, inodoro, no combustible, cuya fórmula es CO ₂ . Es un componente común del aire y pesa aproximadamente 50% más que este. Se forma a partir de ciertos procesos naturales (véase <i>ciclo del carbono</i>) y por la quema de combustibles que contienen carbono. Se ha calculado que la cantidad de dióxido de carbono presente en el aire aumenta 0,27% al año. Si bien las concentraciones locales de dióxido de carbono en el aire alcanzan niveles peligrosos para la salud solo en casos excepcionales, cumplen una función significativa en el deterioro de piedras de construcción y en la corrosión (OMS, 1980).
Dióxido de nitrógeno	Véase <i>óxidos de nitrógeno</i> .
Disnea	Falta de aire que se traduce en una respiración fatigosa o laboriosa, acompañada a veces de dolor (CMD, 1997).
Distribución del tamaño de las partículas	Distribución de los diámetros equivalentes de las partículas en una muestra o proporción de partículas cuyo diámetro equivalente se encuentra dentro de límites definidos (Willeke, 1993).
Efecto	Cambio en la morfología, fisiología, crecimiento, desarrollo o plazo de vida de un organismo expuesto a la contaminación del aire. Puede ser un efecto adverso o una alteración, la cual no se puede distinguir en el rango de una variable típica observada en organismos no expuestos de la misma especie (OMS, 1994c).
Efecto adverso	Cambio en la morfología, fisiología, crecimiento, desarrollo o plazo de vida de un organismo expuesto a la contaminación del aire, que desemboca en un deterioro de su capacidad funcional o de su capacidad para compensar el estrés adicional e incrementa su sensibilidad a los efectos dañinos de otras influencias ambientales (OMS, 1994).
Emisión de diesel	La emisión de diesel contiene cientos de compuestos químicos que se emiten parcialmente en su fase gaseosa y parcialmente en la fase particulada de la emisión. Los principales productos gaseosos son el dióxido de carbono, el oxígeno, el nitrógeno y el vapor de agua; el monóxido de carbono, el dióxido de azufre, los óxidos de nitrógeno y los hidrocarburos y sus derivados. El benceno y el tolueno están presentes en un menor rango (porcentaje de peso) en la parte gaseosa de la fracción de hidrocarburos. Otros compuestos gaseosos de este tipo de emisiones son los hidrocarburos aromáticos policíclicos de masa molecular relativa baja.

Una característica principal de las emisiones de diesel es la liberación de partículas en una tasa aproximadamente 20 veces mayor que la de los vehículos de gasolina. Las partículas están compuestas de carbón elemental, compuestos orgánicos adsorbidos del combustible y del aceite lubricante, sulfatos provenientes del azufre del combustible y trazas de componentes metálicos. La mayor parte de las partículas se produce en el rango de submicrómetros, entre 0,02 y 0,5 μm (OMS, 1996b).

Encefalopático	Relativo a cualquier disfunción cerebral (CMD, 1997).
Endógeno	Producido u originado desde el interior de una célula u organismo (CMD, 1997).
Endometriosis	Presencia ectópica (en posición anormal) de glándulas endometriales (del revestimiento del útero) y estroma (armazón que sostiene los tejidos de un órgano) fuera de la cavidad uterina (CMD, 1997).
Endotoxina	Lipopolisacárido (conjunto de moléculas de lípidos con polisacáridos) que es parte de la pared celular de bacterias gram-negativas (CMD, 1997).
Enfermedad	Condición patológica del cuerpo que presenta una serie de signos clínicos, síntomas y hallazgos de laboratorio específicos y que la identifican como una entidad anormal que difiere de otra condición normal o patológica (CMD, 1997).
Enfermedad	Condición de estar enfermo (CMD, 1997).
Enfermedad de los legionarios	Enfermedad severa, caracterizada por neumonía, tos seca, sensibilidad o dolor en los músculos y algunas veces síntomas intestinales (CMD, 1997).
Enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC)	Enfermedad que reduce la capacidad de ventilación de los pulmones. Los criterios diagnósticos incluyen un historial de disnea persistente, con o sin tos crónica, y menos de la mitad de la capacidad normal de respiración máxima prevista. Las enfermedades que causan esta condición son la bronquitis crónica, el enfisema pulmonar, el asma crónico y la bronquiolitis crónica (CMD, 1997).
Enfermedad relacionada con los edificios	Enfermedad relacionada con exposiciones en interiores a agentes biológicos (por ejemplo, hongos, bacterias), sustancias biológicas y químicas (por ejemplo, endotoxinas, micotoxinas, radón, monóxido de carbono, formaldehído) que experimentan algunas personas que trabajan o viven en un determinado edificio y no desaparece hasta que estas dejan el lugar.

Enfisema	Enfermedad pulmonar crónica marcada por un incremento anormal de los espacios distales del aire (los más distantes del centro) hacia los bronquiolos terminales, con cambios destructivos en sus paredes (CMD, 1997).
Enzima	Catalizadora orgánica producida por células vivas pero capaz de actuar fuera de ellas. Las enzimas son proteínas que cambian la tasa de reacciones químicas sin la necesidad de una fuente externa de energía (CMD, 1997).
Epitelio	Capa de células que forman la epidermis de la piel y la capa superficial de la membrana mucosa y serosa.
Epitelioma	Tumor maligno constituido principalmente de células epiteliales (epidermis de la piel o de la membrana mucosa) (CMD, 1997).
Eritrocito	Glóbulo rojo maduro (CMD, 1997).
Espectrofotometría	Estimación de la materia colorante en una solución (CMD, 1997).
Esperanza de vida	Número de años previstos para una persona promedio de una edad determinada, según los cuadros de mortalidad (CMD, 1997).
Espiración	Expulsión de aire de los pulmones al respirar. Normalmente, la duración de la espiración es menor que la de la inspiración. Por lo general, si la espiración dura más que la inspiración, ello se debe a la presencia de una condición patológica como enfisema o asma (CMD, 1997).
Evaluación de la exposición	Análisis cuantitativo o cualitativo del contacto de una sustancia química con la parte externa del cuerpo humano que incluye intensidad, frecuencia y duración del contacto; vía de exposición (por ejemplo, dérmica, oral o respiratoria), tasa (tasas de ingesta química), cantidad resultante que excede el límite (dosis) y cantidad absorbida (dosis interna) (OMS, 1999).
Exposición	La exposición a un producto químico consiste en el contacto de este con la parte externa del cuerpo humano; es decir, la piel y las aberturas del cuerpo tales como la boca, los orificios nasales, cortes y lesiones (OMS, 1999).
Factor de incertidumbre	Factor que considera varias incertidumbres; por ejemplo, posibles efectos no detectados sobre miembros particularmente sensibles de la población, efectos sinérgicos de exposiciones múltiples, la idoneidad de los datos existentes, la extrapolación de animales a seres humanos y la extrapolación de un grupo pequeño de individuos a poblaciones grandes. Los factores de incertidumbre se basan en consensos

