

44

Director del capítulo
Xavier Guardino Solá

Sumario

Calidad del aire interior: introducción <i>Xavier Guardino Solá</i>	44.2
Naturaleza y fuentes de los contaminantes químicos en el interior <i>Derrick Crump</i>	44.6
Radón <i>María José Berenguer</i>	44.11
Humo de tabaco <i>Dietrich Hoffmann y Ernst L. Wynder</i>	44.12
Regulación del consumo de tabaco <i>Xavier Guardino Solá</i>	44.16
Determinación y valoración de los contaminantes químicos <i>M. Gracia Rosell Farrás</i>	44.17
Contaminación biológica <i>Brian Flannigan</i>	44.22
Reglamentos, recomendaciones, normas y patrones <i>María José Berenguer</i>	44.28

● CALIDAD DEL AIRE INTERIOR: INTRODUCCION

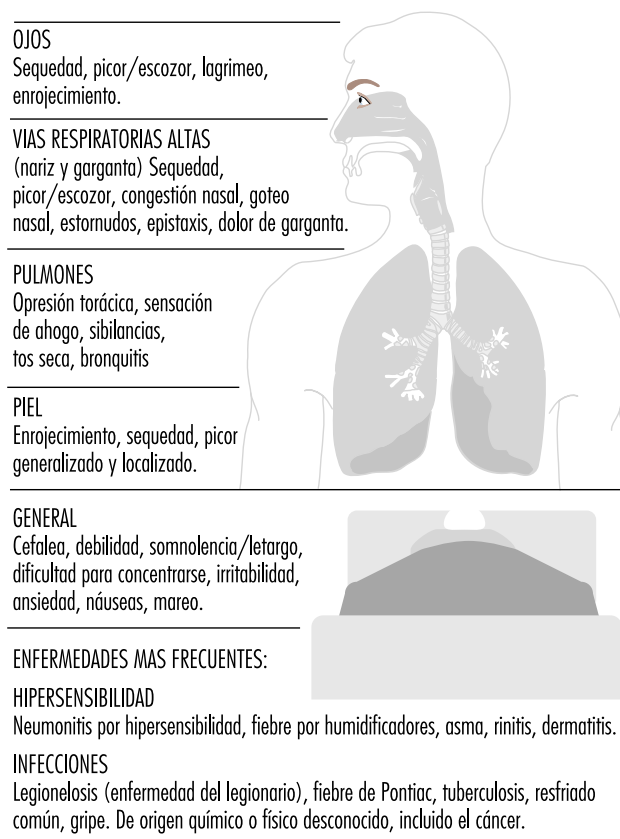
Xavier Guardino Solá

La conexión entre el uso de un edificio como lugar de trabajo o vivienda y la aparición, en algunos casos, de molestias y síntomas que responden a la definición de una enfermedad es un hecho que ya no puede cuestionarse. La principal responsable es la contaminación de diversos tipos presente en el edificio, que suele denominarse "mala calidad del aire en interiores". Los efectos adversos debidos a esa deficiente calidad del aire en espacios cerrados afecta a muchas personas, ya que se ha demostrado que los habitantes de las ciudades pasan entre el 58 y el 78 % de su tiempo en un ambiente interior que se encuentra contaminado en mayor o menor grado. Es un problema que se ha visto agravado por la construcción de edificios diseñados para ser más herméticos y que reciclan el aire con una proporción menor de aire fresco procedente del exterior con el fin de aumentar su rentabilidad energética. Actualmente se acepta de forma general que los edificios que carecen de ventilación natural presentan riesgo de exposición a contaminantes.

El término *aire interior* suele aplicarse a ambientes de interior no industriales: edificios de oficinas, edificios públicos (colegios, hospitales, teatros, restaurantes, etc.) y viviendas particulares. Las concentraciones de contaminantes en el aire interior de estas estructuras suelen ser de la misma magnitud que las encontradas habitualmente al aire exterior, y mucho menores que las existentes en el medio ambiente industrial, donde se aplican normas relativamente bien conocidas con el fin de evaluar la calidad del aire. Aun así, muchos ocupantes de edificios se quejan de la calidad del aire que respiran, por lo que es necesario investigar esta situación. La calidad del aire interior comenzó a considerarse un problema a finales del decenio de 1960, aunque los primeros estudios no se llevaron a cabo hasta unos diez años después.

Aunque parecería lógico pensar que para que la calidad del aire sea buena, éste debe contener los componentes necesarios en proporciones apropiadas, en realidad es a través del usuario (de su respiración), cómo mejor puede valorarse su calidad. La razón está en que el aire inhalado se percibe perfectamente a través de los sentidos, ya que el ser humano es sensible a los efectos olfativos e irritantes de cerca de medio millón de compuestos químicos. Por consiguiente, si los ocupantes de un edificio están todos satisfechos con el aire, se dice que éste es de alta calidad, y de mala calidad si sucede lo contrario. ¿Significa esto que es posible predecir cómo se percibirá el aire a partir de su composición? Sí, pero sólo en parte. Es un método que puede aplicarse a ambientes industriales, donde los compuestos químicos específicos relacionados con la producción se conocen, se determinan sus concentraciones y se comparan con valores límite umbral. Pero en edificios no industriales donde puede haber millares de sustancias químicas en el aire pero en concentraciones tan bajas que, quizá, sean miles de veces menores que los límites establecidos para el medio ambiente industrial, la situación es diferente. En la mayoría de estos casos la información sobre la composición química del aire interior no nos permite predecir cómo se percibirá el aire, ya que el efecto conjunto de miles de estos contaminantes, junto con la temperatura y la humedad, pueden producir un aire que se percibe como irritante, viciado o enrarecido, es decir, de mala calidad. Algo parecido sucede con la composición detallada de un alimento y su sabor: el análisis químico es insuficiente para predecir si el alimento tendrá un sabor bueno o malo. Por este motivo, cuando se planifica un sistema de ventilación y su

Figura 44.1 • Síntomas y enfermedades relacionados con la calidad del aire interior.



mantenimiento periódico, rara vez se requiere un análisis químico exhaustivo.

Existe otro punto de vista que considera a las personas como única fuente de contaminación del aire interior. Y no sería equivocado si estuviéramos tratando con materiales de construcción, muebles y sistemas de ventilación como los utilizados hace 50 años, cuando predominaban el ladrillo, la madera y el acero. Ahora bien, con los materiales modernos la situación ha cambiado. Todos los materiales generan contaminación, unos en pequeña y otros en gran cantidad, y juntos contribuyen al deterioro de la calidad del aire interior.

Los cambios en el estado de salud de una persona debidos a la mala calidad del aire interior pueden manifestarse en diversos síntomas agudos y crónicos así como en forma de diversas enfermedades específicas. Todos ellos se ilustran en la Figura 44.1. Aunque los casos en que la mala calidad del aire interior da lugar al desarrollo completo de una enfermedad son pocos, puede causar malestar, estrés, absentismo laboral y pérdida de productividad (con aumentos paralelos de los costes de producción); además, las acusaciones sobre problemas relacionados con los edificios pueden generar rápidamente un conflicto entre los ocupantes, sus empresas y los propietarios de los edificios.

Por lo común resulta difícil establecer con precisión en qué medida la mala calidad del aire interior puede afectar a la salud, ya que no se dispone de suficiente información con respecto a la relación entre la exposición y el efecto a las concentraciones a las que suelen estar presentes los contaminantes. Por tanto, es necesario obtener información en condiciones de dosis elevadas (como las de las exposiciones en el entorno industrial) y

extrapolarla a dosis mucho más bajas con el margen de error correspondiente. Por otro lado, aunque se conocen bien los efectos de la exposición aguda a muchos contaminantes presentes en el aire, existen importantes lagunas en los datos relativos a las exposiciones a largo plazo a concentraciones bajas y a mezclas de diferentes contaminantes. Los conceptos de nivel sin efecto (NSE), efecto nocivo y efecto tolerable, confusos incluso en el ámbito de la toxicología industrial, son aquí aún más difíciles de definir. Se han realizado pocos estudios concluyentes sobre este tema, tanto relativos a edificios públicos y oficinas como a viviendas particulares.

Existen normas para la calidad del aire en el exterior establecidas con el fin de proteger a la población general. Se han obtenido determinando los efectos adversos sobre la salud debidos a la exposición a contaminantes en el medio ambiente. Son útiles como directrices generales para conseguir una calidad aceptable del aire interior; las propuestas por la Organización Mundial de la Salud son un ejemplo de estas normas. Se han establecido criterios técnicos [como el valor límite umbral de la conferencia Americana de Higienistas Industriales del Gobierno (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, ACGIH) de Estados Unidos y los valores límite legalmente establecidos para ambientes industriales en diferentes países, para los trabajadores adultos y para duraciones específicas de exposición que, por lo tanto, no pueden aplicarse directamente a la población general. La Sociedad Americana de Ingenieros de Calefacción, Refrigeración y Acondicionamiento del Aire (American Society of Heating, Refrigeration and Air Conditioning Engineers, ASHRAE) de Estados Unidos ha elaborado una serie de normas y recomendaciones, muy utilizadas para la valoración de la calidad del aire interior.

Otro aspecto que debe considerarse como parte de la calidad del aire interior es su olor, ya que éste suele ser el parámetro definitorio. La combinación de un cierto olor con el leve efecto irritante de un compuesto en el aire de un interior puede conducirnos a definir su calidad como "fresca" y "limpia" o como "viciada" y "contaminada". Por consiguiente, el olor es muy importante al definir la calidad del aire interior. Aunque los olores dependen objetivamente de la presencia de compuestos en cantidades superiores a sus umbrales olfativos, a menudo se evalúan desde un punto de vista estrictamente subjetivo. Debe tenerse en cuenta que la percepción de un olor puede deberse a los olores de numerosos compuestos diferentes y que la temperatura y la humedad también pueden modificar sus características. Desde el punto de vista de la percepción, son cuatro las características que nos permiten definir y medir los olores: intensidad, calidad, tolerabilidad y umbral. Con todo, es muy difícil "medir" los olores desde un punto de vista químico en el aire interior. Por esa razón la tendencia es eliminar los olores "malos" y utilizar, en su lugar, los considerados buenos con el fin de dar al aire una calidad agradable. El enmascaramiento de los malos olores con otros agradables suele fracasar, ya que pueden reconocerse por separado olores de muy diferentes calidades, y el resultado es imprevisible.

Cuando más del 20 % de los ocupantes de un edificio se quejan de la calidad del aire o presentan síntomas claros se puede afirmar que existe el fenómeno conocido como *síndrome del edificio enfermo*. Se manifiesta en diversos problemas físicos y ambientales asociados a interiores no industriales. Los casos de síndrome del edificio enfermo suelen ir acompañados de las características siguientes: las personas afectadas presentan síntomas indeterminados, similares a los del resfriado común o a los de las enfermedades respiratorias; los edificios son eficientes en ahorro de la energía y tienen un diseño y una construcción modernos o han sido remodelados recientemente con materiales nuevos, y los ocupantes no pueden controlar la temperatura, la humedad ni la iluminación de su lugar de trabajo. La

distribución porcentual estimada de las causas más frecuentes de síndrome del edificio enfermo es: ventilación insuficiente debida a falta de mantenimiento, distribución deficiente y entrada insuficiente de aire fresco (50 a 52 %); contaminación generada en el interior, como la producida por las máquinas de oficina, el humo del tabaco y los productos de limpieza (17 a 19 %); contaminación procedente del exterior del edificio debida a una disposición inadecuada de las entradas de aire y de los respiraderos de aspiración (11 %); contaminación microbiológica del agua estancada en los conductos del sistema de ventilación, humidificadores y torres de refrigeración (5 %), y formaldehído y otros compuestos orgánicos emitidos por los materiales de construcción y decoración (3 a 4 %). Por tanto, en la mayoría de los casos se cita la ventilación como importante causa originaria.

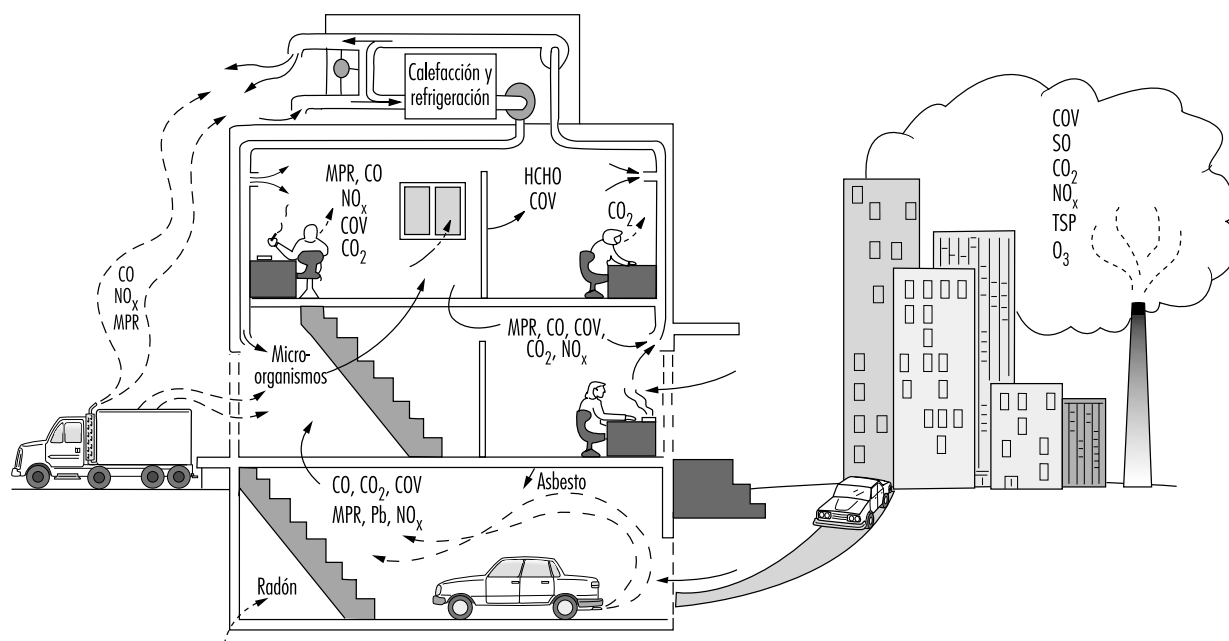
Otra cuestión de naturaleza diferente es la de las enfermedades relacionadas con los edificios, más graves aunque menos frecuentes, que van acompañadas de síntomas clínicos muy definidos y resultados de laboratorio claros. Algunos ejemplos de estas enfermedades son la neumonitis por hipersensibilidad, la fiebre del humidificador, la legionelosis y la fiebre de Pontiac. Una opinión bastante generalizada entre los investigadores es que estas enfermedades deben considerarse independientes del síndrome del edificio enfermo.

Se han llevado a cabo estudios para confirmar las causas de los problemas de calidad del aire y sus posibles soluciones. En los últimos años, el conocimiento de los contaminantes presentes en el aire interior y de los factores que contribuyen al deterioro de su calidad ha avanzado de forma considerable, aunque queda todavía mucho camino por recorrer. Los estudios realizados en los últimos 20 años han demostrado que la presencia de contaminantes en muchos ambientes de interior es superior a la prevista y, además, se han identificado contaminantes diferentes a los presentes en el aire exterior. Lo cual contradice la suposición de que los interiores sin actividad industrial carecen hasta cierto punto de contaminantes y que, en el peor de los casos, su composición podría ser equivalente a la del aire libre. Los contaminantes como el radón y el formaldehído se identifican casi exclusivamente en el medio ambiente interior.

La calidad del aire interior, incluida la de las viviendas, se ha convertido en un problema de salud ambiental, como el control de la calidad del aire en el exterior o la exposición en el trabajo. Ahora bien, ya se ha comentado que una persona residente en un área urbana pasa entre el 58 y el 78 % de su tiempo en un medio ambiente de interior, y las personas más susceptibles (esto es, los ancianos, los niños pequeños y los enfermos) son las que más tiempo están en esas condiciones. Es un asunto que comenzó a preocupar a partir de 1973 cuando, debido a la crisis energética, los esfuerzos dirigidos a la conservación de energía se concentraron en la reducción de la entrada del aire exterior a los espacios interiores en la mayor medida posible, con el fin de disminuir los costes de calefacción y refrigeración de los edificios. Aunque no todos los problemas relacionados con la calidad del aire interior son consecuencia de medidas en materia de ahorro de energía, es evidente que conforme fue generalizándose ese principio, comenzaron a aumentar las quejas sobre la calidad del aire interior y a surgir todos los problemas.

Otro asunto digno de atención es la presencia de microorganismos en el aire interior, lo que puede causar problemas de carácter infeccioso y alérgico. No debe olvidarse que los microorganismos son un componente normal y esencial de los ecosistemas. Por ejemplo, en el suelo y en la atmósfera suelen hallarse diversos hongos y bacterias saprófitas que se nutren de materia orgánica muerta del medio ambiente, los cuales se han detectado también en el medio ambiente de interiores. Los problemas de contaminación biológica en interiores han sido objeto de interés en los últimos años.

Figura 44.2 • Diagrama de un edificio que muestra diversas fuentes de contaminantes de interior y de exterior.



CO = monóxido de carbono; CO₂ = dióxido de carbono; HCHO = formaldehído; NO_x = óxidos de nitrógeno; Pb = plomo; MPR = materia particulada respirable; COV = compuestos orgánicos volátiles.

El brote de enfermedad del legionario de 1976 es el caso que más ha llamado la atención de una enfermedad causada por un microorganismo en el medio ambiente de interiores. Otros agentes infecciosos, como los virus que pueden causar enfermedades respiratorias agudas, también son detectables en interiores, especialmente si la densidad de ocupación es alta y existe una recirculación de aire importante. En realidad, no se conoce en qué medida los microorganismos o sus componentes están implicados en la aparición de enfermedades asociadas a los edificios. Se han desarrollado protocolos (sólo en cierta medida) para demostrar y analizar numerosos tipos de agentes microbianos, y aún así, la interpretación de los resultados es en ocasiones incoherente.

Aspectos del sistema de ventilación

La calidad del aire interior en un edificio depende de una serie de variables, como la calidad del aire del exterior, el diseño del sistema de ventilación y acondicionamiento del aire, las condiciones en que opera y se mantiene este sistema, la división en compartimentos del edificio y las fuentes interiores de contaminantes y su magnitud (véase la Figura 44.2). En suma, puede afirmarse que los defectos más frecuentes son consecuencia de una ventilación inadecuada, de la contaminación generada en el interior y de la procedente del exterior.

Con respecto al primero de estos problemas, las causas de ventilación inadecuada pueden ser: una entrada insuficiente de aire fresco debido a un nivel alto de recirculación del aire o a un bajo volumen de entrada; la colocación y orientación incorrectas en el edificio de los puntos de entrada del aire exterior; una distribución deficiente y, en consecuencia, una mezcla incompleta con el aire del edificio, lo que puede originar estratificación, zonas no ventiladas, diferencias de presión no previstas que originan corrientes de aire y cambios continuos en las características termohigrométricas (que advierte el ocupante al moverse por el edificio) y filtración incorrecta del aire debida a la falta de

mantenimiento o a un diseño inadecuado del sistema de filtrado (una deficiencia particularmente grave cuando el aire exterior es de mala calidad o cuando el nivel de recirculación es elevado).

Origen de los contaminantes

La contaminación en el interior tiene diferentes orígenes: los propios ocupantes, los materiales inadecuados o con defectos técnicos utilizados en la construcción del edificio; el trabajo realizado en el interior; el uso excesivo o inadecuado de productos normales (plaguicidas, desinfectantes, productos de limpieza y encerado); los gases de combustión (procedentes del tabaco, de las cocinas, de las cafeterías y de los laboratorios); y la conjunción de contaminantes procedentes de otras zonas mal ventiladas que se difunde hacia áreas vecinas, afectándolas. Téngase en cuenta que las sustancias emitidas en el aire interior tienen muchas menos oportunidades de diluirse que las emitidas en el aire exterior debido a las diferencias de volumen de aire disponible. En lo que respecta a la contaminación biológica, su origen se debe fundamentalmente a la presencia de agua estancada, de materiales impregnados con agua, gases, etc., y a un mantenimiento incorrecto de los humidificadores y las torres de refrigeración.