	<p>científicos y se establecen en el marco de un complejo proceso de decisiones que implica la transformación de información básicamente no cuantitativa en un número (OMS, 1987).</p>
Faringitis	<p>Inflamación del tracto respiratorio desde la cavidad nasal hasta la laringe (CMD, 1997).</p>
Fibrótico	<p>Marcado por, o relativo a, la formación anormal del tejido fibroso (CMD, 1997).</p>
Fitohemaglutinina	<p>Sustancia proteica proveniente del frejol rojo que se aglutina en los glóbulos rojos y se usa para estudiar la proliferación de linfocitos. Su abreviatura es PHA (CMD, 1997).</p>
Flema	<p>Mucosidad espesa, que proviene principalmente de las vías respiratorias (CMD, 1997).</p>
Folículos	<p>Pequeños sacos o cavidades secretoras (CMD, 1997).</p>
Función	<p>Realización de una actividad especial. La función normal es la actividad normal de un órgano. El funcionamiento anormal o la deficiencia de un órgano para realizar su actividad es el inicio de una enfermedad o de procesos que pueden producir una enfermedad (CMD, 1997).</p>
Función inmunológica	<p>Función de protección o resistencia frente a una enfermedad o infección por un organismo patógeno como resultado del desarrollo de anticuerpos o de la inmunidad mediada por células (CMD, 1997).</p>
Genotóxico	<p>Tóxico para el material genético en las células (CMD, 1997).</p>
Gestacional	<p>Pertenciente al periodo que abarca desde la concepción hasta el nacimiento (CMD, 1997).</p>
Gram-negativo	<p>Se dice de las bacterias que pierden el color violeta cristal y adoptan el color rojo de contraste con el método de la tinción de Gram (CMD, 1997).</p>
Gram-positivo	<p>Bacterias que retienen el color básico cristal violeta con el método de la tinción de Gram (CMD, 1997).</p>
Gripe	<p>Infección respiratoria aguda y contagiosa caracterizada por la aparición repentina de fiebre, escalofríos, dolores de cabeza, sensibilidad o dolor en los músculos y algunas veces cansancio total (CMD, 1997).</p>
Guía	<p>Toda recomendación o pauta sobre la protección de los seres humanos o de receptores en el ambiente contra los efectos adversos de los contaminantes del aire. Por su naturaleza, no se restringen a un</p>

	valor numérico sino que también se pueden expresar de diferente manera; por ejemplo, información sobre la relación exposición-respuesta o como un estimado de la unidad de riesgo (OMS, 1998a).
Hem	Porción no proteica de la molécula de la hemoglobina que contiene hierro (CMD, 1997).
Hemangiosarcoma	Neoplasia maligna (formación nueva y anormal de tejido) que se origina en los vasos sanguíneos (CMD, 1997).
Hematológico	Relativo a la ciencia que trata sobre la sangre y sobre los tejidos que forman sangre (CMD, 1997).
Hemoglobina	Pigmento férrico de los glóbulos rojos que transporta oxígeno de los pulmones a los tejidos (CMD, 1997).
Hepatocelular	Relativo a las células del hígado (CMD, 1997).
Hepatotóxico	Tóxico para el hígado (CMD, 1997).
Hidrocarburo	Compuesto orgánico que contiene solo carbono e hidrógeno. Los átomos de carbono pueden ordenarse en cadenas abiertas, con o sin ramificaciones, o en anillos cerrados. Existen dos tipos de hidrocarburos de anillo: compuestos alicíclicos, que consisten en tres o más átomos de carbono ordenados en un anillo cerrado (cuyas propiedades son similares a las de los compuestos de cadena abierta, de igual masa molecular), y compuestos aromáticos. La estructura molecular de los compuestos aromáticos se basa en la del benceno, el miembro más simple de la clase, que contiene seis átomos de carbono unidos por tres enlaces simples y tres enlaces dobles de carbono-carbono. Si contienen dos o más anillos, estos compuestos se describen como policíclicos; también se usa el término “polinuclear” (como en “hidrocarburo aromático polinuclear”, abreviado frecuentemente como HAP). Los componentes principales de la gasolina y otros combustibles de petróleo son hidrocarburos de cadena abierta. Aun en elevadas concentraciones, estos compuestos no son considerados una amenaza. En contraste, muchos hidrocarburos aromáticos son altamente tóxicos (OMS, 1980; OMS, 1997). Ejemplos de hidrocarburos aromáticos policíclicos son el antraceno, el naftaleno y el benzo[a]pireno (OMS, 1980).
Hidrocarburo aromático policíclico	Véase <i>hidrocarburo</i> .
Hidrocarburo aromático polinuclear	Véase <i>hidrocarburo</i> .

Hidroxiprolina	Aminoácido que se encuentra en el colágeno (CMD, 1997).
Hiperplasia	Proliferación excesiva de células normales en la posición tisular normal de un órgano.
Hipoinmunidad	Disminución de la inmunidad (CMD, 1997).
Hipoxia	Deficiencia de oxígeno (CMD, 1997).
Humo de la biomasa	Término usado para designar el humo generado por la quema de biomasa.
Humo del tabaco en el ambiente (HTA)	El HTA se genera por la combustión de productos que contienen tabaco. El HTA es una compleja mezcla de más de 4.000 compuestos. Estos incluyen más de 40 carcinógenos conocidos o sospechosos, como los 4-aminobifenilos, 2-naftilamina, benceno, níquel y varios hidrocarburos poliaromáticos y N-nitrosaminas. También están presentes varios irritantes, como el amoniac, los óxidos de nitrógeno, el dióxido de sulfuro, varios aldehídos y tóxicos cardiovasculares, como monóxido de carbono y nicotina (OMS, 1999a).
Inflamación	Respuesta inmunológica no específica que ocurre como reacción a cualquier tipo de daño corporal (CMD, 1997).
Ingesta tolerable	Estimado de la ingesta de una sustancia durante un ciclo vital cuyo riesgo para la salud no se considera significativo (OMS, 1994c).
Inmunoglobulina	Miembro de una familia de proteínas estrechamente relacionadas, aunque no idénticas, que pueden actuar como anticuerpos. Su abreviación es Ig (CMD, 1997).
Inmunoglobulina A	La inmunoglobulina principal en las secreciones glandulares, como la mucina respiratoria e intestinal (glucoproteína mucosa), la saliva y las lágrimas (CMD, 1997).
Inmunoglobulina E	Inmunoglobulina que se adhiere a las células cebadas en los tractos respiratorio e intestinal y que desempeña una función central en las reacciones alérgicas. Su abreviatura es IgE (CMD, 1997).
Inmunoglobulina G	La principal inmunoglobulina en el suero humano, importante en la producción de la inmunidad en los infantes antes del nacimiento. Su abreviatura es IgG (CMD, 1997).
Intersticio	Espacio o vacío en un tejido o en la estructura de un órgano (CMD, 1997).

Isquémico	Pertenciente a una deficiencia local y temporal del suministro de sangre debido a la obstrucción de la circulación a una parte del cuerpo (CMD, 1997).
Leucemia	Enfermedad maligna de las células sanguíneas en la médula ósea (CMD, 1997).
Lisozima	Enzima encontrada en los glóbulos blancos y en las secreciones del cuerpo; destruye las bacterias al descomponer sus paredes (CMD, 1997).
Malestar	Incomodidad, ansiedad o indisposición, generalmente indicador de infección (CMD, 1997).
Marcador biológico	Todo parámetro usado para medir la interacción entre un sistema biológico y un agente ambiental, ya sea químico, físico o biológico (OMS, 1993).
Metaplasia	Transformación anormal de un tipo de tejido en otro distinto (CMD, 1997).
Micotoxina	Sustancia producida por moho que crece en los alimentos o en los alimentos de los animales. Al ser ingerida por humanos o animales, puede causar enfermedad o muerte (CMD, 1997).
Mioglobina	Proteína que contiene hierro y que se encuentra en las células musculares que almacenan el oxígeno necesario para la respiración de las células (CMD, 1997).
Monóxido de carbono	Gas incoloro, casi inodoro, insípido, inflamable, cuya fórmula es CO. Se produce, entre otras causas, a partir de la combustión incompleta de materiales orgánicos (por ejemplo, en los motores de los automóviles) y normalmente se presenta en cantidades traza en la atmósfera. En concentraciones mayores de 100 cm ³ /m ³ (0,01%), es altamente tóxico. Su afinidad con la hemoglobina (con la que forma carboxihemoglobina) se ubica entre 200 y 300 veces la del oxígeno y tiene el efecto de reducir la capacidad de transporte de oxígeno de la hemoglobina y de conducir a la muerte por asfixia. Al igual que las concentraciones de humo de tabaco en ambientes no ventilados, las de monóxido de carbono en la ciudad (generadas principalmente por los tubos de escape de los vehículos) pueden ser lo suficientemente altas para generar preocupación (OMS, 1980).
Morbilidad	Número de personas enfermas o casos de enfermedades en relación con una población específica (CMD, 1997).

Morfológico	Pertenciente a la ciencia de la estructura y forma de los organismos, independientemente de su función (CMD, 1997).
Mortalidad	Proporción de muertes; razón entre el número de muertes y una población determinada (CMD, 1997).
Muestreo	Recolección de una porción representativa para someterla a análisis y ensayos (OMS, 1980). El muestreo continuo es un muestreo ininterrumpido y se realiza durante una operación o por un periodo determinado. El muestreo al azar o muestreo puntual se realiza durante un tiempo muy corto (ISO, 1994).
Mutagénico	Relativo a un agente que causa mutaciones genéticas (CMD, 1997).
Náusea	Sensación desagradable que generalmente precede al vómito (CMD, 1997).
Neblina	Suspensión de partículas sumamente pequeñas (secas) en la atmósfera. Si bien estas partículas no se pueden observar a simple vista, son lo suficientemente numerosas para dar a la atmósfera una apariencia opalescente y una visibilidad reducida (ISO, 1994; OMM, 1992).
Neumonía	Inflamación de los alvéolos, del tejido intersticial y bronquiolos de los pulmones debido a la infección por bacterias, virus u otros organismos patógenos o a la irritación por sustancias químicas u otros agentes (CMD, 1997).
Neumonitis	Inflamación del pulmón, generalmente debido a reacciones de hipersensibilidad (alérgica) al polvo orgánico, como el proveniente del trigo u otros granos, o a sustancias químicas (CMD, 1997).
Neurológico	Relativo a la rama de la medicina que aborda el sistema nervioso y sus enfermedades (CMD, 1997).
Neurotoxicidad	Capacidad de dañar el tejido nervioso (CMD, 1997).
Neutrófilo	Leucocito de tipo granular (CMD, 1997).
Niebla	Como estándar internacional, la niebla es un término general referido a la suspensión de gotas pequeñas en un gas. En meteorología, se refiere a la suspensión de gotas pequeñas de agua que produce una visibilidad de menos de un kilómetro (ISO, 1994). La Organización Meteorológica Mundial (OMM) define la niebla como la suspensión de gotas pequeñas de agua (con frecuencia, microscópicas) en el aire que también reduce la visibilidad horizontal en la superficie terrestre a menos de un kilómetro (OMM, 1992).