Por último, debe considerarse también la contaminación procedente del exterior. Con respecto a la actividad humana, hay tres fuentes principales: la combustión en fuentes estacionarias (centrales energéticas), la combustión en fuentes móviles (vehículos) y los procesos industriales. Los cinco contaminantes más importantes emitidos por estas fuentes son: el monóxido de carbono, los óxidos de azufre, de nitrógeno, los compuestos orgánicos volátiles (incluidos los hidrocarburos), los hidrocarburos aromáticos policíclicos y las partículas. La combustión interna de los vehículos es la principal fuente de monóxido de carbono e hidrocarburos y una fuente importante de óxidos de nitrógeno. La combustión en fuentes estacionarias es el principal origen de los óxidos de azufre. Los procesos industriales y las fuentes estacionarias de combustión generan más de la mitad de

las partículas emitidas al aire por la actividad humana, y los procesos industriales pueden ser fuente de compuestos orgánicos volátiles. También hay contaminantes generados de forma natural propulsados a través del aire, como las partículas de polvo volcánico, la sal de suelo y de mar, las esporas y los microorganismos. La composición del aire exterior varía de un lugar a otro, en función de la presencia y la naturaleza de las fuentes de contaminación circundantes y de la dirección del viento predominante. En el aire exterior "limpio" (sin fuentes de contaminación) suele hallarse la siguiente concentración de contaminantes: dióxido de carbono, 320 ppm; ozono, 0,02 ppm; monóxido de carbono, 0,12 ppm; óxido nítrico, 0,003 ppm; y dióxido de nitrógeno, 0,001 ppm. Ahora bien, estos valores aumentan notablemente en el aire urbano.

Al margen de los contaminantes generados en el exterior, en ocasiones ocurre que el aire contaminado procedente del edificio sale al exterior y penetra de nuevo a través de las entradas del sistema de aire acondicionado. O bien se infiltra a través de los cimientos del edificio (p. ej., el radón, los gases de combustibles, los efluvios de las alcantarillas, los fertilizantes, los insecticidas y desinfectantes). Se ha observado que cuando aumenta la concentración de un contaminante en el aire exterior, lo hace también en el interior, aunque de forma más lenta (la relación es similar cuando la concentración disminuye); por consiguiente, puede afirmarse que los edificios ejercen un efecto de escudo frente a los contaminantes externos. Con todo, el medio ambiente del interior de un edificio no es, naturalmente, un reflejo exacto de las condiciones del exterior.

Los contaminantes presentes en el aire interior se diluyen en el aire exterior que entra en el edificio y lo acompañan al salir. Cuando la concentración de un contaminante es menor en el aire del exterior que en el del interior, el intercambio de ambos causará la reducción de la concentración del contaminante en el aire interior del edificio. Si un contaminante se origina en el exterior y no en el interior, ese intercambio producirá un aumento de su concentración en el interior, como se comentó anteriormente.

Los modelos para el equilibrio de las cantidades de contaminantes en el aire interior se basan en el cálculo de su acumulación, en unidades de masa con respecto al tiempo, a partir de la diferencia entre la cantidad que entra más la que se genera en el interior, y la que sale con el aire más la que se elimina por otros medios. Si se dispone de valores apropiados para cada uno de los factores de la ecuación, podrá estimarse la concentración en el interior para varias condiciones. El uso de esta técnica permite comparar las diferentes alternativas de control de la contaminación en interiores.

Los edificios con bajas tasas de intercambio con el aire exterior se clasifican como estancos o energéticamente eficaces. Y este último calificativo se debe a que en invierno entra en ellos menos aire frío, reduciendo la energía necesaria para calentar el aire hasta la temperatura ambiente, recortando así los costes de calefacción. A la par, cuando hace calor, también se utiliza menos energía para enfriar el aire. Los edificios que no tienen estas características se ventilan abriendo puertas y ventanas por un proceso natural. Ahora bien, aun estando cerradas, las diferencias de presión debidas al viento y al gradiente térmico existente entre el interior y el exterior, fuerzan la entrada del aire a través de las grietas y hendiduras, de las juntas de ventanas y puertas, de la chimeneas y de otras aberturas, lo que origina la denominada ventilación por infiltración.

La ventilación de un edificio se mide en renovaciones por hora. Una renovación por hora significa que cada hora entra desde el exterior un volumen de aire igual al volumen del edificio; de la misma forma, cada hora se expulsa al exterior un volumen similar de aire interior. Si no hay ventilación forzada

(con un ventilador), este valor es difícil de determinar, aunque se considera que varía entre 0,2 y 2,0 renovaciones por hora. Si los otros parámetros no varían, la concentración de contaminantes generados en el interior será menor en edificios con valores elevados de renovación, aunque estos valores no son una garantía de calidad del aire interior. Salvo en áreas con una contaminación atmosférica considerable, los edificios más abiertos tienen una concentración de contaminantes menor en el aire interior que los construidos más herméticamente. Con todo, los edificios más abiertos tienen menor eficacia energética. El dilema entre la eficacia energética y la calidad del aire tiene gran importancia.

Muchas de las medidas para reducir los costes de energía afectan a la calidad del aire interior en mayor o menor grado. Además de reducir la velocidad con la que el aire circula dentro del edificio, los esfuerzos para aumentar el aislamiento y la impermeabilidad de éste requieren la instalación de materiales que pueden ser fuentes de contaminación en el interior. Otra medida, como añadir a los viejos sistemas de calefacción central, a menudo ineficaces, fuentes secundarias que calientan o consumen el aire interior pueden elevar también los niveles de contaminación en el interior.

Entre los contaminantes más habituales en el aire interior se encuentran, aparte de los procedentes del exterior, los metales, el amianto y otros materiales fibrosos, el formaldehído, el ozono, los plaguicidas y los compuestos orgánicos en general, el radón, el polvo doméstico y los aerosoles biológicos. A ellos se añade una amplia variedad de microorganismos, como los hongos, las bacterias, los virus y los protozoos, de los cuales los hongos y las bacterias saprófitos son los que mejor se conocen, probablemente debido a que se dispone de la tecnología necesaria para medirlos en el aire. No puede decirse lo mismo de los virus, las rickettsias, las clamidias, los protozoos y muchos hongos y bacterias patógenos, para cuyo muestreo y recuento no se dispone todavía de la metodología apropiada. Entre los agentes infecciosos merecen especial mención los siguientes: *Legionella pneumophila*, *Mycobacterium avium*, virus, *Coxiella burnetii* e *Histoplasma capsulatum*, y entre los alérgenos: *Cladosporium*, *Penicillium* y *Cytophaga*.

Investigación de la calidad del aire interior

La experiencia indica que las técnicas tradicionales utilizadas en la higiene industrial y en la calefacción, la ventilación y el acondicionamiento del aire no siempre proporcionan resultados satisfactorios para resolver los problemas actuales, ni aun los más comunes, en materia de calidad del aire interior, aunque el conocimiento básico de estas técnicas permite una buena aproximación para tratar o reducir los problemas de forma rápida y barata. La solución a los problemas de la calidad del aire interior requiere a menudo, además de uno o más expertos en calefacción, ventilación y acondicionamiento del aire e higiene industrial, de especialistas en el control de la calidad del aire interior, en química analítica, en toxicología, en medicina ambiental, en microbiología, en epidemiología y en psicología.

Cuando se realiza un estudio sobre la calidad del aire interior, los objetivos establecidos influirán profundamente en su diseño y en las actividades dirigidas a la toma de muestras y la evaluación, ya que en algunos casos se primarán los procedimientos que proporcionen una respuesta rápida, mientras que en otros serán los valores globales. La duración del programa estará dictada por el tiempo necesario para obtener muestras representativas, y dependerá también de la estación y de las condiciones meteorológicas. Si el objetivo es realizar un estudio de exposición y efecto, además de muestras a largo y corto plazo para evaluar picos, será necesario tomar muestras personales para confirmar la exposición directa de las personas.

Para algunos contaminantes existen métodos validados y muy utilizados, pero sólo son unos pocos. Las técnicas para medir los niveles de muchos de los contaminantes presentes en interiores normalmente están basadas en aplicaciones de higiene industrial; pero dado que las concentraciones que nos interesan en el aire interior suelen ser mucho menores que las presentes en ambientes industriales, esos métodos suelen ser inadecuados. En los métodos de medición de la contaminación atmosférica se utilizan márgenes de concentraciones similares, pero son pocos los contaminantes a los que pueden aplicarse; además, el uso de estos métodos en el aire interior presenta dificultades: por ejemplo, un instrumento de muestreo de gran volumen para determinar partículas no sólo sería demasiado ruidoso, sino que podría modificar la propia calidad del aire interior.

En la determinación de contaminantes en el aire interior se utilizan diferentes procedimientos: monitores continuos e instrumentos de muestreo (activos de tiempo completo, pasivos de tiempo completo, directos y personales). Actualmente existen procedimientos adecuados para medir los niveles de formaldehído, de óxidos de carbono y nitrógeno, de compuestos orgánicos volátiles y de radón, entre otros. Los contaminantes biológicos se determinan mediante técnicas de sedimentación en placas de cultivo abiertas; actualmente se utilizan cada vez más los sistemas activos que hacen que el aire choque contra una placa con nutrientes que se cultivan posteriormente. La cantidad de microorganismos presentes se expresa en unidades de formación de colonias por metro cúbico.

Al investigar un problema de calidad del aire interior de un edificio suele elaborarse previamente una estrategia práctica que consiste en una aproximación en fases. La primera, la investigación inicial, puede realizarse utilizando técnicas de higiene industrial y debe estructurarse de forma que el investigador no necesite ser un especialista en el campo de la calidad del aire interior. Se lleva a cabo una inspección general del edificio y se comprueban sus instalaciones, en particular las que afectan a la regulación y al funcionamiento correcto del sistema de calefacción, ventilación y acondicionamiento del aire, de acuerdo con las normas establecidas en el momento de su instalación. Es importante a este respecto considerar si las personas afectadas son capaces de modificar las condiciones de su entorno. Si el edificio no tiene sistemas de ventilación forzada, debe estudiarse el grado de eficacia de la ventilación natural de la que dispone. Si después de su revisión (y ajuste en caso necesario), las condiciones de funcionamiento de los sistemas de ventilación cumplen las normas, y aun así continúan las quejas, deberá llevarse a cabo una investigación técnica de tipo general para determinar el grado y la naturaleza del problema. La investigación inicial también debe permitir una valoración de si los problemas han de considerarse únicamente desde el punto de vista del edificio, o si será necesaria la intervención de especialistas en higiene, psicología y otras disciplinas.

Si el problema no se identifica y resuelve en esta primera fase, hay otras posteriores en las que se realizan investigaciones más especializadas que se ocupan de los problemas potenciales identificados en la primera fase. Tales investigaciones pueden incluir un análisis más detallado del sistema de calefacción, ventilación y acondicionamiento del aire del edificio, una evaluación más amplia de los materiales de los que se sospecha que emiten gases y partículas, un análisis químico detallado del aire ambiente en el edificio y evaluaciones médicas o epidemiológicas para detectar síntomas de enfermedad.

En lo que respecta al sistema de calefacción, ventilación y acondicionamiento del aire, debe revisarse el equipo de refrigeración para comprobar la ausencia de crecimiento microbiano y de acumulación de agua en sus bandejas de goteo, deben comprobarse las unidades de ventilación para verificar que

funcionan correctamente, deben examinarse los sistemas de entrada y retorno del aire en varios puntos para comprobar su hermeticidad, y debe comprobarse el interior de los conductos suficientemente como para confirmar que no hay microorganismos. La última consideración es fundamental cuando se utilizan humidificadores, aparatos que requieren programas de mantenimiento, funcionamiento e inspección especialmente meticulosos con el fin de prevenir el crecimiento de microorganismos, los cuales pueden propagarse a través del sistema de aire acondicionado.

Las medidas que suelen adoptarse por lo común para mejorar la calidad del aire interior de un edificio son: la eliminación de la fuente, su aislamiento o ventilación independiente, la separación entre la fuente y las personas a las que afecta, la limpieza general del edificio y un mayor nivel de comprobación y mejora del sistema de calefacción, ventilación y acondicionamiento del aire. Lo cual puede implicar desde modificaciones en puntos concretos hasta un nuevo diseño. El proceso suele ser repetitivo, por lo que el estudio debe reiniciarse varias veces, utilizando técnicas más avanzadas en cada ocasión. En el capítulo 45 de esta *Enciclopedia* se ofrece una descripción más detallada de las técnicas de control.

Por último, es de destacar que ni aun con las investigaciones más completas sobre la calidad del aire interior es posible establecer una relación clara entre las características y la composición del aire interior y la salud y el bienestar de sus ocupantes. Sólo la experiencia, por un lado, y el diseño racional de la ventilación, de la ocupación y de la división en compartimentos de los edificios, por el otro, son posibles garantías desde un principio de que la calidad del aire interior será adecuada para la mayoría de sus ocupantes.

NATURALEZA Y FUENTES DE LOS CONTAMINANTES QUÍMICOS EN EL INTERIOR

Derrick Crump

Contaminantes químicos característicos

Los contaminantes químicos del aire interior pueden tomar forma de gases y vapores (inorgánicos y orgánicos) y de partículas, y pueden haber penetrado al interior desde el ambiente exterior o bien haberse formado dentro del edificio. La importancia relativa del origen interior o exterior varía según los distintos contaminantes y en función del tiempo.

He aquí los contaminantes químicos principales y más comunes en el aire interior:

1. dióxido de carbono (CO₂), un producto metabólico que se utiliza a menudo como indicador del nivel general de contaminación del aire en relación con la presencia de seres humanos en el interior;
2. monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO₂), gases de combustión inorgánicos formados fundamentalmente durante la combustión de combustibles y de ozono (O₃), producto de reacciones fotoquímicas en atmósferas contaminadas aunque también puede ser liberado por algunas fuentes de interiores;
3. compuestos orgánicos que se originan a partir de diversas fuentes interiores y del exterior. En el aire interior hay cientos de compuestos químicos orgánicos, aunque la mayoría están presentes a concentraciones muy bajas. Tales compuestos pueden agruparse en función de su punto de ebullición; en la Tabla 44.1 se muestra una clasificación muy

Tabla 44.1 • Clasificación de los contaminantes orgánicos en interiores.

Categoría	Descripción	Abreviatura	Rango de ebullición (°C)	Métodos de muestreo utilizados habitualmente en estudios de campo
1	Compuestos orgánicos muy volátiles (gaseosos)	COMV	<0 a 50-100	Muestreo de lotes; adsorción en carbón vegetal
2	Compuestos orgánicos volátiles	COV	50-100 a 240-260	Adsorción en Tenax, negro de humo molecular o carbón vegetal
3	Compuestos orgánicos semivolátiles	COSV	240-260 a 380-400	Adsorción en espuma de poliuretano o XAD-2
4	Compuestos orgánicos asociados a partículas o materia orgánica particulada	MOP	380	Filtros de recogida

utilizada que identifica cuatro grupos de compuestos orgánicos: *a)* compuestos orgánicos muy volátiles (COMV); *b)* compuestos orgánicos volátiles (COV); *c)* compuestos orgánicos semivolátiles (COSV), y *d)* compuestos orgánicos asociados a partículas (COAP). Los compuestos orgánicos de fase particulada se disuelven o adsorben en partículas. Pueden transformarse en vapor o en partículas, dependiendo de su volatilidad. Por ejemplo, los hidrocarburos poliaromáticos (HPA) constituidos por dos anillos de benceno fusionados (p. ej., el naftaleno) se encuentran principalmente en la fase de vapor y los constituidos por cinco anillos (p. ej., el benz[*a*]pireno) predominantemente en la fase particulada.

Una característica importante de los contaminantes del aire interior es que sus concentraciones varían espacial y temporalmente más que las del exterior. Esto es debido a la gran variedad de fuentes, al funcionamiento intermitente de algunas de ellas y en los diversos desagües existentes.

Las concentraciones de contaminantes generados principalmente por fuentes de combustión están sometidas a grandes variaciones temporales y tienen un carácter intermitente. Las liberaciones esporádicas de compuestos orgánicos volátiles debidas a actividades humanas como la pintura, también varían enormemente con el tiempo. Otras emisiones, como la liberación de formaldehído a partir de productos con base de madera, varían con los cambios de temperatura y de humedad del edificio, pero tienen un carácter continuo. La emisión de compuestos químicos orgánicos a partir de otros materiales puede depender menos de las condiciones de temperatura y humedad, pero sus concentraciones en el aire interior dependerán en gran medida de las condiciones de ventilación.

Las variaciones espaciales dentro de una habitación suelen ser menos pronunciadas que las temporales. Dentro de un edificio puede haber grandes diferencias por lo que se refiere a fuentes localizadas: es el caso de las fotocopiadoras en una oficina central, los hornos de gas en la cocina de un restaurante y las zonas restringidas para el consumo de tabaco.

Fuentes dentro del edificio

Los niveles elevados de contaminantes generados por combustión, en particular de dióxido de nitrógeno y monóxido de carbono en espacios interiores, suelen proceder de aparatos de combustión mal ventilados o con un mantenimiento deficiente y del consumo de tabaco. Los calentadores de queroseno y de gas no ventilados emiten cantidades importantes de CO, CO₂, NO_x, SO₂, partículas y formaldehído. Las cocinas y hornos de gas también liberan estos productos directamente al aire interior. En condiciones de funcionamiento normales, los calentadores de aire a presión con calefacción por gas y los calentadores de agua no deben liberar productos de combustión al aire interior del edificio. Ahora bien, puede producirse un escape y reflujo de gases de combustión en aparatos defectuosos cuando la

habitación está despresurizada debido a la confluencia de los sistemas de escape y a ciertas condiciones meteorológicas.

Humo de tabaco ambiental

La contaminación del aire interior por el humo de tabaco procede del flujo lateral y del flujo principal de humo exhalado, y generalmente recibe el nombre de humo de tabaco ambiental (HTA). Se han identificado varios millares de componentes diferentes del humo del tabaco, cuyas cantidades individuales varían en función del tipo de cigarrillo y de las condiciones de producción de humo. Los principales compuestos químicos asociados al HTA son: nicotina, nitrosaminas, HPA, CO, CO₂, NO_x, acroleína, formaldehído y cianuro de hidrógeno.

Materiales y mobiliario de edificios

Los materiales que más interés han despertado como fuentes de contaminación del aire interior han sido los tableros a base de madera que contienen resina de formaldehído ureico (FU) y los aislantes de paredes mediante una cámara de aire con FU. El formaldehído que emiten estos productos eleva los niveles del mismo en los edificios, fenómeno que se ha asociado a numerosos casos de mala calidad del aire interior en países desarrollados, en particular a finales del decenio de 1970 y principios del de 1980. En la Tabla 44.2 se presentan ejemplos de materiales que liberan formaldehído en los edificios, y se muestra que las tasas más elevadas de emisión pueden estar asociadas a los objetos con base de madera y los aislantes de paredes con FU, de uso muy común.

Tabla 44.2 • Tasas de emisión de formaldehído de diversos materiales de decoración y productos de consumo.

	Rango de tasas de emisión de formaldehído (µg/m ² /día)
Paneles de fibras de densidad media	17.600-55.000
Paneles de pared de contrachapado de madera dura	1.500-34.000
Aglomerado	2.000-25.000
Aislamiento de espuma de urea-formaldehído	1.200-19.200
Contrachapado de madera blanda	240-720
Productos de papel	260-680
Productos de fibra de vidrio	400-470
Telas	35-570
Suelo flexible	<240
Alfombras	0-65
Tapicería	0-7

El aglomerado se fabrica a partir de partículas finas de madera (aproximadamente de 1 mm) que se mezclan con resinas de FU (entre 6 y 8 % del peso) y se prensan en forma de paneles de madera. Se utiliza mucho para suelos, paneles de pared, estanterías y piezas de armarios y muebles. Las láminas de madera dura están unidas con resina de FU y se utilizan habitualmente para paneles de pared decorativos y piezas de muebles. Los paneles de fibra de densidad media (PFDM) tienen partículas de madera más finas que las utilizadas en los aglomerados, y también están unidas con resina de FU. Los PFDM se utilizan sobre todo en la fabricación de muebles. La fuente principal de formaldehído en todos estos productos es el que queda atrapado como residuo en el proceso de fabricación de la resina, en el que se requieren cantidades excesivas de formaldehído para que reaccione con la urea. Por consiguiente, cuanto más nuevo es el producto, mayor será la emisión, que irá disminuyendo en función del grosor del producto, de la fuerza de emisión inicial, de la presencia de otras fuentes de formaldehído, del clima local y del comportamiento de los ocupantes. La tasa de descenso inicial de las emisiones puede ser del 50 % durante los primeros ocho o nueve meses, tras los cuales el proceso se va haciendo mucho más lento. Pueden producirse emisiones secundarias debidas a la hidrólisis de la resina de FU, por lo que las tasas de emisión aumentan durante periodos de temperatura y humedad elevadas. Tras grandes

esfuerzos por parte de los fabricantes, se han elaborado materiales de emisión reducida utilizando en la producción de resina una relación más baja (próxima a 1:1) de urea y formaldehído, además de eliminadores de formaldehído. Su regulación y la demanda por parte de los consumidores han dado lugar a un uso extendido de estos productos en algunos países.