Nitrato	Véase <i>ácido nítrico</i> .
Nitrógeno	Elemento gaseoso, cuyo número atómico es 7, masa atómica relativa 14,0067 y símbolo, N. Es el componente principal del aire (78% de su volumen).
Nivel de efecto adverso no observable (NOAEL)	La mayor concentración o cantidad de una sustancia, encontrada a través de la observación o experimentación, que no causa un efecto adverso detectable (OMS, 1994c). En este nivel se pueden detectar efectos que no se consideran adversos.
Nivel de efecto no observable (NOEL)	La mayor concentración o cantidad de una sustancia, encontrada a través de la observación o experimentación, que no causa un efecto detectable (OMS, 1994c).
Nivel mínimo de efecto adverso observable (LOAEL)	La menor concentración o cantidad de una sustancia, encontrada a través de la observación o experimentación, que causa un efecto adverso (OMS, 1994c).
Nivel mínimo de efecto observable (LOEL)	La menor concentración o cantidad de una sustancia, encontrada a través de la observación o experimentación, que causa un efecto (OMS, 1994c).
Norma	Nivel de un contaminante del aire; por ejemplo, la concentración o valor de deposición que una entidad normativa adopta como aplicable. A diferencia de un valor guía, al formular una norma, se deben especificar ciertos elementos además del nivel basado en el efecto y el tiempo promedio de exposición. Estos elementos incluyen la estrategia de medición, los procedimientos de manejo de datos y las estadísticas usadas para derivar, a partir de las mediciones, el valor que se va a comparar con la norma. El valor numérico de una norma también puede incluir el número permitido de incumplimientos (OMS, 1998a).
Nucleación	Proceso de formar un punto central alrededor del cual se acumula la materia (CMD, 1997).
Organismos viables	Organismos capaces de vivir fuera de un huésped (CMD, 1997).
Oxidante (en química atmosférica)	Es un término sumamente cualitativo que incluye a todos los gases traza con mayor potencial de oxidación que el oxígeno (por ejemplo, el ozono, el nitrato peroxiacetil, el peróxido de hidrógeno, los peróxidos orgánicos, el NO ₃ , etcétera). En la medida de lo posible, se recomienda usar términos más precisos, que determinen el oxidante específico de interés (IUPAC, 1997).

Oxidasa de citocromo	Enzima compleja de dos citocromos y dos átomos de cobre que se encuentra en el mitocondrio de células eucarióticas (CMD, 1997).
Óxido nítrico	Véase <i>óxidos de nitrógeno</i> .
Oxígeno	Elemento gaseoso, cuyo número atómico es 8, masa atómica relativa, 15,9994, y símbolo, O. El oxígeno es un gas incoloro e inodoro que permite la combustión en el aire. El oxígeno molecular (O ₂) constituye 20,95% del volumen de aire seco en la parte inferior de la atmósfera. El O ₂ es esencial para la conservación de casi todas las formas de vida. A una altitud mayor de 20 km, el oxígeno atómico se presenta en cantidades significativas y a 100 km, se encuentra en la forma predominante. Para la forma triatómica del oxígeno, véase <i>ozono</i> .
Ozono	Alótropo triatómico de oxígeno; gas azul pálido con un olor acre característico, cuya fórmula es O ₃ . Es un oxidante altamente reactivo, muy tóxico y a concentraciones mayores de 125 µg/m ³ , es considerado un contaminante importante (OMS, 1980). Se presenta de manera natural en la atmósfera y en altas concentraciones en la atmósfera superior, donde se forma a partir de la acción de la radiación solar ultravioleta. En la tropósfera, se forma principalmente debido a reacciones fotoquímicas con hidrocarburos y óxidos de nitrógeno.
Paciente externo	Persona que recibe tratamiento en un hospital, clínica o posta sin ser hospitalizada (CMD, 1997).
Paroxismo	Ataque o recurrencia súbita y periódica de los síntomas de una enfermedad; exacerbación de síntomas (CDM, 1997).
Partícula	Masa pequeña discreta de materia sólida o líquida (ISO, 1994).
Partículas finas	Partículas con diámetros aerodinámicos inferiores a 2,5 micrómetros.
Partículas ultrafinas	Partículas con diámetros aerodinámicos inferiores a 0,1 micrómetros.
Perinatal	Relativo al periodo que empieza después de la semana 28 de embarazo y termina 28 días después del nacimiento (CMD, 1997).
Permeabilidad de las vías respiratorias	Capacidad de permitir el paso del aire hacia y desde los pulmones (CMD, 1997).
Polvo	Partículas sólidas pequeñas. Convencionalmente, son aquellas partículas con diámetros menores de 75 µm que se sedimentan por su propio peso pero que pueden permanecer suspendidas por algún tiempo (ISO, 1994). Las normas nacionales pueden ser más específicas e incluir diámetros de la partícula o una definición basada en un tamiz de abertura específica. El polvo se presenta en la atmósfera

	bien de manera natural, bien como resultado de las actividades humanas (Willeke, 1993).
Protoporfirina	Derivado de la hemoglobina que contiene cuatro núcleos de pirrol (CMD, 1997).
Quimioluminiscencia	Luz fría o luz resultante de una reacción química sin producción de calor (CMD, 1997).
Renal	Relativo al riñón (CMD, 1997).
Respiración	Acto de respirar (esto es, inhalar y exhalar), durante el cual los pulmones reciben aire a través de la inspiración y eliminan dióxido de carbono a través de la espiración (CMD, 1997).
Respiratorio	Relativo a la respiración (CMD, 1997).
Retrofaríngeo	Posterior a las vías respiratorias que van desde la cavidad nasal hasta la laringe (CMD, 1997).
Rinitis	Inflamación de la membrana mucosa nasal. Los síntomas incluyen congestión nasal, secreciones nasales finas, estornudos y picazón de la nariz (CMD, 1997).
Rinoconjuntivitis	Rinitis e inflamación de la membrana mucosa que causa la hinchazón de los párpados y se refleja en el globo ocular.
Sala de emergencias	Área de un hospital destinada a la atención de pacientes que presentan casos de emergencia (CMD, 1997).
Sibilancia	Sonido continuo de matiz musical producido por el estrechamiento de las vías respiratorias (CMD, 1997).
Síndrome del edificio enfermo	Síntomas específicos con etiología indeterminada que experimenta un porcentaje de las personas que trabajan o viven en un edificio y que desaparecen cuando estas dejan la construcción.
Síntoma	Cualquier cambio perceptible en el cuerpo o en sus funciones que indica enfermedad o el tipo o fase de una enfermedad (CMD, 1997).
Síntoma respiratorio inferior	Síntoma en las vías respiratorias inferiores (es decir, desde la tráquea hasta los bronquiolos).
Smog fotoquímico	Resultado de las reacciones entre óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos y oxidantes en la atmósfera bajo la influencia de la luz solar que produce compuestos oxidantes y suele causar una visibilidad

deficiente, irritación ocular o daño material y vegetal si está suficientemente concentrado (ISO, 1994).

Tasa	Velocidad o frecuencia de la ocurrencia de un evento, generalmente expresada con respecto al tiempo o a algún otro patrón conocido (CMD, 1997). La tasa de muerte o mortalidad es el número de muertes en una población específica, con frecuencia expresada por 100.000 habitantes, durante un periodo determinado (por lo general, un año). La tasa de morbilidad consiste en el número de casos anuales de ciertas enfermedades en relación con la población en la cual ocurren. La tasa de mortalidad infantil es el número de muertes anuales de infantes menores de un año dividido entre el número de infantes nacidos vivos durante el mismo periodo. La tasa máxima de flujo de espiración es la tasa máxima de exhalación durante la espiración forzada, medida en litros por segundo o litros por minuto.
Tasa máxima de flujo de espiración	Véase <i>tasa</i> .
Teratogenicidad	Cualidad de una sustancia, agente o proceso de interferir con el desarrollo normal del embrión (CMD, 1997).
Tos	Esfuerzo espiratorio fuerte y algunas veces violento, precedido por una inspiración (CMD, 1997).
Tráquea	Tubo cilíndrico que comprende desde la laringe hasta los bronquios primarios (CMD, 1997).
Tubular	Relativo a un tubo o con la forma de tal (CMD, 1997).
Unidad de riesgo	Riesgo adicional de cáncer durante el ciclo de vida en una población hipotética cuyos individuos estén expuestos continuamente, desde su nacimiento, a una concentración de un $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del agente en el aire que respiran (OMS, 1987).
Valor guía	Forma particular de guía. Tiene un valor numérico expresado bien como una concentración en el aire ambiental, bien como una ingesta tolerable o un nivel de deposición que está relacionado con el tiempo de exposición (OMS, 1998a). En el caso de la salud humana, el valor guía define una concentración por debajo de la cual el riesgo de la ocurrencia de efectos adversos es muy baja. No obstante, esto no garantiza la exclusión absoluta de los efectos en concentraciones ubicadas en o por debajo del valor guía. Para los compuestos olorosos, el valor guía representa un umbral del olor.
Vapor	Aerosol de partículas sólidas, generalmente de procesos metalúrgicos, producido por la condensación del estado gaseoso, por lo general

por la volatilización de sustancias derretidas y a menudo acompañado de reacciones químicas tales como la oxidación (ISO, 1994). Por extensión, también se llama así a los gases cargados con partículas provenientes de un proceso químico u operación metalúrgica (OMS, 1980). Con frecuencia, se usa el plural *vapores* para referirse a las nubes visibles de gas, vapor o aerosol con un olor desagradable y hediondo (OMS, 1980; ISO, 1994).

Vitamina D3

Vitamina de acción antirraquítica (CMD, 1997).

Volumen de espiración forzada

Volumen de aire que puede espirarse después de una inspiración completa. La espiración se hace lo más rápido posible y el volumen se mide en momentos precisos: $\frac{1}{2}$, 1, 2 y 3 segundos. Esto brinda información valiosa sobre la capacidad de expulsión de aire de los pulmones (CMD, 1997).

Para las referencias, véase la lista incluida en el apéndice A.

Apéndice D

Documentos de los Criterios de Salud Ambiental

Criterios de Salud Ambiental	Número de volumen	Año
Acetaldehído	167	1995
Acetona	207	1998
Acetonitrilo	154	1993
Ácido acrílico	191	1997
Ácido cloréndico y anhídrido	185	1996
Ácido diclorofenoxiacético, 2,4-	29	1984
Ácido diclorofenoxiacético, 2,4-, aspectos ambientales	84	1989
Acrilamida	49	1985
Acrilonitrilo	28	1983
Acroleína	127	1991
Aditivos de alimentos y contaminantes en los alimentos, principios para la evaluación de la seguridad de	70	1987
Alcaloides de pirrolizidina	80	1988
Aldicarb	121	1991
Aldrín y dieldrín	91	1989
Aletrinas	87	1989
Alfa-cipermetrina	142	1992
Aluminio	194	1997
Amitrol	158	1994
Amoniaco	54	1986
Ancianos, principios para evaluar los efectos de los productos químicos en los	144	1992
Arsénico	18	1981
Asbesto crisotilo	203	1998
Asbesto y otras fibras minerales naturales	53	1986
Bario	107	1990
Benceno	150	1993
Benomil	148	1993
Berilio	106	1990
Bifenilos polibromados	152	1994
Bifenilos y terfenilos policlorados, 1. ^a edición	2	1976
Bifenilos y terfenilos policlorados, 2. ^a edición	140	1992
Boro	204	1998
Bromuro de metilo	166	1995
Butanol, cuatro isómeros	651	1987
Cadmio	134	1992
Cadmio, aspectos ambientales	135	1992
Camfecloro	45	1984
Campos de frecuencia extremadamente baja (ELF, por sus siglas en inglés)	35	1984