Los materiales de construcción y los muebles liberan muchos otros COV que han despertado cada vez más interés durante los decenios de 1980 y 1990. La emisión puede corresponder a una mezcla compleja de compuestos, aunque algunos de ellos pueden ser predominantes. En un estudio de 42 materiales de construcción se identificaron 62 especies químicas diferentes. Los COV eran principalmente hidrocarburos alifáticos y aromáticos, sus derivados de oxígeno y terpenos. Los compuestos con mayores concentraciones de emisión continuada, en orden decreciente, fueron: tolueno, *m*-xileno, terpeno, *n*-butilacetato, *n*-butanol, *n*-hexano, *p*-xileno, etoxietilacetato, *n*-heptano y *o*-xileno. La complejidad de la emisión hace que los informes sobre las emisiones y concentraciones en el aire se basen en la concentración o la liberación de los compuestos orgánicos volátiles totales (COVT). En la Tabla 44.3 se dan ejemplos de las tasas de emisión de COVT para varios materiales de construcción. En ellos se observa que existen diferencias importantes en las emisiones entre unos productos y otros, lo que significa que si se dispusiera de datos suficientes se podrían elegir los materiales adecuados en la fase de planificación para reducir al mínimo la liberación de COV en edificios de nueva construcción.

Se ha demostrado que los conservantes de la madera son una fuente de pentaclorofenol y lindano en el aire y en el polvo del interior de los edificios. Se utilizan fundamentalmente para la protección de la madera frente a la exposición atmosférica y también en biocidas aplicados para evitar la desecación de la madera y el control de los insectos.

Productos de consumo y otras fuentes de contaminación interior

La diversidad y número de productos de consumo y domésticos varía constantemente, y sus emisiones químicas dependen de cómo se utilizan. Entre los productos que pueden influir en los niveles de COV en el interior se encuentran los aerosoles, los artículos de higiene personal, los disolventes, los adhesivos y las pinturas. En la Tabla 44.4 se muestran los principales componentes químicos presentes en varios productos de consumo.

Otros COV se han asociado a otras fuentes. El cloroformo se introduce en el aire interior principalmente a consecuencia de la dispensación o calentamiento de agua corriente. Las copadoras de proceso líquido liberan isodecanos al aire. Está muy extendido el uso de insecticidas para combatir las cucarachas, las termitas, las pulgas, las moscas, las hormigas y los ácaros, y se encuentran en forma de pulverizadores, nebulizadores, polvos, tiras impregnadas, cebos y collares para animales. Algunos de los compuestos son diazinón, paradiclorobenceno, pentaclorofenol, clordano, malatión, naftaleno y aldrín. También son fuentes de contaminación los ocupantes de la oficina (dióxido de carbono y olores), los materiales de oficina (COV y ozono), los mohos (COV, amoníaco, dióxido de carbono), la tierra contaminada (metano, COV), los depuradores de aire eléctricos y los generadores de iones negativos (ozono).

Intervención del medio ambiente exterior

En la Tabla 44.5 se muestran las relaciones interior-exterior típicas para los principales tipos de contaminantes presentes en el aire interior y las concentraciones medias observadas en el aire exterior de áreas urbanas en el Reino Unido. El dióxido de azufre presente en el aire interior procede normalmente del exterior, tanto de fuentes naturales como antropogénicas. La combustión

Tabla 44.3 • Concentraciones de compuestos orgánicos volátiles totales (COVT) y tasas de emisión asociadas a los diversos recubrimientos y revestimientos de suelos y paredes.

Tipo de material	Concentraciones (mg/m ³)	Tasa de emisión (mg/m ² h)
Papel de pared		
Vinilo y papel	0,95	0,04
Vinilo y fibra de vidrio	7,18	0,30
Papel pintado	0,74	0,03
Recubrimiento de pared		
Hessian	0,09	0,005
PVC ^a	2,43	0,10
Textil	39,60	1,60
Textil	1,98	0,08
Recubrimiento de suelo		
Linóleo	5,19	0,22
Fibras sintéticas	1,62	0,12
Goma	28,40	1,40
Plástico blando	3,84	0,59
PVC homogéneo	54,80	2,30
Revestimiento		
Látex acrílico	2,00	0,43
Barniz, epoxi transparente	5,45	1,30
Barniz, poliuretano, dos componentes	28,90	4,70
Barniz, endurecido con ácido	3,50	0,83

^a PVC, polivinil cloruro.

Tabla 44.4 • Componentes y emisiones de productos de consumo y otras fuentes de compuestos orgánicos volátiles (COV).

Fuente	Compuesto	Tasa de emisión
Agentes de limpieza y plaguicidas	Cloroformo	15 µg/m ² .h
	1,2-Dicloroetano	1,2 µg/m ² .h
	1,1,1-Tricloroetano	37 µg/m ² .h
	Tetracloruro de carbono	71 µg/m ² .h
	<i>m</i> -Diclorobenceno	0,6 µg/m ² .h
	<i>p</i> -Diclorobenceno	0,4 µg/m ² .h
	<i>n</i> -Decano	0,2 µg/m ² .h
	<i>n</i> -Undecano	1,1 µg/m ² .h
Antipolilla	<i>p</i> -Diclorobenceno	14.000 µg/m ² .h
Ropas limpiadas en seco	Tetracloroetileno	0,5-1 mg/m ² .h
Cera de suelo líquida	COVT (trimetilpenteno e isómeros de dodecano)	96 g/m ² .h
Cera en pasta para piel	COVT (pineno y 2-metil-1-propanol)	3,3 g/m ² .h
Detergente	COVT (limoneno, pineno y mircenol)	240 mg/m ² .h
Emisiones humanas	Acetona	50,7 mg/día
	Acetaldehído	6,2 mg/día
	Acido acético	19,9 mg/día
	Alcohol metílico	74,4 mg/día
Papel de copia	Formaldehído	0,4 µg/hoja
Humidificador de vapor	Dietilaminoetanol, ciclohexilamina	—
Fotocopiadora húmeda	2,2,4-Trimetilheptano	—
Disolventes domésticos	Tolueno, etil benceno	—
Quitapinturas	Diclorometano, metanol	—
Quitapinturas	Diclorometano, tolueno, propano	—
Protector de tela	1,1,1-Tricloroetano, propano, destilados del petróleo	—
Pintura de látex	2-Propanol, butanona, etilbenceno, tolueno	—
Refrescador de habitación	Nonano, decano, etilheptano, limoneno	—
Agua de ducha	Cloroformo, tricloroetileno	—

de combustibles fósiles que contienen azufre y la fundición de minerales de azufre son fuentes importantes de dióxido de azufre en la troposfera. Los niveles de fondo son muy bajos (1 ppb), pero en áreas urbanas las concentraciones máximas por hora pueden ser de 0,1 a 0,5 ppm. El dióxido de azufre puede penetrar en un edificio a través del aire utilizado para la ventilación o infiltrarse a través de pequeñas grietas en la estructura del edificio, en función de la hermeticidad del edificio, de las condiciones meteorológicas y de las temperaturas internas. Una vez en el interior, se mezcla y se diluye con el aire interior. El dióxido de azufre que entra en contacto con los materiales del edificio y los muebles es adsorbido, lo cual puede reducir de forma importante la concentración en el interior con respecto a la existente en el exterior, en particular cuando los niveles de dióxido de azufre en el exterior son elevados.

Los óxidos de nitrógeno proceden de la combustión, y entre sus fuentes más importantes se encuentran los gases de escape de los automóviles, los generadores eléctricos calentados con combustibles fósiles y los calentadores domésticos. El óxido nítrico (NO) es poco tóxico, pero puede oxidarse y producir dióxido de nitrógeno (NO₂), en particular en casos de contaminación fotoquímica. Las concentraciones de fondo de dióxido de nitrógeno son de aproximadamente 1 ppb, pero pueden alcanzar las 0,5 ppm en áreas urbanas. El exterior es la principal fuente de dióxido de nitrógeno en los edificios sin aparatos de combustible no ventilados. Como en el caso del dióxido de azufre, la adsorción por las superficies internas reduce la concentración en el interior con respecto a la existente en el exterior.

El ozono se produce en la troposfera por reacciones fotoquímicas en atmósferas contaminadas y su formación depende de la intensidad de la luz del sol y de la concentración de óxidos de nitrógeno, hidrocarburos reactivos y monóxido de carbono. En lugares remotos, las concentraciones de fondo de ozono son de 10 a 20 ppb y pueden superar las 120 ppb en áreas urbanas durante los meses de verano. Las concentraciones en el interior son significativamente más bajas debido a la reacción con las superficies del interior y a la falta de fuentes potentes.

Se estima que la liberación de monóxido de carbono como resultado de actividades antropogénicas origina el 30 % de la concentración presente en la atmósfera del hemisferio norte. Los niveles de fondo son de aproximadamente 0,19 ppm, y en las áreas urbanas existe un nivel diurno de concentraciones relacionado con el uso de vehículos de motor, con niveles máximos por hora que oscilan entre 3 ppm y 50 a 60 ppm. Es una sustancia relativamente no reactiva, por lo que no su concentración no disminuye por reacción o adsorción en las superficies de interiores. Por tanto, al nivel de fondo originado por el aire del exterior hay que añadir las fuentes de interior, como los aparatos de combustible no ventilados.

La relación entre interior y exterior en los compuestos inorgánicos depende del compuesto en cuestión y puede variar con el tiempo. Para los compuestos con fuentes importantes en el interior, como el formaldehído, suelen ser mayores las concentraciones en el interior. En el caso del formaldehído, las

Tabla 44.5 • Principales contaminantes químicos del aire interior y sus concentraciones en el medio urbano del Reino Unido.

Sustancia/grupo de sustancias	Relación de concentraciones interior/exterior	Concentraciones típicas urbanas	
Dióxido de azufre	~0,5	10-20 ppb	
Dióxido de nitrógeno	≤5-12 (fuentes de interior)	10-45 ppb	
Ozono	0,1-0,3	15-60 ppb	
Dióxido de carbono	1-10	350 ppb	
Monóxido de carbono	≤5-11 (fuente de interior)	0,2-10 ppm	
Formaldehído	≤10	0,003 mg/m ³	
Otros compuestos orgánicos	1-50	5,2 µg/m ³	
		Tolueno	6,3 µg/m ³
		Benceno	5,6 µg/m ³
		<i>m</i> -y <i>p</i> -xileno	
Partículas en suspensión	0,5-1 (excluido el TA ^a)	50-150 µg/m ³	
	2-10 (incluido el TA)		

^a TA, tabaquismo ambiental.

concentraciones en el exterior suelen ser inferiores a los 0,005 mg/m³ y las concentraciones en el interior son diez veces mayores que las del exterior. Otros compuestos como el benceno tienen fuentes importantes en el exterior, particularmente los vehículos de motor de gasolina. Entre las fuentes de benceno en el interior está el HTA, que da lugar a concentraciones medias en los edificios del Reino Unido 1,3 veces mayores que las presentes en el exterior. El medio ambiente de interiores no parece ser un medio de eliminación importante de este compuesto, por lo que no protege frente al benceno procedente del exterior.

Concentraciones típicas en edificios

Las concentraciones de monóxido de carbono en interiores suelen variar entre 1 y 5 ppm. En la Tabla 44.6 se resumen los resultados de 25 estudios. Las concentraciones aumentan con el humo de tabaco ambiental, aunque es excepcional que superen las 15 ppm.

Las concentraciones de dióxido de nitrógeno en el interior suelen ser de 29 a 46 ppb. Si hay fuentes específicas, como estufas de gas, las concentraciones pueden aumentar significativamente, y el consumo de tabaco puede tener un efecto cuantificable (véase la Tabla 44.6).

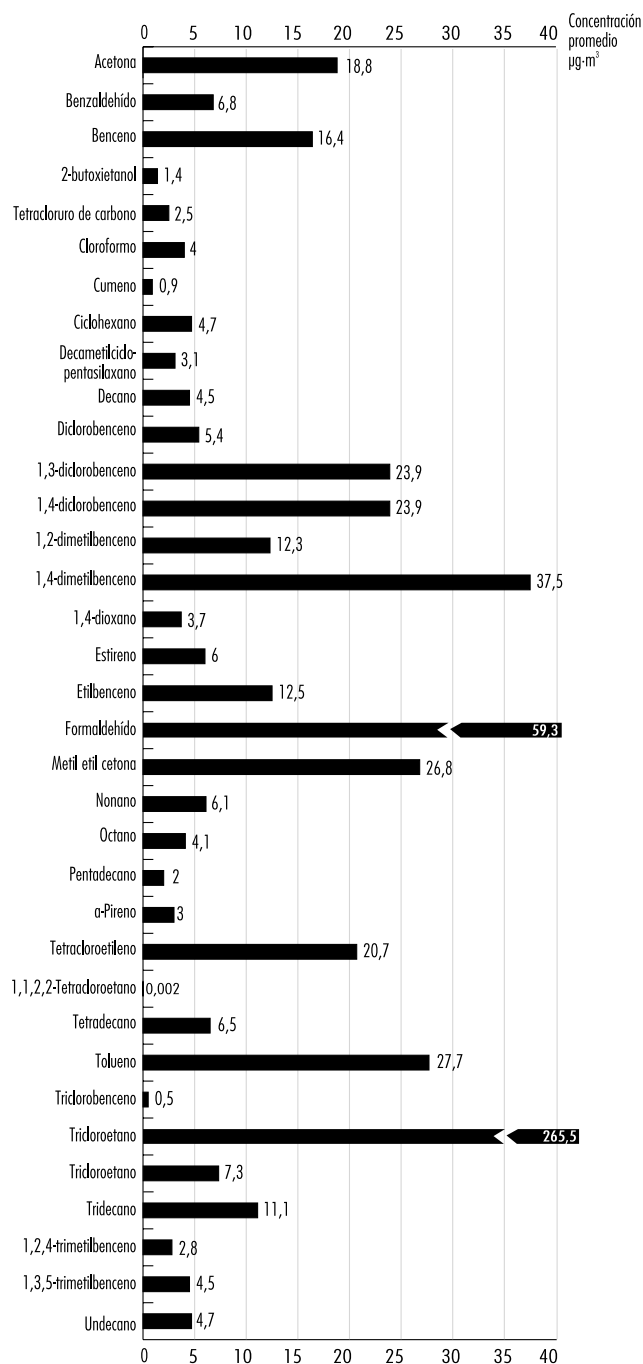
Muchos COV están presentes en el medio ambiente de interior a concentraciones que varían entre aproximadamente 2 y 20 mg/m³. En la Figura 44.3 se resume una base de datos de Estados Unidos con 52.000 registros sobre 71 productos químicos en viviendas, edificios públicos y oficinas. En los ambientes en los que el consumo de tabaco es intenso o la ventilación deficiente se generan concentraciones de HTA elevadas, que pueden producir concentraciones de COV de entre 50 hasta 200 mg/m³. Los materiales de construcción contribuyen de forma importante a las concentraciones de contaminantes en el interior, y en las casas nuevas probablemente haya mayor número de compuestos que superen los 100 mg/m³. Las reformas y la pintura contribuyen a la producción de niveles

Tabla 44.6 • Resumen de las determinaciones de campo de óxidos de nitrógeno (NO_x) y monóxido de carbono (CO).

Lugar	Valores de NO _x (ppb)	Valores medios de CO (ppm)
Oficinas		
Tabaco	42-51	1,0-2,8
Control	—	1,2-2,5
Otros lugares de trabajo		
Tabaco	ND ^a -82	1,4-4,2
Control	27	1,7-3,5
Transporte		
Tabaco	150-330	1,6-3,3
Control	—	0-5,9
Restaurantes y cafeterías		
Tabaco	5-120	1,2-9,9
Control	4-115	0,5-7,1
Bares y tabernas		
Tabaco	195	-3-17
Control	4-115	-1-9,2

^a ND = no detectado.

Figura 44.3 • Concentraciones diarias de diversos compuestos en ambientes de interior.



significativamente más altos de COV. Las concentraciones de compuestos, como el acetato etílico, el 1,1,1-tricloroetano y el limoneno, pueden superar los 20 mg/m³ en los períodos en que el edificio está ocupado, mientras que en ausencia de los residentes la concentración de diversos COV puede disminuir en cerca del 50 %. Se han descrito casos específicos de concentraciones elevadas de contaminantes debidas a los materiales y al

mobiliario, a partir de las quejas de los ocupantes del edificio. Entre estos contaminantes se encuentran la trementina mineral resultante de la inyección de hiladas hidrófugas para aislamiento de muros, el naftaleno de productos que contienen alquitrán mineral, el etilhexanol procedente de suelos vinílicos y el formaldehído liberado en productos a base de madera.

El gran número de COV presentes en los edificios dificulta detallar las concentraciones de algunos compuestos seleccionados. El concepto de COVT se ha utilizado como medida de la mezcla de compuestos presentes. No existe ninguna definición de uso generalizado de los compuestos que representan los COVT, pero algunos investigadores han propuesto que la limitación de las concentraciones por debajo de 300 mg/m^3 debería reducir las quejas de los ocupantes con respecto a la calidad del aire interior.

Los plaguicidas utilizados en el interior tienen una volatilidad relativamente baja y sus concentraciones se encuentran en un nivel bajo (microgramos por metro cúbico). Los compuestos volatilizados pueden contaminar el polvo y todas las superficies del interior debido a sus bajas presiones de vapor y a la tendencia a ser adsorbidos por los materiales del interior. Las concentraciones de HPA en el aire también dependen en gran medida de su distribución entre las fases de gas y de aerosol. El consumo de tabaco por los ocupantes puede tener un efecto importante sobre las concentraciones en el aire interior. Las concentraciones de HPA varían normalmente entre $0,1$ y 99 ng/m^3 .

● RADON

María José Berenguer

La mayor parte de la radiación a la que se expone un ser humano durante su vida procede de fuentes naturales del espacio exterior o de materiales presentes en la corteza de la Tierra. Los materiales radiactivos pueden afectar al organismo desde fuera o, si son inhalados o ingeridos con alimentos, desde dentro. La dosis recibida es muy variable, porque depende, por un lado, de la cantidad de minerales radiactivos presentes en el área del mundo en la que vive la persona —que está relacionada con la cantidad de radioisótopos presentes en el aire y con la cantidad existente en los alimentos y sobre todo en el agua potable— y, por el otro, del uso de ciertos materiales de construcción y de la utilización de gas o carbón como combustible, así como del tipo de construcción empleado y de los hábitos tradicionales de las personas de la localidad en cuestión.

En la actualidad, el radón se considera la fuente más frecuente de radiación natural. Junto con sus "hijos", los radioisótopos formados durante su desintegración, el radón constituye aproximadamente tres cuartas partes de la dosis eficaz equivalente a la que los seres humanos están expuestos debido a fuentes terrestres naturales. La presencia de radón se asocia a un aumento de la incidencia de cáncer de pulmón debido al depósito de sustancias radiactivas en la región bronquial.

El radón es un gas incoloro, inodoro e insípido con un peso siete veces superior al del aire. Existen normalmente dos isótopos. Uno es el radón 222, un radioisótopo presente en la serie radiactiva relacionada con la desintegración del uranio 238; su fuente más importante en el medio ambiente son las rocas y la tierra, en las que se forma el elemento que le precede, el radio 226. El otro es el radón 220, perteneciente a la serie radiactiva del torio, y cuya incidencia es menor que la del radón 222.

El uranio está muy extendido en la corteza terrestre. La concentración media del radio en el suelo es del orden de 25 Bq/kg . Un becquerel (Bq) es la unidad del sistema internacional y representa una unidad de actividad radioisotópica equivalente a una desintegración por segundo. La concentración media de gas radón en la atmósfera en la superficie terrestre es de 3 Bq/m^3 , con unos valores que oscilan entre $0,1$ (sobre los océanos) y 10 Bq/m^3 . El nivel depende de la porosidad del suelo, de la concentración local de radio 226 y de la presión atmosférica. Dado que la semivida del radón 222 es de 3.823 días, la mayor parte de la dosis no está causada por el gas, sino por sus "hijas".

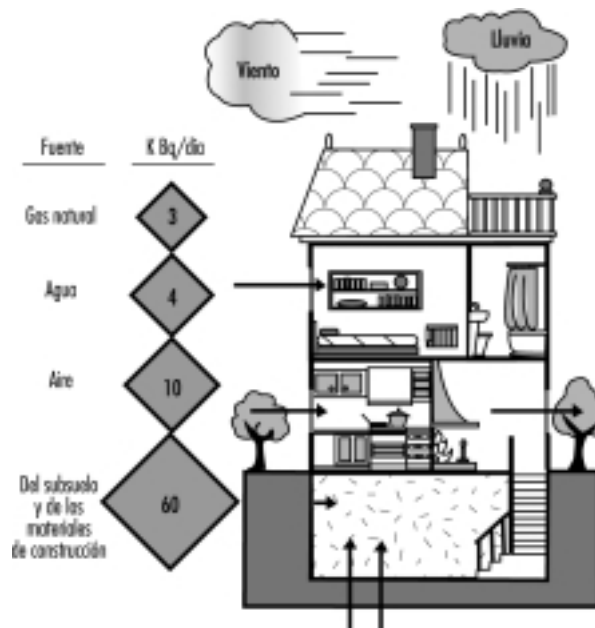
El radón se encuentra en materiales existentes y fluye de la tierra en cualquier lugar. Debido a sus características, se dispersa fácilmente en el exterior, pero tiene tendencia a concentrarse en espacios cerrados, sobre todo en fosos y edificios, y en especial en espacios más pequeños en los que su eliminación es difícil sin una ventilación adecuada. En regiones cálidas se estima que las concentraciones de radón en interiores son ocho veces mayores que las concentraciones en el exterior.

Así pues, la exposición al radón para la mayor parte de la población tiene lugar principalmente en el interior de los edificios. La media de las concentraciones de radón depende, básicamente, de las características geológicas del terreno, de los materiales de construcción utilizados y de las características de ventilación del edificio.

La principal fuente de radón en los espacios interiores es el radio presente en el suelo sobre el que descansa el edificio o los materiales utilizados en su construcción. Otras fuentes importantes —aunque su influencia relativa es mucho menor— son el aire exterior, el agua y el gas natural. En la Figura 44.4 se muestra la aportación de cada fuente al total.

Los materiales de construcción más comunes, como la madera, los ladrillos y los bloques de hormigón de escoria, emiten relativamente poco radón, a diferencia del granito y de la piedra pómez. Con todo, los principales problemas están causados por el uso de materiales naturales, como la pizarra de

Figura 44.4 • Fuentes de radón en el medio ambiente de interior.



alumbre, en la producción de materiales de construcción. Otra fuente de problemas ha sido el uso de subproductos relacionados con el tratamiento de los minerales de fosfato y con la producción de aluminio, así como con el uso de la escoria resultante del tratamiento del mineral de hierro en altos hornos y de las cenizas originadas en la combustión del carbón. Además, en algunos casos también se utilizaron en la construcción residuos procedentes de la minería del uranio.

El radón puede penetrar en el agua y en el gas natural del subsuelo. El agua utilizada para abastecer un edificio, sobre todo si procede de pozos profundos, puede contener cantidades importantes de radón. Si esta agua se utiliza para cocinar, la cocción puede liberar gran parte del radón que contiene. Si el agua se consume fría, el cuerpo elimina el gas rápidamente, por lo que su ingestión no suele entrañar un riesgo importante. La combustión del gas natural en estufas sin chimenea, en calentadores o en otros aparatos puede causar también un aumento de radón en espacios interiores, especialmente en las viviendas. El problema se agrava a veces en los cuartos de baño, debido a que el radón contenido en el agua y en el gas natural utilizado para el calentador del agua se acumula si la ventilación no es suficiente.

Dado que los posibles efectos del radón sobre la población en general no se han conocido hasta hace pocos años, los datos disponibles sobre las concentraciones existentes en espacios interiores se limitan a los países que, debido a sus características o circunstancias especiales, están más sensibilizados con este problema. Lo que sí se sabe es que en una misma región es posible encontrar concentraciones en espacios interiores muy superiores a las concentraciones del exterior. En Helsinki (Finlandia), por ejemplo, se han encontrado concentraciones de radón en el aire interior 5.000 veces mayores que las concentraciones existentes normalmente en el exterior. En parte puede deberse a medidas de ahorro de energía que contribuyen notablemente a la concentración de radón en espacios interiores, en particular si el edificio está bien aislado. En los edificios estudiados hasta ahora en diferentes países y regiones se observa que las concentraciones de radón en su interior presentan una distribución que se aproxima a la log-normal. Es de destacar que un pequeño número de edificios de cada región muestran concentraciones diez veces superiores a la media. Los valores de referencia para el radón en espacios interiores y las recomendaciones de corrección de diversas organizaciones se muestran en el apartado "Reglamentos, recomendaciones, normas y patrones" de este capítulo.

Como conclusión, la principal forma de prevenir las exposiciones al radón es evitar la construcción en áreas que, por su naturaleza, emiten una gran cantidad de radón al aire. En los casos en que esto no sea posible, los suelos y las paredes deben aislarse de forma apropiada, y no deben utilizarse materiales de construcción que contengan elementos radiactivos. Los espacios interiores, especialmente los sótanos, deben tener una ventilación suficiente.

● HUMO DE TABACO

Dietrich Hoffmann y Ernst L. Wynder

En 1985, el inspector general de Sanidad del Public Health Service de Estados Unidos revisó las consecuencias sanitarias del consumo de tabaco en el lugar de trabajo con respecto al cáncer y a las enfermedades pulmonares crónicas. La conclusión a la que llegó fue que para la mayoría de los trabajadores de Estados Unidos, el consumo de cigarrillos representa una causa de muerte

y discapacidad mayor que su entorno de trabajo. Con todo, el control del consumo de tabaco y la disminución de la exposición a agentes peligrosos en el lugar de trabajo son esenciales, ya que con frecuencia estos factores actúan de forma sinérgica con el consumo de tabaco en la inducción y en el desarrollo de enfermedades respiratorias. Se ha demostrado que algunas exposiciones profesionales inducen al desarrollo de bronquitis crónica en los trabajadores. Entre ellas se encuentran las exposiciones al polvo de carbón, cemento y grano, a los aerosoles de sílice, a los vapores producidos durante las soldaduras y al dióxido de azufre. La bronquitis crónica en los trabajadores de estas profesiones a menudo se agrava por el consumo de cigarrillos (inspector general de Sanidad de EE.UU. 1985).

Los datos epidemiológicos han demostrado claramente que los mineros del uranio y los trabajadores del amianto que fuman cigarrillos presentan un riesgo de padecer cáncer del aparato respiratorio significativamente mayor que los trabajadores de estas profesiones que no fuman. El efecto cancerígeno del uranio y del amianto y del consumo de cigarrillos no sólo es aditivo, sino también sinérgico en la inducción del carcinoma de células escamosas de pulmón (inspector general de Sanidad de EE.UU. 1985; Hoffmann y Wynder 1976; Saccomanno, Huth y Auerbach 1988; Hilt y cols. 1985). Los efectos cancerígenos de la exposición al níquel, al arsénico y sus compuestos, al cromato y a los éteres de clorometilo, y los del consumo de cigarrillos son aditivos (inspector general de Sanidad de EE.UU. 1985; Hoffmann y Wynder 1976; IARC 1987a; Pershagen y cols. 1981). Se podría aceptar que los trabajadores de los hornos de coque que fuman tienen un riesgo más elevado de padecer cáncer de pulmón y de riñón que los trabajadores de esta profesión no fumadores; sin embargo, carecemos de datos epidemiológicos que respalden esta hipótesis (IARC 1987c).

El propósito de este artículo es evaluar los efectos tóxicos de la exposición de los varones y las mujeres al humo de tabaco ambiental (TA) y al humo de flujo central (HC), en el lugar de trabajo. Por supuesto, el hecho de restringir el consumo de tabaco en el lugar de trabajo beneficiará a los fumadores activos al disminuir su consumo de cigarrillos durante la jornada laboral, aumentando de ese modo la posibilidad de que se conviertan en exfumadores; pero el cese del consumo de tabaco también será beneficioso para aquellos no fumadores alérgicos al humo de tabaco o que ya tienen enfermedades de pulmón o de corazón.

Naturaleza fisicoquímica de humo de tabaco ambiental

Humo de flujo central y de flujo lateral

El HTA se define como el material presente en el aire interior procedente del humo de tabaco. En general, la fuente principal del HTA es el humo de los cigarrillos, aunque también contribuyen el humo de tabaco de pipa y de puros. El HTA es un aerosol compuesto que emana principalmente del cono de combustión de un producto del tabaco entre las aspiraciones. La emanación se denomina humo de flujo lateral (HL). En menor proporción, el HTA también contiene componentes de humo de flujo central (HC), es decir, aquellos que exhala el fumador. En la Tabla 44.7 se muestran las proporciones de los agentes tóxicos principales y de los agentes cancerígenos en el humo inhalado, en el humo de flujo central y en el humo de flujo lateral (Hoffmann y Hecht 1990; Brunemann y Hoffmann 1991; Guerin y cols. 1992; Luceri y cols. 1993). La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) reconoce los componentes del humo marcados con C en su epígrafe "Tipo de toxicidad" como cancerígenos animales. Entre estos se encuentra el benceno, la β -naftilamina, el 4-aminobifenilo y el polonio-210,

Tabla 44.7 • Algunos agentes tóxicos y tumorigénicos en el humo de flujo lateral de los cigarrillos no diluido.

Compuesto	Tipo de toxicidad ^a	Cantidad en el humo de flujo lateral por cigarrillo	Relación del humo lateral respecto al humo central
Fase de vapor			
Monóxido de carbono	T	26,80-61 mg	2,5-14,9
Carbonil sulfuro	T	2-3 µg	0,03-0,13
1,3-Butadieno	C	200-250 µg	3,8-10,8
Benceno	C	240-490 µg	8-10
Formaldehido	C	300-1.500 µg	10-50
Acroleína	T	40-100 µg	8-22
3-Vinilpiridina	T	330-450 µg	24-34
Cianuro de hidrógeno	T	14-110 µg	0,06-0,4
Hidrazina	C	90 ng	3
Oxidos de nitrógeno (NO _x)	T	500-2.000 µg	3,7-12,8
N-Nitrosodimetilamina	C	200-1.040 ng	12-440
N-Nitrosodietilamina	C	ND ^b -1.000 ng	<40
N-Nitrosopirrolidina	C	7-700 ng	4-120
Fase particulada			
Alquitrán	C	14-30 mg	1,1-15,7
Nicotina	T	2,1-46 mg	1,3-21
Fenol	IT	70-250 µg	1,3-3,0
Catecol	CoC	58-290 µg	0,67-12,8
2-Toluidina	C	2,0-3,9 µg	18-70
β-Naftilamina	C	19-70 ng	8,0-39
4-Aminobifenilo	C	3,5-6,9 ng	7,0-30
Benz[a]antraceno	C	40-200 ng	2-4
Benzo[a]pireno	C	40-70 ng	2,5-20
Quinolina	C	15-20 µg	8-11
NNN ^c	C	0,15-1,7 µg	0,5-5,0
NNK ^d	C	0,2-1,4 µg	1,0-22
N-Nitrosodietanolamina	C	43 ng	1,2
Cadmio	C	0,72 µg	7,2
Níquel	C	0,2-2,5 µg	13-30
Zinc	T	6,0 ng	6,7
Polonio-210	C	0,5-1,6 pCi	1,06-3,7

^a C=cancerígeno; CoC=cocancerígeno; T=tóxico; IT=inductor tumoral. ^b ND=no detectado.

^c NNN=N-nitrososnicotina. ^d NNK=4-(metilnitrosamino)-1-(3-piridil)-1-butanona.

que también son cancerígenos humanos conocidos (IARC 1987a; IARC 1988). Cuando se fuman cigarrillos con filtro, algunos componentes volátiles y semivolátiles son eliminados de forma selectiva del HC por el filtro (Hoffmann y Hecht 1990). Ahora bien, estos compuestos aparecen en cantidades muy superiores en el HL no diluido en comparación con el HC. Además, los componentes del humo cuya formación se ve favorecida durante la incandescencia en la atmósfera reductora del cono de

combustión, se liberan al HL en mayor grado que al HC. Entre ellos se encuentran grupos de cancerígenos como las nitrosaminas volátiles, las nitrosaminas específicas del tabaco (NAET) y las aminas aromáticas.

HTA en el aire interior

Aunque el HL no diluido contiene cantidades más elevadas de componentes tóxicos y cancerígenos que el HC, el HL inhalado por los no fumadores se encuentra muy diluido en el aire y sus propiedades están alteradas a causa de la degradación de algunas especies reactivas. En la Tabla 44.8 se exponen datos referidos a agentes tóxicos y cancerígenos presentes en muestras de aire interior con varios grados de contaminación por humo de tabaco (Hoffmann y Hecht 1990; Brunemann y Hoffmann 1991; Luceri y cols. 1993). La dilución del HL en el aire tiene un impacto significativo sobre las características físicas de este aerosol. En general, la distribución de diversos agentes entre la fase de vapor y la fase particulada está alterada a favor de la primera. Las partículas en el HTA son más pequeñas (<0,2 µ) que en el HC (~0,3 µ) y los valores pH del HL (pH 6,8 – 8,0) y del HTA son mayores que el pH del HC (5,8 – 6,2; Brunemann y Hoffmann 1974). En consecuencia, entre el 90 y el 95 % de la nicotina está presente en la fase de vapor del HTA (Eudy y cols. 1986). De forma similar, otros componentes básicos, como los alcaloides menores de la *Nicotiana*, así como las aminas y el amoníaco, están presentes sobre todo en la fase de vapor del HTA (Hoffmann y Hecht 1990; Guerin y cols. 1992).

Indicadores biológicos de la captación de HTA por las personas no fumadoras

Aunque muchos trabajadores no fumadores están expuestos al HTA en el lugar de trabajo, en restaurantes, en sus propios domicilios o en otros espacios cerrados, es prácticamente imposible valorar la captación real de HTA por un individuo. La exposición al HTA puede determinarse de forma más exacta cuantificando los constituyentes específicos del humo de tabaco o sus metabolitos en los líquidos fisiológicos o en el aire exhalado. Si bien se han examinado varios parámetros, como el CO en el aire exhalado, la carboxihemoglobina en sangre, el tiocianato (un metabolito del cianuro de hidrógeno) en la saliva o en la orina, o la hidroxiprolina y la N-nitrosoprolina en la orina, sólo tres determinaciones son en realidad útiles para evaluar la captación de HTA por las personas no fumadoras, las cuales nos permiten distinguir la exposición pasiva al humo de tabaco de la exposición de los fumadores activos y de los no fumadores no expuestos al humo de tabaco.

El indicador biológico más utilizado para la exposición al HTA de los no fumadores es la cotinina, un metabolito principal de la nicotina. Se determina mediante cromatografía de gases o por radioinmunoanálisis en sangre o, preferiblemente, en orina, y refleja la absorción de nicotina a través del pulmón y de la cavidad oral. Unos pocos mililitros de la orina de los fumadores pasivos son suficientes para determinar la cotinina mediante uno de los dos métodos. En general, un fumador pasivo presenta unos niveles de cotinina de 5 a 10 ng/ml de orina; no obstante, en ocasiones se han encontrado valores superiores en no fumadores que estuvieron expuestos a altas concentraciones de HTA durante un período de tiempo prolongado. Se ha establecido una respuesta a la dosis entre la duración de la exposición al HTA y la excreción urinaria de cotinina (Tabla 44.9, Wald y cols. 1984). En la mayoría de los estudios de campo, la cotinina urinaria de los fumadores pasivos alcanza niveles de entre el 0,1 y el 0,3 % de las concentraciones medias encontradas en la orina de los fumadores; con todo, en exposiciones prolongadas a altas concentraciones de HTA, los niveles de cotinina han alcanzado valores de hasta el 1 % de los niveles

Tabla 44.8 • Algunos agentes tóxicos y tumorigénicos en ambientes de interior contaminados con humo de tabaco.

Contaminante	Lugar	Concentración/m ³
Oxido nítrico	Salas de trabajo	50-440 µg
	Restaurantes	17-240 µg
	Bares	80-250 µg
	Cafeterías	2,5-48 µg
Dióxido de nitrógeno	Salas de trabajo	68-410 µg
	Restaurantes	40-190 µg
	Bares	2-116 µg
	Cafeterías	67-200 µg
Cianuro de hidrógeno	Cuartos de estar	8-122 µg
1,3-Butadieno	Bares	2,7-4,5 µg
Benceno	Lugares públicos	20-317 µg
Formaldehido	Cuartos de estar	2,3-5,0 µg
	Tabernas	89-104 µg
Acroleína	Lugares públicos	30-120 µg
Acetona	Cafés	910-1.400 µg
Fenoles (volátiles)	Cafés	7,4-11,5 ng
N-Nitrosodimetilamina	Bares, Restaurantes, oficinas	<10-240 ng
N-Nitrosodietilamina	Restaurantes	<10-30 ng
Nicotina	Residencias	0,5-21 µg
	Oficinas	1,1-36,6 µg
	Edificios públicos	1,0-22 µg
2-Toluidina	Oficinas	3,0-12,8 ng
	Salón de cartas con fumadores	16,9 ng
β-Naftilamina	Oficinas	0,27-0,34 ng
	Salón de cartas con fumadores	0,47 ng
4-Aminobifenilo	Oficinas	0,1 ng
	Salón de cartas con fumadores	0,11 ng
Benz(a)antraceno	Restaurantes	1,8-9,3 ng
Benzo(a)pireno	Restaurantes	2,8-760 µg
	Salas de fumadores	88-214 µg
	Cuartos de estar	10-20 µg
NNN ^a	Bares	4,3-22,8 ng
	Restaurantes	ND ^b -5,7 ng
NNK ^c	Bares	9,6-23,8 ng
	Restaurantes	1,4-3,3 ng
	Coches con fumadores	29,3 ng

^a NNN=N'-nitrosornicotina.

^b ND=no detectado.

^c NNK=4-(metilnitrosamino)-1-(3-piridil)-1-butanona.

cuantificados en la orina de los fumadores activos (US National Research Council 1986; IARC 1987b; US Environmental Protection Agency 1992).

El cancerígeno de la vejiga urinaria 4-aminobifenilo, que se transfiere del humo del tabaco al HTA, ha sido identificado como un aducto de la hemoglobina en los fumadores pasivos en concentraciones de hasta el 10 % del nivel medio de aductos hallado en los fumadores (Hammond y cols. 1993). En la orina de sujetos no fumadores que han estado expuestos en un laboratorio de ensayo a altas concentraciones de HL se han determinado valores de hasta el 1 % de los niveles medios de un metabolito del cancerígeno derivado de la nicotina

Tabla 44.9 • Cotinina urinaria en no fumadores en función del número de horas notificadas de exposición al humo de tabaco de otras personas en los siete días previos.

Duración de la exposición			
Quintil	Límites (hs)	Número	Cotinina urinaria (media ± DE) (ng/ml) ^a
1º	0,0-1,5	43	2,8±3,0
2º	1,5-4,5	47	3,4±2,7
3º	4,5-8,6	43	5,3±4,3
4º	8,6-20,0	43	14,7±19,5
5º	20,0-80,0	45	29,6±73,7
Todos	0,0-80,0	221	11,2±35,6

^a La tendencia al aumentar la exposición fue significativa (p<0,001).

Fuente: Basado en Wald y cols. 1984.