Campos electromagnéticos	137	1992
Campos magnéticos	69	1987
Carbaril	153	1994
Carbendazima	149	1993
Carcinógenos, informe resumido sobre la evaluación de corto plazo en pruebas in vitro	47	1985
Carcinógenos, informe resumido sobre la evaluación de corto plazo en pruebas in vivo	109	1990
Cialotrín	99	1990
Cipermetrina	82	1990
Clordano	34	1984
Clordecona	43	1984
Cloro y cloruro de hidrógeno	21	1982
Cloroalquiléteres seleccionados	201	1998
Clorobencenos diferentes del hexaclorobenceno	128	1991
Clorodimeform	199	1998
Clorofenoles	93	1989
Clorofluorocarbonos, parcialmente halogenados (derivados del etano)	139	1992
Clorofluorocarbonos, parcialmente halogenados (derivados del metano)	126	1991
Clorofluorocarbonos, totalmente halogenados	113	1990
Cloroformo	163	1994
Clorotalonil	183	1996
Cloruro de metileno, 1. ^a edición	32	1984
Cloruro de metileno, 2. ^a edición	164	1996
Cloruro de vinilideno	100	1990
Cobre	200	1998
Combustible diesel y emisiones de tubos de escape	171	1996
Compuestos de estaño y estaño orgánico	15	1980
Cresoles	168	1995
Cromo	61	1988
DDT y sus derivados	9	1979
DDT y sus derivados, aspectos ambientales	83	1989
Deltametrina	97	1990
Diaminotoluenos	74	1987
Diazinona	198	1998
Dibenzo-p-dioxinas y dibenzofuranos polibromados	205	1998
Dibenzo-p-dioxinas y dibenzofuranos policlorados	88	1989
Dibromoetano, 1,2-	177	1996
Dicloroetano, 1,2- (1. ^a edición)	62	1987
Dicloroetano, 1,2- (2. ^a edición)	176	1995
Dicloropropeno, 1,3-, 1,2-dicloropropano y mezclas	146	1993
Diclorvos	79	1988
Dietilhexil ftalato	131	1992
Difenil-éter bromados	162	1994
Diflubenzuron	184	1992
Diisocianatos de tolueno	75	1987
Dimetilformamida	114	1991

Dimetoato	90	1989
Dimeton-S-metilo	197	1997
di-n-butilo ftalato	189	1997
Disulfuro de carbono	101	1979
Efectos de salud de las interacciones entre el uso del tabaco y la exposición a otros agentes	211	1999
Efectos genéticos en poblaciones humanas, guías para el estudio de	46	1985
Endosulfán	40	1984
Endrina	130	1992
Enfermedades de etiología sospechosa y su prevención, principios en el estudio de	72	1987
Epiclorhidrina	33	1984
Epidemiología ambiental, guías sobre estudios en	27	1983
Espíritu de petróleo	187	1996
Estireno	26	1983
Éter ter-butil metilo	206	1998
Etilbenceno	186	1996
Fenitrotión	133	1992
Fenol	161	1994
Fenotrina, d-	96	1990
Fenvalerato	95	1990
Fibras minerales hechas por el hombre	77	1988
Fibras orgánicas sintéticas seleccionadas	151	1993
Flúor y fluoruros	36	1984
Formaldehído	89	1989
Fosfato		
Fosfato de 2,3-dibromopropil	173	1995
Fosfato de tributilo	112	1991
Fosfato de tricresilo	110	1990
Fosfato de trifenilo	111	1991
Fosfina y fosfuros metálicos seleccionados	73	1988
Fosgeno	193	1997
Glifosato	159	1994
Heptacloro	38	1984
Hexaclorobenceno	195	1997
Hexaclorobutadieno	156	1994
Hexaclorociclohexanos, alfa y beta	123	1992
Hexaclorociclopentadieno	120	1991
Hexan, n-	122	1991
Hidrazina	68	1987
Hidrocarburos aromáticos policíclicos no heterocíclicos seleccionados	202	1998
Hidroquinona	157	1994
Inmunotoxicidad asociada con la exposición a productos químicos, principios y métodos para evaluaciones de	180	1996
Insecticidas organofosforados: una introducción general	63	1986
Isobenzano	129	1991
Isoforona	174	1995

Kelevan	66	1986
Límites de exposición humana, valores guía	170	1994
Lindano	124	1991
Manejo de la calidad para las pruebas de seguridad química	141	1992
Manganeso	17	1981
Marcadores biológicos y evaluación de riesgos: conceptos y principios	155	1993
Mercurio inorgánico	118	1991
Mercurio	1	1976
Mercurio, aspectos ambientales	86	1989
Metanol	196	1997
Metiletilcetona	143	1992
Metilisobutilcetona	117	1990
Metilmercurio	101	1990
Metilparathión	145	1992
Metomil	178	1996
Metoxietanol, 2-, 2-etoxietanol y sus acetatos	115	1990
Micotoxinas seleccionadas: ocratoxinas, tricotecenos, cornezuelo del centeno	105	1990
Micotoxinas	11	1979
Mirex	44	1984
Monóxido de carbono	131	1979
Morfolina	179	1996
Nefrotoxicidad asociada con la exposición a productos químicos, principios y métodos para la evaluación de	119	1991
Neurotoxicidad asociada con la exposición a productos químicos, principios y métodos para la evaluación de	60	1986
Níquel	108	1991
Nitratos, nitritos y compuestos de N-nitroso	5	1978
Nitropropano, 2-	138	1992
Oxidantes fotoquímicos	71	1978
Óxido de etileno	55	1985
Óxido de propileno	56	1985
Óxidos de azufre y material particulado en suspensión	8	1979
Óxidos de nitrógeno, 1. ^a edición	4	1977
Óxidos de nitrógeno, 2. ^a edición	188	1997
Parafinas cloradas	181	1996
Paraquat y diquat	39	1984
Pentaclorofenol	71	1987
Permetrina	94	1990
Plaguicidas de carbamato: introducción general	64	1986
Plaguicidas de ditiocarbamato, etilenotiurea y propilenotiurea: una introducción general	78	1988
Plaguicidas de tiocarbamato: una introducción general	76	1988
Platino	125	1991
Plomo inorgánico	165	1995
Plomo	3	1977
Plomo, aspectos ambientales	85	1989
Primera infancia y niñez temprana, principios para evaluar los riesgos de salud de los productos químicos durante la	59	1986

Principios de la evaluación de riesgos para la salud humana de la exposición a productos químicos	210	1999
Productos de petróleo seleccionados	20	1982
Productos químicos mutagénicos y carcinogénicos, guía sobre pruebas de corto plazo para detectar	51	1985
Progenie, principios para evaluar los riesgos de salud asociados con la exposición a productos químicos durante el embarazo	30	1984
Propacloro	147	1993
Propanol, 1-	102	1990
Propanol, 2-	103	1990
Quintozeno	41	1984
Radiación ultravioleta, 1.ª edición	14	1979
Radiación ultravioleta, 2.ª edición	160	1994
Radiofrecuencia y microondas	16	1981
Radionucleidos seleccionados	25	1983
Raticidas anticoagulantes	175	1995
Rayos láser y radiación óptica	23	1982
Residuos de plaguicidas en los alimentos, principios para la evaluación de	104	1990
Resmetrinas	92	1989
Retardantes del fuego: tris (cloropropil) fosfato y tris 2-cloroetil	209	1998
Retardante del fuego: una introducción general	192	1997
Ruido	12	1980
Selenio	58	1986
Sulfato de dimetilo	48	1985
Sulfonatos de los alquilbencenos, compuestos lineales y relacionados	169	1996
Sulfuro de hidrógeno	19	1981
Talio	182	1996
Tecnazeno	42	1984
Tetrabromobisfenol A y derivados	172	1995
Tetracloroetileno	31	1984
Tetracloruro de carbono	208	1999
Tetradifón	67	1986
Tetrametrina	98	1990
Titanio	24	1982
Tolueno	52	1986
Toxicidad de productos químicos (parte 1), principios y métodos para evaluar la	6	1978
Toxicocinética, principios para los estudios de	57	1986
Tóxicos biológicos acuáticos (marinos y de agua dulce)	37	1984
Tributilestano, compuestos de	116	1990
Triclorfón	132	1992
Tricloroetano, 1,1,1-	136	1992
Tricloroetileno	50	1985
Ultrasonido	22	1982
Vanadio	81	1988
Xilenos	190	1997

Apéndice E

Lista de participantes

GUÍAS DE LA OMS PARA LA CALIDAD DEL AIRE

Lista de participantes de la reunión del Grupo de Trabajo Oficina central de la OMS, Ginebra 2-5 de diciembre de 1997

Dr. Amrit Aggarwal
Director adjunto y jefe
División de Control de Contaminación del Aire
National Environmental Engineering Research Institute
Nehru Marg
Nagpur - 440 020
India
Teléfono: (+ 91 712) 226 071 a 75
Fax: (+ 91 712) 230 673 ó + (91 712) 222 725
Correo electrónico: root%neeri@sirnetd.ernet.in

Sr. Jonathan Bower
Air Pollution Monitoring
AEA Technology, E5 Culham
GB - Abingdon, Oxfordshire OX14 3DB
Teléfono: (+ 44 1235) 463 067
Fax: (+ 44 1235) 463 011
Correo electrónico: jon.bower@aeat.co.uk

Dr. Mostafa El-Desouky
Asesor técnico
Occupational & Environmental Health Department
Ministerio de Salud
P. O. Box 10098 Shuaiba
65451 Kuwait
Teléfono/fax: (+ 965) 261 51 36/326 19 66
Fax: (+ 965) 32 62 045

Dr. Hidekazu Fujimaki
Jefe de sección
National Institute for Environmental Studies
16-2, Onogawa, Tsukuba
Ibaraki 305
Japón

Teléfono: (+ 81 298) 50 2518
Fax: (+ 81 298) 50 2518 ó 50 25 74
Correo electrónico: fujimaki@nies.go.jp

Prof. Morton Lippmann
Departamento de Medicina Ambiental
New York University Medical Centre
57 Old Forge Road
Tuxedo, Nueva York 10987
Estados Unidos
Teléfono: (+ 1 914) 351 2396
Fax: (+ 1 914) 351 5472
Correo electrónico: lippmann@charlotte.med.aryu.edu

Sra. Angela Mathee
Responsable ejecutiva
Eastern Metropolitan Substructure (Johannesburg)
Sandton Administration Building (Room 310)
Corner of West and Rivonia Roads
Sandton 2196
Sudáfrica
Teléfono: (+ 27 11) 881 6911
Fax: (+ 27 11) 881 6071
Correo electrónico: comam@emss.org.za

Dr. Robert L. Maynard
Director, Sección de Contaminación del Aire
Departamento de Salud
Skipton House, Room 658C
80 London Road, Elephant & Castle
Londres SE1 6LW
Reino Unido
Teléfono: (+ 44 171) 972 5118 ó 972 2000
Fax: (+ 44 171) 972 5156
Correo electrónico: rmaynard@hefm.demon.co.uk

Prof. Frank Murray
Murdoch University
Environmental Science Division
Murdoch WA 6150
Australia
Teléfono: (+ 61 89) 360 2501/6000
Fax: (+ 61 89) 310 4997
Correo electrónico: murray@essun1.murdoch.edu.au