4-(metilnitrosamina)-1-(3-piridilo)-1-butanona (NNK), presente en la orina de los fumadores de cigarrillos (Hecht y cols. 1993). Aunque el último método de indicadores biológicos no ha sido aplicado todavía en estudios de campo, se muestra prometedor como indicador apropiado de la exposición de los sujetos no fumadores a un cancerígeno pulmonar específico del tabaco.

Humo de tabaco ambiental y salud humana

Otros trastornos además del cáncer

La exposición prenatal al HC, al HTA, o a ambos, y la exposición posnatal precoz al HTA aumentan la probabilidad de que aparezcan complicaciones durante las infecciones respiratorias virales en los niños durante su primer año de vida.

En las publicaciones científicas se hallan varias docenas de informes clínicos procedentes de varios países, en los que se observa que los hijos de padres fumadores, sobre todo los menores de dos años de edad, presentan un aumento de la incidencia de enfermedades respiratorias agudas (US Environmental Protection Agency 1992; Inspector general de Sanidad de EE.UU. 1986; Medina y cols. 1988; Riedel y cols. 1989). En otros estudios también se describe un aumento de las infecciones del oído medio en niños expuestos al humo de los cigarrillos consumidos por los padres. La elevación de la prevalencia de derrame del oído medio atribuible al HTA causó un aumento de la hospitalización de niños pequeños para ser sometidos a intervención quirúrgica (US Environmental Protection Agency 1992; Inspector general de Sanidad de EE.UU. 1986).

En los últimos años, debido a la existencia de suficiente número de pruebas clínicas, se ha llegado a la conclusión de que el tabaquismo pasivo está asociado a un aumento de la gravedad del asma en los niños que ya padecen la enfermedad, y de que es más probable la aparición de nuevos casos de asma infantil (US Environmental Protection Agency 1992).

En 1992, la US Environmental Protection Agency (1992) revisó de forma exhaustiva los estudios sobre síntomas respiratorios y función pulmonar en adultos no fumadores expuestos a HTA y se llegó a la conclusión de que el tabaquismo pasivo tiene efectos sutiles pero estadísticamente significativos sobre la salud respiratoria de los adultos no fumadores.

Las publicaciones acerca del efecto del tabaquismo pasivo sobre las enfermedades respiratorias o coronarias en trabajadores son muy escasas. Los varones y las mujeres expuestos al HTA en el lugar de trabajo (oficinas, bancos, instituciones académicas, etc.)

durante diez o más años presentaban un deterioro de la función pulmonar (White y Froeb 1980; Masi y cols. 1988).

Cáncer de pulmón

En 1985, la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) revisó la asociación entre la exposición pasiva al humo de tabaco y el cáncer de pulmón en las personas no fumadoras. Si bien en algunos estudios todos los no fumadores con cáncer de pulmón que habían comunicado exposición al HTA fueron entrevistados personalmente y habían proporcionado información detallada sobre la exposición (US National Research Council 1986; US EPA 1992; US Inspector general de Sanidad de EE. UU. 1986; Kabat y Wynder 1984), la IARC llegó a la siguiente conclusión:

Las observaciones que se han hecho hasta ahora sobre las personas no fumadoras son compatibles con un aumento del riesgo por tabaquismo 'pasivo' o una ausencia de riesgo. Con todo, el conocimiento de la naturaleza del humo de flujo central y del humo de flujo lateral, de los materiales absorbidos durante el tabaquismo 'pasivo' y de la relación cuantitativa entre la dosis y el efecto que habitualmente se observa en la exposición a cancerígenos lleva a la conclusión de que el tabaquismo pasivo da lugar a un cierto riesgo de padecer cáncer (IARC 1986).

Por tanto, existe una dicotomía evidente entre los datos experimentales que respaldan la idea de que el HTA entraña un riesgo de padecer cáncer, y los datos epidemiológicos, que no son concluyentes en lo que se refiere a la exposición al HTA y el riesgo de cáncer. Los datos experimentales, incluidos los estudios con indicadores biológicos, han reforzado aún más la teoría de que el HTA es cancerígeno, como se comentó anteriormente. Analizaremos ahora hasta qué punto los estudios epidemiológicos que se han completado desde el citado informe de la IARC han contribuido a aclarar la cuestión del cáncer de pulmón y el HTA.

Basándose en los primeros estudios epidemiológicos y en unos 30 estudios publicados después de 1985, la exposición de los no fumadores al HTA constituyó un factor de riesgo de cáncer de pulmón inferior a 2,0, en relación con el riesgo de un no fumador sin exposición importante al HTA (US Environmental Protection Agency 1992; Kabat y Wynder 1984; IARC 1986; Brownson y cols. 1992; Brownson y cols. 1993). Pocos o ninguno de estos estudios epidemiológicos cumplen los criterios de causalidad en la asociación entre un factor ambiental o profesional y el cáncer de pulmón. Los criterios que cumplen estos requisitos son:

1. un grado de asociación bien establecido (factor de riesgo ≥ 3);
2. capacidad de reproducción de la observación en una serie de estudios;
3. concordancia entre la duración de la exposición y el efecto,
4. verosimilitud biológica.

Una de las mayores dudas acerca de los datos epidemiológicos recae en la limitada fiabilidad de las respuestas obtenidas al preguntar sobre los hábitos fumadores a los sujetos objeto de estudio o a sus familiares. Habida cuenta de las historias de tabaquismo que proporcionan los casos y controles, parece existir una concordancia general entre las de los padres y las de los cónyuges; no obstante, las tasas de coincidencia con respecto a la duración y la intensidad del consumo de tabaco son bajas (Brownson y cols. 1993; McLaughlin y cols. 1987; McLaughlin y cols. 1990). Varios investigadores han desafiado la fiabilidad de la información proporcionada por los sujetos sobre su hábito de fumar. Como ejemplo de ello, cabe citar la investigación a gran escala realizada en el sur de Alemania. La población del estudio, seleccionada al azar, estaba formada por más de 3.000 mujeres y varones, de 25 a

64 años de edad, a quienes se preguntó sobre sus hábitos fumadores en tres ocasiones: en 1984-1985, en 1987-1988 y de nuevo en 1989-1990, recogiendo las tres veces una muestra de orina de cada probando y analizando los niveles de cotinina. Se consideró fumadores a los voluntarios con niveles de cotinina superiores a 20 ng por ml de orina. Entre los 800 exfumadores que afirmaban ser no fumadores, el 6,3 %, el 6,5 % y el 5,2 % presentaban niveles de cotinina superiores a 20 ng/ml durante los tres períodos de tiempo ensayados. El porcentaje de sujetos que afirmaban no haber sido nunca fumadores y que fueron identificados como fumadores, de acuerdo con los análisis de cotinina, era del 0,5 %, 1,0 % y 0,9 % respectivamente (Heller y cols. 1993).

La reducida fiabilidad de los datos obtenidos a través del cuestionario y el número relativamente limitado de no fumadores con cáncer de pulmón que no estuvieron expuestos a cancerígenos en sus lugares de trabajo indican que es necesario realizar un estudio epidemiológico prospectivo con valoración de indicadores biológicos (p. ej., cotinina, metabolitos de hidrocarburos aromáticos polinucleares o metabolitos de la NNK en la orina) para llevar a cabo una evaluación concluyente de la cuestión de la causalidad entre el tabaquismo involuntario y el cáncer de pulmón. Aunque estos estudios prospectivos con indicadores biológicos suponen un esfuerzo importante, son fundamentales para responder los interrogantes en materia de exposición cuyas implicaciones sobre la salud pública son notables.

Humo de tabaco ambiental y medio ambiente en el trabajo

Aunque los estudios epidemiológicos no han demostrado hasta ahora una relación causal entre la exposición al HTA y el cáncer de pulmón, es conveniente proteger a los trabajadores de la exposición al humo de tabaco ambiental en el lugar de trabajo. Tal concepto se apoya en la observación de que la exposición prolongada de personas no fumadoras al HTA en el lugar de trabajo puede causar un deterioro de la función pulmonar. Además, en ambientes profesionales con exposición a cancerígenos, el tabaquismo involuntario puede aumentar el riesgo de cáncer. En Estados Unidos, la Environmental Protection Agency ha clasificado el HTA como cancerígeno del grupo A (cancerígenos humanos conocidos); por consiguiente, en Estados Unidos la ley exige la protección de los trabajadores frente a la exposición al HTA.

Pueden adoptarse varias medidas para proteger a las personas no fumadoras de la exposición al HTA: prohibir el consumo de tabaco en el lugar de trabajo, o al menos separar a los fumadores de los no fumadores donde sea posible, y asegurarse de que las habitaciones para fumadores tengan un sistema de aspiración de humos independiente. El enfoque más gratificante y, con mucho, más prometedor es ayudar a los trabajadores que fumen cigarrillos a intentar que abandonen su hábito.

El lugar de trabajo proporciona una excelente oportunidad de aplicar programas para dejar de fumar; de hecho, en numerosos estudios se ha demostrado que los programas en lugares de trabajo tienen resultados más satisfactorios que los programas en clínicas, debido a que los programas patrocinados por el empresario son más intensos y ofrecen incentivos económicos o de otro tipo (Inspector general de Sanidad de EE. UU. 1985). También se ha afirmado que la eliminación de las enfermedades pulmonares crónicas y del cáncer profesionales exige un intento de convertir a los fumadores en no fumadores. Además, las intervenciones en el lugar de trabajo, como los programas para dejar de fumar, pueden originar cambios duraderos en la reducción de algunos factores de riesgo cardiovascular para los trabajadores (Gomel y cols. 1993).

Agradecemos profundamente a Ilse Hoffmann su colaboración en el aspecto editorial, y a Jennifer Johning por la preparación de este manuscrito. Son estudios financiados por las becas USPHS CA-29580 y CA-32617 del National Cancer Institute.

● REGULACION DEL CONSUMO DE TABACO

Xavier Guardino Solá

Por lo que se refiere a la adopción de medidas para disminuir el consumo de tabaco, los gobiernos deberían tener en consideración que aunque dejar de fumar es una decisión que las personas toman por sí mismas, es responsabilidad del gobierno adoptar todas las medidas necesarias para animarles a ello. Los legisladores y los gobiernos de muchos países han dado pasos dubitativos, debido a que aunque la disminución en el consumo de tabaco es una mejora indiscutible de la salud pública, con el consiguiente ahorro en el gasto sanitario público, habría una serie de pérdidas y trastornos económicos en muchos sectores, al menos de forma temporal. La presión que las organizaciones y agencias internacionales para la salud y el medio ambiente pueden ejercer en este sentido es muy importante, ya que muchos países podrían suavizar sus medidas en contra del consumo de tabaco debido a problemas económicos, especialmente si el tabaco es una fuente importante de ingresos.

En el presente artículo se describen de manera concisa las medidas reguladoras que pueden adoptarse para disminuir el consumo de tabaco en un país.

Advertencias en los paquetes de cigarrillos

Una de las primeras medidas adoptadas en muchos países es exigir que los paquetes de cigarrillos muestren de forma clara la advertencia de que el consumo de tabaco perjudica seriamente la salud del fumador. El objetivo no es ejercer un efecto inmediato sobre el fumador, sino más bien demostrar que el gobierno está preocupado por el problema y que está creando un ambiente psicológico que favorecerá la adopción de medidas posteriores con las que, de otra manera, podría sentirse agredida la población fumadora.

Algunos expertos defienden la inclusión de estas advertencias en los puros y en el tabaco de pipa. Pero la opinión más general es que tales medidas son innecesarias, ya que las personas que utilizan esta clase de tabaco no suelen inhalar el humo, y a lo que conduciría probablemente la ampliación de este tipo de advertencias es a un descuido de los mensajes en su conjunto. Por eso la opinión que prevalece es que las advertencias deben aplicarse sólo a los paquetes de cigarrillos. Por el momento, no se ha considerado la referencia al humo pasivo, pero es una opción que no debe descartarse.

Restricciones del consumo de tabaco en lugares públicos

La prohibición de fumar en los lugares públicos constituye uno de los instrumentos reguladores más eficaces. Las prohibiciones disminuyen de forma significativa el número de personas expuestas al humo pasivo y, además, pueden reducir el consumo diario de cigarrillos en los fumadores. Las quejas habituales de los propietarios de locales públicos, como hoteles, restaurantes, instalaciones recreativas, salones de baile y teatros, entre otros, se basan en el argumento de que estas medidas ocasionarán una pérdida de clientes. Ahora bien, si los gobiernos aplican estas medidas de forma global, el impacto negativo de la pérdida de clientes aparecerá sólo en la primera fase, ya que al final las personas se adaptarán a la nueva situación.

La creación de espacios para fumadores es otra posibilidad. La separación de los fumadores de los no fumadores debería ser eficaz para conseguir los efectos beneficiosos deseados, al crear barreras que evitan que los no fumadores inhalen el humo del tabaco. Por tanto, la separación debe ser física y, si el sistema de

aire acondicionado utiliza aire reciclado, el aire procedente de las zonas de fumadores no deberá mezclarse con el de las zonas de no fumadores. Por consiguiente, la creación de espacios para fumadores implica gastos de construcción y división en compartimentos, pero podría ser una solución para aquellos que desean ofrecer sus servicios al público fumador.

Aparte de los lugares en los que es obvio que el consumo de tabaco esté prohibido por razones de seguridad, debido a la posibilidad de que se produzca una explosión o un incendio, también deberían existir zonas en las que no se permita el consumo de tabaco aunque no exista esa clase de riesgos para la seguridad, como los centros de asistencia sanitaria, las instalaciones deportivas, los colegios y las guarderías.

Restricción del consumo de tabaco en el trabajo

Las restricciones del consumo de tabaco en el lugar de trabajo también podrían ser consideradas a la vista de lo citado anteriormente. Los gobiernos y los propietarios de negocios, junto con los sindicatos, pueden elaborar programas para reducir el consumo de tabaco en el trabajo cuyas campañas suelen tener éxito.

Siempre que sea posible, se recomienda crear zonas de no fumadores a fin de establecer una política contra el consumo de tabaco y apoyar a los que defienden el derecho a no ser fumadores pasivos. En caso de conflicto entre un fumador y un no fumador, las normativas siempre deben permitir que prevalezca el no fumador, y cuando no puedan estar separados se deberá exigir al fumador que se abstenga de fumar en el puesto de trabajo.

Además de los lugares en los que debe prohibirse el consumo de tabaco por razones de salud o de seguridad, tampoco debe ignorarse en otras áreas la posible sinergia entre los efectos de la contaminación química en el lugar de trabajo y el humo del tabaco. El peso de tales consideraciones dará lugar, sin duda, a una notable ampliación de las restricciones del consumo de tabaco, sobre todo en los lugares de trabajo industriales.

Mayor presión económica contra el tabaco

Otro de los instrumentos reguladores en los que confían los gobiernos para frenar el consumo de tabaco es la elevación de los impuestos, sobre todo de los cigarrillos. Es una política encaminada a disminuir el consumo de tabaco, que justificaría la relación inversa entre el precio del tabaco y su consumo, y que puede determinarse comparando la situación en diferentes países. La medida se considera eficaz cuando la población está advertida de los peligros del consumo de tabaco y aconsejada acerca de la necesidad de dejar de fumar. Un aumento en el precio del tabaco puede ser un motivo para dejar de fumar. Con todo, esta política tiene muchos detractores, cuyas críticas se basan en argumentos que se comentan brevemente a continuación.

En primer lugar, según muchos especialistas, el aumento del precio del tabaco por razones fiscales va seguido de una reducción temporal del consumo de tabaco, tras lo cual se produce una vuelta gradual a los niveles de consumo previos a medida que los fumadores se acostumbran al nuevo precio. En otras palabras, los fumadores asimilan un aumento en el precio del tabaco de la misma manera que la gente se acostumbra a otros impuestos o a la subida del coste de la vida.

En segundo lugar, también se ha observado un cambio en los hábitos de los fumadores, quienes, al subir los precios, tienden a buscar marcas más baratas de menor calidad que probablemente supongan también un riesgo mayor para su salud (porque carecen de filtro o porque tienen cantidades más elevadas de alquitrán y nicotina). Tal cambio podría llegar a inducir a los fumadores a hacerse sus propios cigarrillos, lo que eliminaría por completo cualquier posibilidad de controlar el problema.

En tercer lugar, muchos expertos opinan que las medidas de este tipo tienden a afianzar la creencia de que el gobierno acepta el tabaco y su consumo como otra manera más de recaudar impuestos, lo que conduce a la idea contradictoria de que lo que el gobierno pretende en realidad es que la gente fume para poder recaudar más dinero con los impuestos especiales sobre el tabaco.

Limitación de la publicidad

Otro instrumento utilizado por los gobiernos para reducir el consumo de tabaco es restringir o, simplemente, prohibir la publicidad del producto. Los gobiernos y muchas organizaciones internacionales tienen una política de prohibir la publicidad del tabaco en ciertas esferas, como los deportes (al menos algunos deportes), la asistencia sanitaria, el medio ambiente y la educación. Los efectos beneficiosos incuestionables de esta política son especialmente eficaces cuando se elimina la publicidad en entornos que influyen en las personas jóvenes en un momento en el que es probable que adopten el hábito de fumar.

Programas públicos para animar a las personas a dejar de fumar

La utilización de campañas antitabaco como práctica normal, adecuadamente establecida y organizada como norma de conducta en ciertas esferas, como el mundo del trabajo, ha demostrado ser muy eficaz.

Campañas para educar a los fumadores

Complementando lo anteriormente comentado, otro de los instrumentos de que disponen los gobiernos para reducir los efectos adversos del consumo de tabaco sobre la salud en la población es la educación de los fumadores con el fin de que fumen "mejor" y de que reduzcan su consumo de cigarrillos. Tales medidas deben ir encaminadas a disminuir el consumo diario de cigarrillos, a inhibir la inhalación de humo en la mayor medida posible, a no fumar las colillas de los cigarrillos (la toxicidad del tabaco aumenta hacia el final del cigarrillo), a no mantener el cigarrillo constantemente en los labios y a adoptar preferencias por marcas con menor contenido de alquitrán y nicotina.

Es un tipo de medidas que evidentemente no reducen el número de fumadores, pero sí el daño sufrido por éstos por su hábito. Se han propuesto argumentos en contra de esta clase de medidas debido a que pueden dar la impresión de que fumar no es un hábito intrínsecamente malo, ya que se dice a los fumadores cómo se fuma mejor.

Consideraciones finales

La acción normativa y legislativa de los diferentes gobiernos es lenta y no suficientemente eficaz, sobre todo en comparación con lo que sería necesario considerando los problemas causados por el tabaco. A menudo las causas son los obstáculos legales contra la aplicación de estas medidas, los argumentos contra la competencia desleal o incluso la protección de los derechos del individuo a fumar. Los progresos en la aplicación de leyes han sido lentos pero constantes. Por otro lado, debe tenerse en cuenta la diferencia entre los fumadores activos y los fumadores pasivos o "de segunda mano". Todas las medidas que ayudarían a alguien a dejar de fumar, o al menos a reducir su consumo diario, deben ir dirigidas al fumador; todo el peso de las normativas debe recaer en combatir este hábito. Deben proporcionarse al fumador pasivo todos los argumentos posibles para defender sus derechos a no inhalar humo de tabaco y a disfrutar del uso de entornos libres de tabaco en el hogar, en el trabajo y en el ocio.

DETERMINACION Y VALORACION DE LOS CONTAMINANTES QUIMICOS

M. Gracia Rosell Farrás

Desde el punto de vista de la contaminación, el aire interior no industrial muestra varias características que lo diferencian del aire exterior, o aire atmosférico, y del aire del medio ambiente industrial. Además de los contaminantes presentes en el aire atmosférico, el aire interior también contiene contaminantes generados por los materiales de construcción y por las actividades que tienen lugar en el interior del edificio. Las concentraciones de contaminantes en el aire interior tienden a ser iguales o inferiores a las existentes en el aire atmosférico, dependiendo de la ventilación; los contaminantes generados por los materiales de construcción suelen ser diferentes de los presentes en el aire atmosférico y pueden encontrarse a concentraciones elevadas, mientras que los generados por las actividades desarrolladas en el interior del edificio dependen de la naturaleza de estas actividades y pueden tener concentraciones similares a las existentes en el aire atmosférico, como en el caso del CO y el CO₂.

Por este motivo, el número de contaminantes presentes en el aire interior no industrial es amplio y variable y los niveles de concentración son bajos (salvo en los casos en los que existe una importante fuente de producción); varían según las condiciones atmosféricas/climatológicas, el tipo o las características del edificio, su ventilación y las actividades desarrolladas en su interior.

Análisis

Gran parte de la metodología utilizada para estimar la calidad del aire interior deriva de la higiene industrial y de determinaciones de inmisión del aire atmosférico. Existen pocos métodos analíticos específicamente validados para este tipo de análisis, aunque algunas organizaciones, como la Organización Mundial de la Salud y la Environmental Protection Agency de Estados Unidos están realizando investigaciones en este campo. Otro obstáculo es la escasez de información sobre la relación exposición-efecto con respecto a exposiciones prolongadas a concentraciones bajas de contaminantes.

Los métodos analíticos utilizados para la higiene industrial están diseñados para determinar concentraciones elevadas, y no se han definido para muchos contaminantes, mientras que el número de contaminantes en el aire interior puede ser elevado y variado y los niveles de concentración pueden ser bajos, salvo en ciertos casos. La mayoría de los métodos empleados en la higiene industrial se basan en la toma de muestras y sus análisis; muchos de estos métodos pueden aplicarse al aire interior si se consideran varios factores: ajustar los métodos a los niveles de concentración habituales en el aire interior, aumentar su sensibilidad sin reducir la precisión (por ejemplo, aumentando el volumen del aire ensayado) y validar su especificidad.

Los métodos analíticos utilizados para determinar las concentraciones de contaminantes en el aire atmosférico son similares a los empleados para el aire interior, de forma que algunos de ellos pueden utilizarse directamente para el aire interior mientras que otros pueden adaptarse fácilmente. Ahora bien, es importante tener en cuenta que algunos métodos están diseñados para una lectura directa de una muestra, mientras que otros requieren una instrumentación voluminosa y, en ocasiones, ruidosa y además utilizan grandes volúmenes de aire en la toma de muestra que pueden distorsionar la lectura.

Planificación de las lecturas

Para mejorar la calidad del aire interior puede utilizarse el procedimiento tradicional en el campo del control ambiental en el

lugar de trabajo, que consiste en identificar y cuantificar un problema, proponer medidas correctoras, asegurarse de que se ponen en práctica estas medidas y valorar su eficacia después de un período de tiempo. Se trata de un procedimiento habitual que no siempre es el más adecuado, ya que a menudo no es necesaria una evaluación tan exhaustiva mediante la toma de numerosas muestras. Las medidas exploratorias, que pueden variar desde una inspección visual al análisis del aire ambiente por métodos de lectura directa, y que pueden proporcionar una concentración aproximada de contaminantes, son suficientes para resolver muchos de los problemas existentes. Una vez que se han tomado las medidas correctoras, pueden evaluarse los resultados con una segunda determinación, y sólo cuando no exista una clara evidencia de mejoría se realizará una inspección más exhaustiva (con determinaciones en profundidad) o un estudio analítico completo (Fondo Sueco para el Ambiente de Trabajo 1988).

Las principales ventajas de este procedimiento sobre el método más tradicional son el coste, la velocidad y la eficacia, pero requiere personal competente, con experiencia, y la utilización del equipo apropiado. En la Figura 44.5 se resumen los objetivos de las diferentes fases de este procedimiento.

Estrategia de la toma de muestras

El control analítico de la calidad del aire interior debe considerarse como un último recurso cuando la inspección previa de exploración no proporciona resultados positivos, o si son necesarios una evaluación o un control de los ensayos iniciales.

Suponiendo un cierto conocimiento previo de las fuentes de contaminación y de los tipos de contaminantes, las muestras, incluso cuando sea un número limitado, deben ser representativas de los diversos espacios estudiados. La toma de muestras debe planificarse para responder las preguntas ¿Qué? ¿Cómo? ¿Dónde? y ¿Cuándo?

Qué

Los contaminantes en cuestión deben ser identificados de antemano y, considerando los diferentes tipos de información que pueden obtenerse, debe decidirse si realizar determinación de *emisión* o de *inmisión*.

Las determinaciones de la emisión para la calidad del aire interior permiten conocer la influencia de diferentes fuentes de

contaminación, de las condiciones climáticas, de las características del edificio y de la intervención humana, lo que nos permite controlar o reducir las fuentes de emisiones y mejorar la calidad del aire interior. Existen diferentes técnicas para realizar este tipo de determinación: colocar un sistema de captación junto a la fuente de emisión, definir un área de trabajo limitada y estudiar las emisiones como si representaran las condiciones reales de trabajo, o trabajar en condiciones forzadas aplicando sistemas de control que se basan en el espacio de la cabeza.

Las determinaciones de la inmisión nos permiten establecer el nivel de contaminación del aire interior en las diferentes áreas del edificio divididas en compartimentos, haciendo posible la creación de un mapa de la contaminación de toda la estructura. Utilizando estas determinaciones, identificando las diferentes áreas en las que las personas han realizado sus actividades y calculando el tiempo que han pasado realizando esa tarea, será posible establecer los niveles de exposición. Otra forma de llevarlo a cabo es hacer que los trabajadores lleven dispositivos de control durante el trabajo.

Si el número de contaminantes es amplio y variado puede ser más práctico seleccionar algunas sustancias indicativas de forma que la determinación sea representativa y no demasiado cara.

Cómo

La selección del tipo de determinación dependerá del método disponible (lectura directa o toma de muestras y análisis) y de la técnica de medición: emisión o inmisión.

Dónde

El lugar elegido debe ser el más apropiado y representativo para obtener muestras. Para ello debe conocerse el edificio que se está estudiando: su orientación con respecto al sol, el número de horas que recibe luz solar directa, el número de pisos, el tipo de división en compartimentos, si la ventilación es natural o artificial, si pueden abrirse las ventanas, etc. También es necesario conocer el origen de las quejas y los problemas; por ejemplo, si se producen en los pisos superiores o inferiores, o en las áreas próximas o distantes a las ventanas, o en las áreas con una ventilación o iluminación deficientes, entre otros. La selección de los mejores lugares para tomar las muestras se basará en toda la información disponible con respecto a los criterios anteriormente mencionados.




Cuándo

Decidir cuándo realizar las determinaciones dependerá de cómo cambien las concentraciones de contaminantes del aire en el tiempo. La contaminación puede detectarse inicialmente por la mañana, durante la jornada de trabajo o al final del día; puede detectarse al comienzo o al final de la semana; durante el invierno o el verano; cuando el aire acondicionado está conectado o desconectado; o bien en otros momentos.

Para abordar estos aspectos correctamente, debe conocerse la dinámica del ambiente interior en cuestión. También es necesario conocer el objetivo de las muestras, que se basará en los tipos de contaminantes que interese investigar. En la dinámica del ambiente interior influyen la diversidad y variabilidad de las fuentes de contaminación, las diferencias físicas de los espacios estudiados, el tipo de compartimentación, el tipo de ventilación y climatización utilizada, las condiciones atmosféricas exteriores (viento, temperatura, estación, etc.) y las características del edificio (número de ventanas, su orientación, etc.).

Los objetivos de las determinaciones definirán si la toma de muestras se llevará a cabo durante intervalos de tiempo cortos o largos. Si se cree que los efectos de los contaminantes en cuestión sobre la salud son prolongados, deberán determinarse las concentraciones promedio durante períodos largos de tiempo.

Figura 44.5 • Planificación de las determinaciones para una evaluación de exploración.

TIPO DE DETERMINACION	OBJETIVO
Determinación de exploración 	<ul style="list-style-type: none"> • Valoración de la situación ambiental • Detección de condición adversa evidente • Medida correctora • Preparación de determinación en profundidad
Determinaciones en profundidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Detalle de los problemas ambientales • Recopilación de datos como base para una acción posterior • Desarrollo de nuevas técnicas • Mejora de la metodología
Determinaciones de verificación 	<ul style="list-style-type: none"> • Evaluación de las acciones tomadas • Cumplimiento de los objetivos recomendados

Para las sustancias con efectos agudos pero no acumulativos, bastará realizar determinaciones durante períodos cortos de tiempo. Si se sospechan emisiones intensas de corta duración, se requerirán tomas de muestras frecuentes durante períodos cortos para detectar el tiempo de emisión. Con todo, no debe olvidarse que en muchos casos las opciones para utilizar uno u otro tipo de método de toma de muestras depende de los métodos analíticos disponibles o exigidos.

Si después de considerar todas estas cuestiones no está suficientemente claro cuál es el origen del problema, o cuándo tiene lugar con mayor frecuencia, la decisión con respecto a cuándo y dónde tomar muestras deberá realizarse al azar, calculando el número de muestras en función de la fiabilidad y los costes de las mismas.

Técnicas de determinación

Los métodos disponibles para tomar muestras del aire interior para su análisis pueden agruparse en dos tipos: métodos basados en una lectura directa y métodos en los que se toman muestras para un posterior análisis.

Los métodos basados en una lectura directa son aquellos en los que la toma de la muestra y la determinación de la concentración de contaminantes se realizan de forma simultánea; son rápidos y las determinaciones son instantáneas, por lo que proporcionan datos precisos a un coste relativamente bajo. Entre estos métodos se incluyen los *tubos colorimétricos* y los *monitores específicos*.

El uso de tubos colorimétricos se basa en el cambio de color de un reactivo específico al entrar en contacto con un contaminante concreto. Los más utilizados son los tubos que contienen un reactivo sólido, por los que se hace pasar el aire mediante una bomba manual. La valoración de la calidad en el aire interior con tubos colorimétricos sólo es útil para determinaciones de exploración y para determinar emisiones esporádicas, ya que su sensibilidad suele ser baja, salvo para algunos contaminantes como el CO y el CO₂, que pueden estar presentes a concentraciones elevadas en el aire interior. Es importante tener en cuenta que la precisión de este método es baja y que a menudo existen interferencias por contaminantes que no están siendo investigados.

En el caso de los monitores específicos, la detección de contaminantes se basa en principios físicos, eléctricos, térmicos, electromagnéticos y quimioelectromagnéticos. La mayoría de los monitores de este tipo pueden utilizarse para realizar determinaciones de corta o larga duración y obtener un perfil de contaminación en un lugar concreto. Su precisión viene determinada por sus respectivos fabricantes, y su uso correcto requiere calibraciones periódicas mediante atmósferas controladas o mezclas de gas certificadas. La precisión y la sensibilidad de los monitores es cada vez mayor. Muchos de ellos poseen memoria interna para almacenar las lecturas, que posteriormente pueden transferirse a ordenadores para la creación de bases de datos y para una organización y recuperación sencilla de los resultados.

Los métodos de toma de muestras y los análisis pueden clasificarse en *activos* (o dinámicos) y *pasivos*, dependiendo de la técnica.

Con los sistemas activos, los contaminantes pueden captarse haciendo pasar el aire a través de un soporte en los que se atrapa el contaminante, concentrando así la muestra. El proceso se lleva a cabo con filtros, sólidos adsorbentes y soluciones adsorbentes o reactivas colocadas en borboteadores o impregnadas en material poroso, a través de los cuales se hace pasar el aire y se analizan los contaminantes o los productos de reacción. Para el análisis de las muestras de aire obtenidas por sistemas activos se requiere un captador, una bomba para mover el aire y un

sistema para medir el volumen de aire muestreado, bien directamente o bien utilizando datos sobre el flujo y la duración.

El flujo y el volumen de aire muestreado se especifican en los manuales de referencia o deben determinarse mediante ensayos previos, y dependerán de la cantidad y del tipo de adsorbente o adsorbente utilizado, de los contaminantes que se están midiendo, del tipo de determinación (emisión o inmisión) y del estado del aire ambiente durante la toma de la muestra (humedad, temperatura, presión). La eficacia de la recogida aumenta al disminuir el caudal de aire en la captación o al aumentar la cantidad de captador utilizado, bien directamente o colocando captadores en serie.

Otro tipo de muestreo activo es la toma directa de aire en una bolsa u otro tipo de contenedor inerte, impermeable y hermético. Este tipo de toma de muestras se utiliza para algunos gases (CO, CO₂, H₂S, O₂) y resulta útil como una medida de exploración cuando se desconoce el tipo de contaminante. El inconveniente es que al no concentrar la muestra la sensibilidad puede ser insuficiente, por lo que podría ser necesario un procesamiento más complejo en el laboratorio para aumentar la concentración.

Los sistemas pasivos capturan contaminantes por difusión o permeación sobre una base que puede ser un adsorbente sólido, bien solo o impregnado con un reactivo específico. Son sistemas más cómodos y fáciles de utilizar que los sistemas activos. No requieren bombas para tomar la muestra ni personal muy preparado. Los tiempos de toma de muestra pueden ser largos, y los resultados son concentraciones medias. Es un método que no puede utilizarse para medir concentraciones máximas; en estos casos deben utilizarse sistemas activos. Para emplear correctamente sistemas pasivos es importante conocer la velocidad a la que se capta cada contaminante, que dependerá del coeficiente de difusión del gas o vapor y del diseño del monitor.

En la Tabla 44.10 se muestran las características más importantes de cada método de muestreo y la Tabla 44.11 presenta los diversos métodos utilizados para obtener y analizar las muestras para los contaminantes del aire interior más importantes.

Selección del método

Para seleccionar el mejor método de muestreo, en primer lugar debe determinarse que existen métodos validados para los contaminantes en estudio y comprobarse que se dispone de los instrumentos y materiales apropiados para recoger y analizar el contaminante. Generalmente es necesario saber cuál será el coste y la sensibilidad requerida para el trabajo, así como conocer los elementos que pueden interferir en la determinación, dependiendo del método escogido.

La estimación de las concentraciones mínimas de lo que se espera medir resulta muy útil al evaluar el método utilizado para analizar la muestra. La concentración mínima requerida está directamente relacionada con la cantidad de contaminante que puede recogerse considerando las condiciones especificadas por el método empleado (es decir, el tipo de sistema utilizado para tomar la muestra, o la duración de la toma de muestras y el volumen de aire muestreado). Tal cantidad mínima es la que determina la sensibilidad requerida del método utilizado para el análisis; puede calcularse a partir de datos de referencia publicados para un contaminante o grupo de contaminantes específico, siempre que estos datos se hayan obtenido mediante un método similar al que se va a utilizar. Por ejemplo, si en el área en estudio se encuentran generalmente concentraciones de hidrocarburos de 30 (µg/m³), el método analítico empleado debe permitir la determinación de estas concentraciones sin dificultad. Si la muestra se obtiene con un tubo de carbón activado durante cuatro horas y con un flujo de 0,5 litros por minuto, la cantidad de hidrocarburos recogida en la muestra se

Tabla 44.10 • Metodología para la toma de muestras.

Características	Activa	Pasiva	Lectura directa
Determinaciones a intervalos de tiempo	+		+
Determinaciones a largo plazo		+	+
Monitorización			+
Concentración de la muestra	+	+	
Determinación de inmisión	+	+	+
Determinación de emisión	+	+	+
Respuesta inmediata			+

+ Significa que el método dado es adecuado para el método de determinación o los criterios de determinación deseados.

calcula multiplicando el flujo de la sustancia por el período de tiempo de monitorización. En el ejemplo anterior, esto equivale a:

$$\mu\text{g de hidrocarburos} \geq \mu\text{g}/\text{m}^3 / 10^3 \times 4\text{h} \times 60\text{min} \times 0,5\text{ l}/\text{min} \geq 3,6\ \mu\text{g}$$

Para esta aplicación puede utilizarse cualquier método para detectar hidrocarburos que requiera que la cantidad presente en la muestra sea inferior a 3,6 µg.

Otra estimación podría calcularse a partir del límite máximo establecido como límite permisible para el aire interior con

respecto al contaminante que se está determinando. Si no existen estas cifras y no se conocen las concentraciones habituales presentes en el aire interior ni la tasa a la que se está liberando el contaminante al espacio, pueden utilizarse aproximaciones basadas en los niveles potenciales del contaminante que pueden afectar de forma negativa a la salud. El método elegido debe ser capaz de medir el 10 % del límite establecido o de la concentración mínima que puede afectar a la salud. Aún si el método de análisis elegido tiene un grado de sensibilidad aceptable, es posible encontrar concentraciones de contaminantes por debajo del límite inferior de detección del método elegido. Es algo que debe tenerse en cuenta al calcular las concentraciones promedio. Por ejemplo, si de diez determinaciones realizadas, tres se encuentran por debajo del límite de detección, deberán calcularse dos promedios: uno asignando un valor de 0 a estas tres determinaciones y otro asignándoles el límite de detección más bajo, lo cual proporciona un promedio mínimo y un promedio máximo. El promedio determinado real se encontrará entre estos dos valores.

Procedimientos analíticos

El número de contaminantes del aire interior es elevado y éstos se encuentran presentes en concentraciones bajas. La metodología disponible hasta ahora se basa en la adaptación de métodos utilizados para controlar la calidad del aire atmosférico o del exterior y la del aire del medio ambiente industrial. La adaptación de estos métodos para el análisis del aire interior implica cambiar el rango de la concentración buscada, cuando el método lo permite, utilizando tiempos de muestreo más largos y cantidades mayores de absorbentes o adsorbentes. Todos estos cambios son apropiados cuando no conllevan una pérdida de fiabilidad o precisión. La determinación de una mezcla de contaminantes suele ser

Tabla 44.11 • Métodos de detección de gases en el aire interior.

Contaminante	Lectura directa	Métodos			Análisis
		Captura por difusión	Captura por concentración	Captura directa	
Monóxido de carbono	Célula electroquímica Espectroscopia de infrarrojos			Bolsa o contenedor inerte	CG ^a
Ozono	Quimioluminiscencia		Borboteador		UV-Vis ^b
Dióxido de azufre	Célula electroquímica		Borboteador		UV-Vis
Dióxido de nitrógeno	Quimioluminiscencia Célula electroquímica	Filtro impregnado con un reactivo	Borboteador		UV-Vis
Dióxido de carbono	Espectroscopia de infrarrojos			Bolsa o contenedor inerte	CG
Formaldehído	—	Filtro impregnado con un reactivo	Borboteador Sólidos adsorbentes		CLAR ^c Polarografía UV-Vis
COV	CG portátil	Sólidos adsorbentes	Sólidos adsorbentes	Bolsa o contenedor inerte	CG (DCE ^d -DIL ^e -DNP ^f -DFI ^g) CG-EM ^h
Plaguicidas	—		Sólidos adsorbentes Borboteador Filtro Combinaciones		CG (DCE-FPD-DNP) CG-EM
Partículas	—	Sensor óptico	Filtro	Impactor Ciclona	Gravimetría Microscopía

— = Método no adecuado para el contaminante.

^a CG = cromatografía de gas. ^b UV-Vis = espectrofotometría ultravioleta visible. ^c CLAR = cromatografía líquida de alta resolución. ^d CDE = detector de captura de electrones.

^e DIL = detector de ionización de llama. ^f DNP = detector de nitrógeno/fósforo. ^g DFI = detector de fotoionización. ^h EM = espectrometría de masa.

Tabla 44.12 • Métodos utilizados para el análisis de contaminantes químicos.

Contaminante	Monitor de lectura directa ^a	Muestreo y análisis
Monóxido de carbono	+	+
Dióxido de carbono	+	+
Dióxido de nitrógeno	+	+
Formaldehído	-	+
Dióxido de azufre	+	+
Ozono	+	+
COV	+	+
Plaguicidas	-	+
Particulados	+	+

^a ++ = utilizado con gran frecuencia; + = utilizado con menor frecuencia; - = no aplicable.

cara y los resultados obtenidos imprecisos. En muchos casos, lo único que se garantizará será la obtención de un perfil de contaminación que indicará el nivel de contaminación durante los intervalos de muestreo, en comparación con el aire limpio, con el aire atmosférico o con otros espacios de interior. Los monitores de lectura directa se utilizan para controlar el perfil de contaminación, pero pueden no ser adecuados si son demasiado ruidosos o grandes. Actualmente se están diseñando monitores más pequeños y más silenciosos con una mayor precisión y sensibilidad. En la Tabla 44.12 se muestra un esquema del estado actual de los métodos utilizados para medir los diferentes tipos de contaminantes.