Prof. Mahmood Nasralla
Presidente
Unidad de Mejora de la Calidad del Aire
National Research Centre
Dokki, El Cairo
Egipto
Teléfono: (+ 20 2) 353 7299
Fax: (+ 20 2) 337 0931

Dra. Isabelle Romieu
Epidemióloga
2595 Woodwardia Rd.
Atlanta GA 30345
Estados Unidos
Teléfono: (+ 1 770) 488 7649
Fax: (+ 1 770) 488 7335
Correo electrónico: iar9@cdc.gov

Prof. Bernd Seifert
Director
Department of Air Hygiene
Institute for Water, Soil & Air Hygiene
Federal Environmental Agency
Corrensplatz 1
14195 Berlín
Alemania
Teléfono: (+ 49 30) 8903 1320
Fax: (+ 49 30) 8903 1830
Correo electrónico: Bernd.Seifert@uba.de

Dr. Bimala Shrestha
Representación de la OMS
o GPO Box 5627, Katmandú, Nepal
P. O. Box 108
Katmandú
Nepal
Teléfono: (+ 977 1) 52 16 62 (privado)
Fax: (+ 977 1) 52 77 56
Correo electrónico: speets@whonep.mos.com.np

Prof. Kirk Smith
Director asociado para Programas Internacionales
Centre for Occupational and Environmental Health
Universidad de California
Warren Hall, MC-7360
Berkeley, CA 94720-7360
Estados Unidos

Teléfono: (+ 1 510) 643 0793
Fax: (+ 1 510) 642 5815
Correo electrónico: KRKSmith@UCLink4.Berkeley.edu

Prof. Gerhard Winneke
Auf'm Hennekamp 50
40225 Düsseldorf
Alemania
Teléfono: (+ 49 211) 33 89 291
Fax: (+ 49 211) 33 89 331
Correo electrónico: Gerhard.winneke@uni-duesseldorf.de

Dr. Ruqiu Ye
Administrador adjunto
National Environmental Protection Agency
N.º 115 Xizhimennei Nanxiaojie
Pekín 100035
Republica Popular China
Teléfono: (+ 86 10) 66 15 17 54 (directo); (casa) 6491 5281
Fax : (+ 86 10) 66 15 17 62/68
Correo electrónico: yerq@hotmail.com o yeruqiu@cenpok.net

Observadores

Prof. Ursula Ackermann-Lieblich
Jefa del Institute of Social & Preventive Medicine
University of Basel
Steinengraben 59
4051 Basilea
Teléfono: (061) 267 6066
Fax: (061) 267 61 90
Correo electrónico: ackermann@ubaclu.unibas.ch

Gerhard Leutert
Jefe
División de Control de la Contaminación del Aire
Federal Office of Environment, Forests and Landscape
3003 Berna
Teléfono: (031) 322 93 33
Fax: (031) 324 01 37

Dr. Ruth Etzel
National Centre for Environmental Health
Centres for Disease Control and Prevention
4770 Buford Highway
Atlanta, Georgia 30341-3724
Estados Unidos

Teléfono: (+ 1 770) 488 7321
Fax: (+ 1 770) 488 7829
Correo electrónico: RAE1@CDC.GOV

Secretaría de la OMS

Dr. Bingheng Chen
Programa Internacional de Seguridad Química
Organización Mundial de la Salud
Avenue Appia
1211 Ginebra 27
Teléfono: (+ 41 22) 791 3571
Fax: (+ 41 22) 791 4848
Correo electrónico: chenbh@who.ch

Dr. Richard Helmer
Jefe
Urban Environmental Health
Organización Mundial de la Salud
Avenue Appia
1211 Ginebra 27
Teléfono: (+ 41 22) 791 3761
Fax: (+ 41 22) 791 4127
Correo electrónico: helmerr@who.ch

Dr. Michal Krzyzanowski
Epidemiólogo ambiental
Centro Europeo de la OMS para el Medio Ambiente y la Salud (EHEC)
P. O. Box 10
NL – 3730 AA De Bilt
Teléfono: (+ 31 30) 229 5323
Fax: (+ 31 30) 229 4120
Correo electrónico: mkr@who.nl

Dr. Rolaf van Leeuwen
Gerente, Seguridad Química
Centro Europeo de la OMS para el Medio Ambiente y la Salud (EHEC)
P.O. Box 10
NL – 3730 AA De Bilt
Teléfono: (+ 31 30) 229 5307
Fax: (+ 31 30) 229 4252
Correo electrónico: rle@who.nl

Dr. Roberto Romano
Asesor regional
Programas de Calidad Ambiental
División de Salud y Ambiente
OPS/AMRO
525, 23rd Street, N. W.
Washington, D. C. 20037-2895, Estados Unidos
Teléfono: (+ 1 202) 974 3865
Fax: (+ 1 202) 974 3988
Correo electrónico: romanoro@paho.org

Dr. Yasmin von Schirnding
Científico
Office of Global & Integrated Environmental Health (EHG)
Organización Mundial de la Salud
Avenue Appia
1211 Ginebra 27
Teléfono: (+ 41 22) 791 35 33
Fax: (+ 41 22) 791 41 23
Correo electrónico: vonschirndingy@who.ch

Dr. Dieter Schwela
Científico especializado en contaminación del aire
Salud ambiental urbana/EOS
Organización Mundial de la Salud
Avenue Appia
1211 Ginebra 27
Teléfono: (+ 41 22) 791 4261
Fax: (+ 41 22) 791 4127
Correo electrónico: schwelad@who.ch

Dr. Maged Younes
Jefe
Assessment of Risk and Methodologies (ARM)
Organización Mundial de la Salud
Avenue Appia
1211 Ginebra 27
Teléfono: (+ 41 22) 791 3574
Fax: (+ 41 22) 791 4848
Correo electrónico: younesm@who.ch