Análisis de gases

Los métodos activos son los más utilizados para el análisis de gases, y se llevan a cabo utilizando soluciones absorbentes o sólidos adsorbentes, o tomando directamente una muestra de aire con una bolsa u otro contenedor inerte y hermético. Para prevenir la pérdida de parte de la muestra y aumentar la exactitud de la determinación, el volumen de la muestra debe ser menor y la cantidad de absorbente o adsorbente utilizado debe ser mayor que para otros tipos de contaminación. También debe tenerse cuidado al transportar y almacenar la muestra (conservándola a baja temperatura y reduciendo el tiempo transcurrido hasta su análisis). Los métodos de lectura directa se utilizan con gran frecuencia para medir gases, por la considerable mejora de las prestaciones de los monitores modernos, más sensibles y precisos que antes. Debido a su facilidad de uso y al nivel y el tipo de información que proporcionan, están sustituyendo de forma progresiva a los métodos tradicionales de análisis. En la Tabla 44.13 se muestran los niveles mínimos de detección para los diversos gases estudiados considerando el método de muestreo y el análisis utilizado.

Monóxido y dióxido de carbono, contaminantes habituales del aire interior, se determinan utilizando monitores que los detectan directamente por medios electroquímicos o infrarrojos, aunque los detectores por infrarrojos no son muy sensibles. También pueden determinarse tomando muestras de aire directamente con bolsas inertes y analizando la muestra mediante cromatografía de gases con un detector de ionización de llama, que transforma los gases a metano por medio de una reacción catalítica antes de su detección. Los detectores de conductividad térmica suelen ser suficientemente sensibles para determinar concentraciones habituales de CO₂.

Dióxido de nitrógeno

Se han desarrollado diversos métodos para detectar el dióxido de nitrógeno, NO₂, en el aire interior utilizando monitores pasivos y tomando muestras para un análisis posterior, pero estos métodos han mostrado problemas de sensibilidad que probablemente se resolverán en el futuro. El método más conocido es el tubo de Palmes, que tiene un límite de detección de 300 ppb. En el marco no industrial, se deberán tomar muestras durante un mínimo de cinco días para obtener un límite de detección de 1,5 ppb, tres veces superior al valor del blanco para una exposición de una semana. También se han desarrollado monitores portátiles con detección en tiempo real basados en la reacción quimolumínica entre el NO₂ y el reactivo luminol, pero los resultados obtenidos con este método pueden modificarse por la temperatura y su linealidad y sensibilidad dependen de las características de la solución de luminol utilizada. Los monitores con sensores electroquímicos poseen una sensibilidad mayor, pero pueden sufrir interferencias por los compuestos que contienen azufre (Freixa 1993).

Dióxido de azufre

Para determinar el dióxido de azufre, SO₂, en un ambiente interior se utiliza un método espectrofotométrico. Se hace borbotear la muestra de aire a través de una solución de tetracloromercuriato para formar un complejo estable que, a su vez, se determina espectrofotométricamente después de reaccionar con pararosnilina. Otros métodos se basan en la fotometría de llama y en la fluorescencia ultravioleta pulsante, y también existen métodos basados en la derivación de la determinación antes del análisis espectroscópico. Es un tipo de detección utilizado para monitores de aire atmosférico, aunque no es adecuado para el análisis del aire interior debido a la falta de especificidad y a que muchos de estos monitores requieren un sistema de ventilación para eliminar los gases que generan. Dado que se han reducido enormemente las emisiones de SO₂ y a que este compuesto no es considerado un contaminante importante del aire interior, el desarrollo de monitores para su detección no ha avanzado mucho. Ahora bien, existen instrumentos portátiles en el mercado que pueden detectar el SO₂ basándose en la detección de pararosnilina (Freixa 1993).

Ozono

El ozono, O₃, sólo puede encontrarse en ambientes de interior en situaciones especiales en las que se genera de forma continua, ya que se degrada rápidamente. Se determina mediante métodos de lectura directa, tubos colorimétricos y métodos de quimioluminiscencia. También puede detectarse por métodos utilizados en higiene industrial que pueden adaptarse fácilmente para el aire interior. La muestra se obtiene con una solución absorbente de yoduro potásico en un medio neutral y a continuación se somete a análisis espectrofotométrico.

Tabla 44.13 • Límites inferiores de detección para algunos gases por monitores utilizados para valorar la calidad del aire interior^a.

Contaminante	Monitor de lectura directa	Análisis de toma de muestra y activo/pasivo
Monóxido de carbono	1,0 ppm	0,05 ppm
Dióxido de nitrógeno	2 ppb	1,5 ppb (1 semana) ^b
Ozono	4 ppb	5,0 ppb
Formaldehído		5,0 ppb (1 semana) ^b

^a Los monitores de dióxido de carbono que usan espectroscopia de infrarrojos siempre son suficientemente sensibles. ^b Monitores pasivos (duración de la exposición).

Formaldehído

El formaldehído es un contaminante importante del aire interior, y debido a sus propiedades químicas y tóxicas se recomienda una evaluación individualizada. Existen diferentes métodos para detectar el formaldehído en el aire, todos ellos basados en la toma de muestras para un análisis posterior, con fijación activa o por difusión. El método de captura más apropiado dependerá del tipo de muestra (emisión o inmisión) utilizado y de la sensibilidad del método analítico. Los métodos tradicionales se basan en la obtención de una muestra haciendo borboteo el aire a través de agua destilada o de una solución de bisulfato sódico al 1 % a 5 °C, y a continuación analizándolo por métodos espectrofluorométricos. Durante su almacenamiento, también debe conservarse a 5 °C. El SO₂ y los componentes del humo del tabaco pueden interferir en el análisis. Cada vez se utilizan con mayor frecuencia en el análisis del aire interior sistemas o métodos activos que capturan contaminantes por difusión con adsorbentes sólidos; constan de una base que puede ser un filtro o un sólido saturado con un reactivo, como el bisulfato sódico o la 2,4-difenilhidrazina. Los métodos que toman el contaminante por difusión, además de las ventajas generales propias del método, son más sensibles que los métodos activos debido a que el tiempo necesario para obtener la muestra es mayor (Freixa 1993).

Detección de compuestos orgánicos volátiles (COV)

Los métodos utilizados para medir o monitorizar los vapores orgánicos en el aire interior deben cumplir una serie de criterios: tener una sensibilidad del orden de partes por billón (ppb) a partes por trillón (ppt), los instrumentos utilizados para tomar la muestra o realizar la lectura directa deben ser portátiles y fáciles de manejar, y los resultados obtenidos deben ser precisos y susceptibles de duplicación. Son muchos los métodos que cumplen estos criterios, pero los más utilizados para analizar el aire interior se basan en la toma de muestras y el análisis. Existen métodos de detección directa que consisten en cromatógrafos de gases portátiles con diferentes métodos de detección. Se trata de instrumentos caros, de manejo difícil y utilizables sólo por personal preparado. Para compuestos orgánicos polares y no polares con un punto de ebullición de entre 0 °C y 300 °C, el adsorbente más utilizado para sistemas de muestreo pasivos y activos ha sido el carbón activado. También se emplean polímeros porosos y resinas poliméricas, como Tenax GC, XAD-2 y Amborsorb. El más utilizado de ellos es Tenax. Las muestras obtenidas con carbón activado se extraen con disulfuro de carbono y se analizan por cromatografía de gases con ionización de llama, captura de electrones o detectores de espectrometría de masa, seguido de un análisis cualitativo y cuantitativo. Las muestras obtenidas con Tenax suelen extraerse por desorción térmica con helio y se condensan en una trampa de nitrógeno líquido antes de introducir las en el cromatógrafo. Otro método común consiste en obtener muestras directamente, utilizando bolsas o contenedores inertes, introduciendo el aire directamente en el cromatógrafo de gases o concentrando primero la muestra con un adsorbente y una trampa fría. Los límites de detección de estos métodos dependen del compuesto analizado, del volumen de muestra tomado, de la contaminación basal y de los límites de detección del instrumento empleado. Debido a que es imposible cuantificar todos y cada uno de los compuestos presentes, la cuantificación suele realizarse por familias, utilizando como referencia compuestos característicos de cada una de ellas. En la detección de COV en el aire interior es muy importante la pureza de los disolventes utilizados. Si se aplica desorción térmica, la pureza de los gases también es importante.

Detección de plaguicidas

Los métodos empleados habitualmente para detectar plaguicidas en el aire interior consisten en la toma de muestras con

adsorbentes sólidos, aunque no se descarta el uso de borboteadores y sistemas mixtos. El adsorbente sólido más utilizado ha sido el polímero poroso Chromosorb 102, aunque cada vez es más frecuente el uso de espumas de poliuretano (EPU) que pueden capturar un mayor número de plaguicidas. Los métodos de análisis varían de acuerdo con el método de muestreo y el plaguicida. Generalmente se analizan por cromatografía de gases con diferentes detectores específicos, desde captura de electrones hasta espectrometría de masa. La capacidad de este último método para identificar compuestos es considerable. El análisis de estos compuestos presenta varios problemas, como la contaminación de las partes de vidrio de los sistemas de toma de muestras con cantidades mínimas de bifenilos policlorados (BPC), ftalatos o plaguicidas.

Detección de polvo o partículas ambientales

Para la captura y análisis de partículas y fibras en el aire se dispone de una gran variedad de técnicas y equipos adecuados para la valoración de la calidad del aire interior. Los monitores que permiten una lectura directa de la concentración de partículas en el aire utilizan detectores de luz difusa, mientras que los métodos basados en la toma de muestras y análisis utilizan la pesada y el análisis con un microscopio. Es un tipo de análisis que requiere un separador, como un ciclón o un impactor, para eliminar las partículas de mayor tamaño antes de poder utilizar un filtro. Los métodos que emplean un ciclón son bastante precisos, pero requieren unos caudales de aire bajos, por lo que la toma de muestras requiere mucho tiempo. Los monitores pasivos ofrecen una precisión excelente, pero están influidos por la temperatura ambiente y tienden a dar valores más altos cuando las partículas son pequeñas.

CONTAMINACION BIOLÓGICA

Brian Flannigan

Características y orígenes de la contaminación biológica del aire interior

Aunque existe una amplia variedad de partículas de origen biológico (biopartículas) en el aire interior, en la mayoría de los ambientes de trabajo de interior los microorganismos (microbios) tienen gran importancia para la salud. Además de microorganismos (como virus, bacterias, hongos y protozoos), el aire interior puede contener granos de polen, detritus animal y fragmentos de insectos y ácaros y sus productos de excreción (Wanner y cols. 1993). Además de los aerosoles biológicos de estas partículas, también puede haber compuestos orgánicos volátiles que emanan de organismos vivos, como las plantas y los microorganismos presentes en el interior.

Polen

Los granos de polen contienen sustancias (alergenos) que pueden causar respuestas alérgicas en personas susceptibles o atópicas, que se manifiestan generalmente como "fiebre del heno" o rinitis. La alergia se asocia principalmente al medio ambiente exterior; en el aire interior, las concentraciones de polen suelen ser considerablemente menores que en el aire atmosférico. La diferencia en la concentración de polen entre el aire exterior y el interior es mayor en el caso de los edificios en los que los sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado (CVAA) tienen una filtración eficaz en la entrada del aire externo. Las unidades de aire acondicionado de ventana también producen niveles de polen en el interior más bajos que los existentes en edificios con ventilación natural. El aire de algunos ambientes de trabajo de interior puede

llegar a tener un contenido elevado de polen, como en el caso de que exista un gran número de plantas con flores por razones estéticas o en los invernaderos comerciales.

Detritus

El detritus está constituido por partículas finas de piel, pelo y plumas (y saliva y orina desecadas), y es una fuente de potentes alérgenos que pueden causar ataques de rinitis o asma en personas susceptibles. Las principales fuentes de detritus en ambientes de interior suelen ser los gatos y los perros, pero también son fuentes potenciales las ratas y los ratones (como mascotas, animales de experimentación o vermes), hámsters, jerbos (una especie de rata del desierto), cobayas y pájaros de jaula. El detritus originado por éstos y otros animales de granja y de compañía (como los caballos) puede estar en la ropa, pero en los ambientes de trabajo la mayor exposición al detritus probablemente tenga lugar en instalaciones de cría de animales y laboratorios o en edificios infestados de vermes.

Insectos

Aunque estos organismos y sus productos excretores pueden causar también alergias respiratorias y de otra naturaleza, no parecen contribuir de forma significativa a la carga biológica en suspensión en el aire en la mayoría de las situaciones. Las partículas de cucarachas (especialmente *Blattella germanica* y *Periplaneta americana*) pueden ser un componente importante en ambientes de trabajo insalubres, cálidos y húmedos. Las exposiciones a partículas de cucarachas y otros insectos, como langostas, gorgojos, escarabajos y moscas de la fruta, pueden ser causa de problemas de salud entre los trabajadores de instalaciones de cría de animales y laboratorios.

Acaros

Son artrópodos que se asocian en particular al polvo, pero puede haber fragmentos de estos parientes microscópicos de las arañas y de sus productos de excreción (heces) en el aire interior. El ácaro del polvo de casa, *Dermatophagoides pteronyssinus*, es la especie más importante. Junto a sus parientes cercanos, es una causa importante de alergia respiratoria. Se asocia principalmente a los hogares, donde abunda en las ropas de cama, pero también están presentes en los muebles tapizados. Existen algunas pruebas que indican que estos muebles pueden constituir nichos de ácaros en las oficinas. Los ácaros de almacén asociados a los alimentos y a los piensos para animales almacenados, como *Acarus*, *Glyciphagus* y *Tyrophagus*, también pueden aportar fragmentos alérgicos al aire interior. Aunque es más probable que afecten a los granjeros y a trabajadores que manipulan género alimentario a granel, como *D. pteronyssinus*, puede haber ácaros de almacén en el polvo de los edificios, en particular en condiciones calurosas y húmedas.

Virus

Los virus son microorganismos muy importantes en términos del nivel total de problemas de salud que causan, pero no pueden vivir de forma independiente fuera de células y tejidos vivos. Aunque existen pruebas que indican que algunos de ellos se desplazan en el aire recirculante de los sistemas CVAA, el principal medio de transmisión es el contacto entre personas. La inhalación a corta distancia de aerosoles generados al toser o estornudar, como en el caso de los virus del resfriado y de la gripe, también es importante. Por consiguiente, es probable que las tasas de infección sean mayores en situaciones de aglomeración humana. No existen cambios evidentes en el diseño o gestión de los edificios que puedan modificar esta situación.

Bacterias

Son microorganismos que se dividen en dos categorías principales, dependiendo de su reacción a la tinción de Gram. Los tipos grampositivos más frecuentes se originan en la boca, la nariz, la nasofaringe y la piel, y son *Staphylococcus epidermidis*, *S. aureus* y especies de *Aerococcus*, *Micrococcus* y *Streptococcus*. Las bacterias gramnegativas no suelen ser abundantes, pero en ocasiones especies de *Actinobacter*, *Aeromonas*, *Flavobacterium* y especialmente *Pseudomonas* pueden ser importantes. El agente causal de la enfermedad del legionario, *Legionella pneumophila*, puede estar presente en suministros de agua caliente y en humidificadores de aire acondicionado, así como en equipos de terapia respiratoria, jacuzzis, saunas y duchas. Se propaga desde estas instalaciones en aerosoles acuosos, pero también puede entrar en los edificios en el aire procedente de torres de refrigeración próximas. El tiempo de supervivencia para *L. pneumophila* en el aire interior parece no ser mayor de 15 minutos.

Además de las bacterias unicelulares anteriormente mencionadas, también existen tipos filamentosos que producen esporas dispersadas por el aire, los actinomicetos. Parecen estar asociados a materiales estructurales húmedos, y pueden producir un olor a tierra característico. Dos de estas bacterias capaces de crecer a 60 °C, *Faenia rectivirgula* (antiguamente llamada *Microspolyspora faeni*) y *Thermoactinomyces vulgaris*, pueden estar presentes en humidificadores y otros equipos de CVAA.

Hongos

Los hongos se dividen en dos grupos: el primero, las levaduras y mohos microscópicos conocidos como microhongos, y el segundo, los hongos del yeso y de la madera podrida, denominados macrohongos, ya que producen esporas macroscópicas apreciables a simple vista. Además de las levaduras unicelulares, los hongos colonizan sustratos formando redes (micelio) o filamentos (hifas). Los hongos filamentosos producen numerosas esporas que se dispersan por el aire a partir de estructuras microscópicas (productoras de esporas en los mohos) y de estructuras grandes (productoras de esporas en los macrohongos).

Existen esporas de muchos mohos diferentes en el aire de las casas y de los lugares de trabajo no industriales, pero probablemente los más frecuentes sean las especies de *Cladosporium*, *Penicillium*, *Aspergillus* y *Eurotium*. Algunos mohos presentes en el aire interior, como las especies de *Cladosporium*, son abundantes en las superficies de las hojas y de otras partes de las plantas del exterior, en particular en verano. En cualquier caso, aunque las esporas presentes en el aire interior pueden originarse en el exterior, la *Cladosporium* también es capaz de crecer y producir esporas sobre superficies húmedas en el interior, contribuyendo así a la carga biológica del aire interior. Se considera que las diversas especies de *Penicillium* se originan generalmente en el interior, al igual que *Aspergillus* y *Eurotium*. En la mayoría de las muestras de aire interior se encuentran levaduras, y en ocasiones pueden estar presentes a niveles elevados. Las levaduras rosas *Rhodotorula* o *Sporobolomyces* son componentes destacados de la flora en suspensión en el aire y también pueden aislarse de superficies afectadas por mohos.

Los edificios proporcionan numerosos nichos o rincones que contienen el material orgánico muerto que sirve como nutriente a la mayoría de los hongos y bacterias para su crecimiento y producción de esporas. Los nutrientes están presentes en materiales como los siguientes: madera; papel, pintura y otros revestimientos de superficies; mobiliario como alfombras y muebles tapizados; tierra de macetas; polvo; escamas de piel y secreciones de seres humanos y de otros animales; y en alimentos cocinados y sus ingredientes crudos. El hecho de que tenga lugar o no el crecimiento de estos microorganismos depende del nivel de humedad. Las bacterias sólo son capaces de crecer en

superficies saturadas, o en el agua de las bandejas de drenaje, reservorios y similares de los equipos CVAA. Algunos mohos también requieren condiciones de casi saturación, pero otros son menos exigentes y pueden proliferar en materiales húmedos aunque no estén totalmente saturados. El polvo puede ser un lugar de depósito y, si está suficientemente húmedo, un lugar de cultivo para los mohos. Por consiguiente, una cantidad importante de esporas entran en suspensión en el aire cuando se mueve el polvo.

Protozoos

Los protozoos, como *Acanthamoeba* y *Naegleri* son animales unicelulares microscópicos que se alimentan de bacterias y otras partículas orgánicas presentes en humidificadores, reservorios y bandejas de drenaje de sistemas CVAA. Pueden formarse aerosoles de partículas de estos protozoos, que se han citado como causas posibles de fiebre por humidificadores.

Compuestos orgánicos volátiles microbianos

Los compuestos orgánicos volátiles microbianos varían considerablemente en su composición química y su olor. Algunos son producidos por una amplia variedad de microorganismos, pero otros están asociados a especies particulares. El denominado alcohol del champiñón, 1-octen-3-ol (que posee un olor a champiñones frescos) se encuentra entre los producidos por numerosos mohos diferentes. Otros compuestos volátiles menos frecuentes son la 3,5-dimetil-1,2,4-tritriolona (descrito como "fétido"); la geosmina, o 1,10-dimetil-trans-9-decalol ("terroso"); y la 6-pentil- α -pirona ("coco", "mohoso"). Entre las bacterias, especies de *Pseudomonas* producen pirazinas con un olor a "patata mohosa". El olor de cualquier microorganismo es el producto de una mezcla compleja de COVM.

Historia de los problemas microbiológicos de la calidad del aire interior

Durante más de un siglo se han realizado investigaciones microbiológicas del aire en viviendas, colegios y otros edificios. Las primeras investigaciones estaban relacionadas a veces con la "pureza" microbiológica relativa del aire en diferentes tipos de edificios y con la posible relación que pudiera tener con la tasa de mortalidad entre los ocupantes. Junto con el prolongado interés por la diseminación de patógenos en los hospitales, el desarrollo de muestreadores volumétricos microbiológicos de aire en los decenios de 1940 y 1950 condujo a investigaciones sistemáticas de microorganismos transmitidos por el aire en los hospitales, y posteriormente de mohos alérgicos conocidos en el aire de viviendas y edificios públicos así como en el aire atmosférico. En los decenios de 1950 y 1960 se investigaron las enfermedades respiratorias profesionales, como el pulmón del granjero, el pulmón del trabajador de la malta y la bisinosis (entre los trabajadores del algodón). Aunque la fiebre seudogripal por humidificadores en un grupo de trabajadores se describió por primera vez en 1959, transcurrieron entre diez y quince años antes de que se comunicaran nuevos casos. Con todo, incluso ahora se desconoce la causa específica de esta enfermedad, aunque se ha implicado a los microorganismos en su patogenia. También se han sugerido como posible causa del "síndrome del edificio enfermo", pero las pruebas obtenidas hasta ahora sobre esta relación son muy escasas.

Aunque actualmente se conocen bien las propiedades alérgicas de los hongos, el primer informe acerca de problemas de salud debidos a la inhalación de toxinas micóticas en un lugar de trabajo no industrial, un hospital de Quebec, no apareció hasta 1988 (Mainville y cols. 1988). Los síntomas de fatiga extrema entre el personal del hospital fueron atribuidos a micotoxinas de tricoteco en esporas de *Stachybotrys atra* y *Trichoderma viride*, y

desde entonces el "síndrome de fatiga crónica" causado por exposición a polvo micotóxico fue detectado entre profesores y otros trabajadores de un colegio. El primero ha sido causa de enfermedad en trabajadores de oficina, y mientras que algunos de los efectos sobre la salud eran de naturaleza alérgica, otros correspondían a un tipo asociado más a menudo a una toxicosis (Johanning y cols. 1993). En otros lugares, la investigación epidemiológica ha indicado que podría existir algún factor o factores no alérgicos asociados a hongos que afectan al estado de salud respiratorio. Las micotoxinas producidas por especies individuales de mohos podrían desempeñar un papel importante en este proceso, pero también es posible que otros atributos más generales de los hongos inhalados sean nocivos para el estado de salud del sistema respiratorio.

Microorganismos asociados a la calidad del aire interior y sus efectos sobre la salud

Aunque los patógenos son relativamente infrecuentes en el aire interior, existen numerosos informes que relacionan microorganismos de transmisión aérea con una serie de procesos alérgicos, entre los que se incluyen los siguientes: a) dermatitis alérgica atópica; b) rinitis; c) asma; d) fiebre por humidificadores, y e) alveolitis alérgica extrínseca (AAE), también conocida como neumonitis por hipersensibilidad (NH).

Los hongos son considerados más importantes que las bacterias como componentes de los aerosoles biológicos presentes en el aire interior. Debido a que crecen en superficies húmedas en forma de placas de moho, los hongos suelen poner en evidencia problemas de humedad y de riesgo potencial para la salud en un edificio. El crecimiento de moho contribuye tanto en número como en especies a la flora de moho del aire interior, que de lo contrario no estaría presente. Al igual que las bacterias gramnegativas y los actinomicetos, los hongos hidrófilos ("amantes de la humedad") son indicadores de lugares extremadamente húmedos de cultivos (visibles u ocultos) y, por consiguiente, de mala calidad del aire interior. Entre ellos se encuentran *Fusarium*, *Phoma*, *Stachybotrys*, *Trichoderma*, *Ulocladium*, levaduras y, con menor frecuencia, los patógenos oportunistas *Aspergillus fumigatus* y *Exophiala jeanselmei*. Los niveles elevados de mohos que muestran grados variables de xerofilia ("amor por la sequedad"), al tener una necesidad menor de agua, pueden indicar la existencia de sitios de cultivo que son menos húmedos, pero aún así importantes para el crecimiento. Los mohos también son abundantes en el polvo de las casas, por lo que su presencia en número elevado también puede indicar que existe una atmósfera con polvo. Varían desde especies de *Cladosporium* ligeramente xerófilas (capaces de soportar condiciones de sequedad) a especies moderadamente xerófilas como *Aspergillus versicolor*, *Penicillium* (por ejemplo, *P. aurantiogriseum* y *P. chrysogenum*) y las extremadamente xerófilas *Aspergillus penicillioides*, *Eurotium* y *Wallemia*.

Los patógenos micóticos rara vez se encuentran presentes de forma abundante en el aire interior, pero *A. fumigatus* y algunos otros aspergillus oportunistas, que pueden invadir el tejido humano, crecen en la tierra de las plantas colocadas en macetas. *Exophiala jeanselmei* es capaz de crecer en desagües. Aunque no es probable que las esporas de éstos y de otros patógenos oportunistas, como *Fusarium solani* y *Pseudallescheria boydii*, sean peligrosas para la salud, sí pueden serlo para personas inmunodeprimidas.

Los hongos de transmisión aérea son mucho más importantes que las bacterias como causas de enfermedad alérgica, aunque parece que, al menos en Europa, los alérgenos micóticos son menos importantes que los del polen, los ácaros del polvo de las casas y el detritus animal. Muchos tipos de hongos han demostrado ser alérgicos. En la Tabla 44.14 se muestran algunos de los hongos presentes en el aire interior citados con mayor

Tabla 44.14 • Ejemplos de tipos de hongos en el aire interior que pueden causar rinitis o asma.

<i>Alternaria</i>	<i>Geotrichum</i>	<i>Serpula</i>
<i>Aspergillus</i>	<i>Mucor</i>	<i>Stachybotrys</i>
<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	<i>Stemphylium/Ulocladium</i>
<i>Eurotium</i>	<i>Rhizopus</i>	<i>Wallemia</i>
<i>Fusarium</i>	<i>Rhodotorula/Sporobolomyces</i>	

frecuencia como causa de rinitis y asma. Las especies de *Eurotium* y otros mohos extremadamente xerófilos del polvo de casa probablemente sean más importantes como causas de rinitis y asma de lo que se había considerado anteriormente. La dermatitis alérgica debida a hongos es mucho menos frecuente que la rinitis/asma, y en ella se ha implicado a organismos como *Alternaria*, *Aspergillus* y *Cladosporium*. Los casos de AAE, relativamente raros, se han atribuido a diversos hongos, desde la levadura *Sporobolomyces* al macrohongo pudridor de la madera, *Serpula* (Tabla 44.15). Generalmente se considera que el desarrollo de síntomas de AAE en una persona requiere una exposición a, como mínimo, un millón (probablemente, unos cien millones) de esporas con alérgenos por metro cúbico de aire. Tales niveles de contaminación sólo es probable que existan en edificios en los que hay un crecimiento micótico intenso.

Como se comentó anteriormente, la inhalación de esporas de especies tóxicas supone un riesgo potencial (Sorenson 1989; Miller 1993). No son sólo las esporas de *Stachybotrys* las que contienen concentraciones elevadas de micotoxinas. También las esporas de este moho, que crece en el papel de pared y en otros sustratos de celulosa en edificios húmedos y que también es alérgico, contienen micotoxinas extremadamente potentes; otros mohos tóxicos que se encuentran presentes con mayor frecuencia en el aire interior son *Aspergillus* (especialmente *A. versicolor*), *Penicillium* (por ejemplo, *P. aurantiogriseum* y *P. viridicatum*) y *Trichoderma*. Los datos experimentales indican que diversas micotoxinas de las esporas de estos mohos son inmunosupresoras y que inhiben intensamente los procesos de depuración y otras funciones de los macrófagos pulmonares fundamentales para la salud del aparato respiratorio (Sorenson 1989).

Se conocen poco los efectos sobre la salud de los COVM producidos durante el crecimiento y la esporulación de los mohos, o de sus equivalentes bacterianos. Aunque muchos COVM parecen tener una toxicidad relativamente baja (Sorenson 1989), datos aislados indican que pueden provocar cefaleas, molestias y, quizá, respuestas respiratorias agudas en el ser humano.

Las bacterias presentes en el aire interior generalmente no representan un peligro para la salud, ya que en la flora predominan los microorganismos grampositivos de la piel y de las vías respiratorias altas. Sin embargo, los recuentos elevados de estas bacterias indican exceso de población y mala ventilación. La presencia de un gran número de tipos gramnegativos o de *Actinomyces* en el aire indica que existen superficies o materiales húmedos, desagües o, en particular, humidificadores de sistemas CVAA en los que están proliferando. Se ha demostrado que algunas bacterias gramnegativas (o endotoxinas extraídas de sus paredes) provocan síntomas de fiebre por humidificadores. En ocasiones, el crecimiento en humidificadores ha sido suficientemente intenso para la producción de aerosoles que contenían una cantidad suficiente de células alérgicas, causando

síntomas similares a los de la neumonía aguda de AAE (véase la Tabla 44.15).

En raras ocasiones, los sistemas de recirculación pueden dispersar bacterias patógenas como *Mycobacterium tuberculosis* en los núcleos de gotitas procedentes de individuos infectados por un medio ambiente cerrado. Aunque el patógeno *Legionella pneumophila* ha sido aislado de humidificadores y sistemas de aire acondicionado, la mayoría de los brotes de legionelosis se han asociado a aerosoles originados en torres de refrigeración o duchas.

Influencia de los cambios en el diseño de los edificios

Con el paso de los años, el aumento del tamaño de los edificios junto con el desarrollo de sistemas de tratamiento del aire que han culminado en los sistemas CVAA modernos, ha originado cambios cuantitativos y cualitativos en la carga biológica del aire en ambientes de trabajo de interior. En las dos últimas décadas, la tendencia al diseño de edificios con un uso mínimo de energía ha dado lugar al desarrollo de edificios con una infiltración y exfiltración de aire muy reducidas, lo que permite la concentración de microorganismos de transmisión aérea y de otros contaminantes. En este tipo de edificios "herméticos", el vapor de agua, que anteriormente habría sido ventilado hacia el exterior, se condensa sobre superficies frías, creando las condiciones adecuadas para el crecimiento de microbios. Además, los sistemas CVAA, diseñados únicamente para conseguir una eficacia económica máxima, a menudo favorecen el crecimiento microbiano y constituyen un riesgo para la salud de los ocupantes de edificios grandes. Por ejemplo, los humidificadores que utilizan agua recirculada se contaminan rápidamente y actúan como generadores de microorganismos; los pulverizadores de agua humidificadores aerosolizan microorganismos, y la colocación de filtros en localización retrógrada en lugar de anterógrada con respecto a estas áreas de producción y aerosolización de microbios permite la transmisión anterógrada de aerosoles microbianos al lugar de

Tabla 44.15 • Microorganismos presentes en el aire interior descritos como causas de alveolitis alérgica extrínseca relacionada con los edificios.

Tipo	Microorganismo	Fuente
Bacterias	<i>Bacillus subtilis</i>	Madera podrida
	<i>Faenia rectivirgula</i>	Humidificador
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Humidificador
	<i>Thermoactinomyces vulgaris</i>	Aire acondicionado
Hongos	<i>Aureobasidium pullulans</i>	Sauna; pared de habitación
	<i>Cephalosporium sp.</i>	Sótano; humidificador
	<i>Cladosporium sp.</i>	Baños no ventilados
	<i>Mucor sp.</i>	Sistema de calefacción de aire pulsante
	<i>Penicillium sp.</i>	Sistema de calefacción de aire pulsante; humidificador
	<i>P. casei</i>	Pared de habitación
	<i>P. chrysogenum/P. cyclopium</i>	Suelo
	<i>Serpula lacrimans</i>	Madera podrida en seco
	<i>Sporobolomyces</i>	Pared de habitación; techo
	<i>Trichosporon cutaneum</i>	Madera; esteras

trabajo. La colocación de entradas de aire próximas a torres de refrigeración u otras fuentes de microorganismos, así como la dificultad de acceso al sistema CVAA para su mantenimiento y limpieza o desinfección, también son defectos de diseño, operación y mantenimiento que pueden poner en peligro la salud, ya que exponen a los ocupantes a cifras elevadas de microorganismos de transmisión aérea específicos, en lugar de las cifras bajas de una mezcla de especies representativa del aire del exterior que debería ser la norma.

Métodos para evaluar la calidad del aire interior

Muestreo de microorganismos en el aire

Al investigar la flora microbiana del aire en un edificio, por ejemplo, para intentar establecer la causa de problemas de salud entre sus ocupantes, es necesario obtener datos objetivos detallados y fiables. Dado que la idea más extendida considera que el estado microbiológico del aire interior debe reflejar el estado en el aire atmosférico (ACGIH 1989), deben identificarse de forma exacta los organismos y compararse con los existentes en el aire atmosférico en ese momento.

Muestreadores de aire

Los métodos de muestreo que permiten, bien de forma directa o bien de forma indirecta, el cultivo de bacterias y hongos de transmisión aérea viables en agar gel nutritivo proporcionan la mejor oportunidad de identificar las especies, motivo por el cual se utilizan con gran frecuencia. El medio agar se incuba hasta que se desarrollan colonias a partir de las partículas biológicas atrapadas y se recuentan e identifican, o se subcultivan en otro medio para un nuevo examen. Los medios agar necesarios para bacterias son diferentes de los necesarios para hongos, y algunas bacterias, como *Legionella pneumophila*, sólo pueden aislarse en medios selectivos especiales. Para los hongos, se recomienda el uso de dos medios: un medio de objetivo general y un medio más selectivo para el aislamiento de hongos xerófilos. La identificación se basa en las características macroscópicas de las colonias y en sus características microscópicas o bioquímicas, y requiere unos conocimientos y una experiencia considerables.

Se ha revisado adecuadamente el rango de métodos de muestreo disponibles (p. ej., Flannigan 1992; Wanner y cols. 1993), y en este estudio sólo se mencionan los sistemas más utilizados. Es posible realizar una valoración provisional recogiendo de forma pasiva los microorganismos que gravitan fuera del aire en placas de Petri abiertas que contienen medio agar. Los resultados obtenidos utilizando estas placas de asentamiento no son volumétricos, están influidos intensamente por la turbulencia atmosférica y favorecen la recogida de esporas grandes (pesadas) o grupos de esporas o células. Por consiguiente, es preferible utilizar un muestreador de aire volumétrico. Un tipo muy utilizado es el muestreador por impacto, en el que las partículas de transmisión aérea impactan sobre una superficie de agar. Se hace pasar aire a través de una hendidura sobre una placa agar en rotación (muestreadores por impacto de tipo hendidura) o a través de un disco perforado sobre la placa agar (muestreador por impacto de tipo criba). Aunque a menudo se utiliza el muestreador de criba de una fase, algunos investigadores prefieren el muestreador Andersen de seis fases. A medida que el aire pasa en cascada a través de agujeros cada vez más pequeños en sus seis secciones apiladas de aluminio, las partículas se clasifican en diferentes placas agar de acuerdo con su tamaño aerodinámico. Por tanto, este muestreador revela el tamaño de las partículas a partir de las cuales se desarrollarán colonias cuando se incuben posteriormente las placas agar, e indica el lugar del sistema respiratorio en el que es más probable que se depositen los

diferentes organismos. Un muestreador popular que funciona por un principio diferente es el muestreador centrífugo Reuter. La aceleración centrífuga del aire a través de un ventilador produce el impacto de las partículas a alta velocidad en un medio agar colocado en una tira de plástico que recubre el cilindro de muestreo.

Otro enfoque para el muestreo es recoger microorganismos en un filtro de membrana colocado en una carcasa de filtro conectada a una bomba recargable de bajo volumen. El dispositivo completo puede sujetarse a un cinturón o arnés para recoger una muestra personal durante un día normal de trabajo. Después del muestreo, pueden extenderse pequeñas porciones de lavados del filtro y de diluciones de los lavados en diversos medios agar, incubarse y hacer recuentos de microorganismos viables. Una alternativa al muestreador de filtro es el impactor líquido, en el que las partículas en suspensión en el aire (el cual se hace pasar a través de chorros capilares), impactan y se acumulan en el líquido. A continuación, se tratan porciones del líquido recogido y de las diluciones preparadas a partir de él de la misma forma que en el caso de los muestreadores de filtro.

Una deficiencia importante de estos métodos de muestreo "viable" es que sólo valoran organismos realmente cultivables, y éstos pueden representar sólo un 1 o 2 % de las esporas totales presentes en el aire. Por lo demás, pueden realizarse recuentos totales (viables más no viables) utilizando muestreadores por impacto en los que las partículas se recogen en las superficies adherentes de varillas en rotación (muestreador por impacto de brazo rotatorio) o en la tapa de plástico o el porta de vidrio microscópico de diferentes modelos de muestreador por impacto de tipo hendidura. Los recuentos se realizan al microscopio, pero de esta forma sólo puede identificarse un número relativamente bajo de hongos, es decir, los que tienen esporas bien definidas. Se ha mencionado el muestreador de filtración en relación con la valoración de microorganismos viables, pero éste también es un medio de obtener un recuento total. Una parte de los mismos lavados que se colocan en placas en medio agar puede teñirse y, así, se pueden contar los microorganismos al microscopio. También pueden realizarse recuentos totales de la misma forma a partir del líquido recogido en impactores líquidos.

Elección del muestreador de aire y estrategia de muestreo

El muestreador que se vaya a utilizar depende en gran medida de la experiencia del investigador, pero la elección es importante por motivos cuantitativos y cualitativos. Por ejemplo, las placas agar de los muestreadores por impacto de una fase se "sobrecargan" con esporas con mucha mayor facilidad durante el muestreo que las placas de un muestreador de seis fases, dando lugar a un crecimiento excesivo de las placas incubadas y a graves errores cuantitativos y cualitativos en la valoración de la población de transmisión aérea. La forma en que funcionan los diferentes muestreadores, sus tiempos de muestreo y la eficacia con la que eliminan tamaños diferentes de partículas del aire ambiente, las extraen del flujo de aire y las recogen en una superficie o en un líquido, difieren considerablemente. Debido a estas diferencias, no es posible realizar una comparación válida entre los datos obtenidos utilizando un tipo de muestreador en una investigación con los obtenidos con otro tipo de muestreador en una investigación diferente.

La estrategia de muestreo y la elección del muestreador son muy importantes. No puede recomendarse ninguna estrategia de muestreo general; cada caso requiere su propio enfoque (Wanner y cols. 1993). Un problema importante es que la distribución de microorganismos en el aire interior no es uniforme, ni en el espacio ni en el tiempo. Dependen profundamente del grado de actividad en una habitación, en particular, del trabajo

Tabla 44.16 • Niveles observados de microorganismos en el aire y el polvo de ambientes de interior no industriales.

Categoría de contaminación	UFC ^a por metro de aire		Hongos como UFC/g de polvo
	Bacterias	Hongos	
Muy baja	<50	<25	<10.000
Baja	<100	<100	<20.000
Intermedia	<500	<500	<50.000
Alta	<2.000	<2.000	<120.000
Muy alta	>2.000	>2.000	>120.000

^a UFC, unidades formadoras de colonias.

Fuente: Adaptado de Wanner y cols. 1993.

de limpieza o construcción que levanta el polvo asentado. En consecuencia, existen importantes fluctuaciones en el número de microorganismos en intervalos de tiempo relativamente cortos. Además de los muestreadores de filtro y de los impactores líquidos, que se utilizan durante varias horas, la mayoría de los muestreadores de aire se emplean para obtener una muestra "rápida" en sólo unos minutos. Por consiguiente, deberán tomarse muestras en todas las condiciones de ocupación y uso, incluido el muestreo con los sistemas CVAA encendidos y apagados. Aunque un muestreo extenso puede revelar el rango de concentraciones de esporas viables encontrado en un medio ambiente de interior, no es posible valorar de forma satisfactoria la exposición de las personas a microorganismos en el medio ambiente. Ni siquiera las muestras tomadas durante un día de trabajo con un muestreador de filtro personal proporcionan un cuadro adecuado, sino sólo un valor promedio, pero no revelan los picos de exposición.

Además de los efectos claramente demostrados de los alérgenos particulados, la investigación epidemiológica indica que puede haber algunos factores no alérgicos asociados a hongos, que afectan al aparato respiratorio. Las micotoxinas producidas por especies individuales de mohos podrían desempeñar un papel importante, pero también es posible que intervengan factores más generales. En el futuro, el enfoque global para investigar la carga micótica en el aire interior probablemente será: *a)* valorar qué especies alérgicas y tóxicas están presentes mediante el muestreo de hongos viables, y *b)* obtener una medida de la cantidad total de material micótico al que las personas están expuestas en un medio ambiente de trabajo. Como se comentó anteriormente, para obtener esta última información podrían realizarse recuentos totales durante un día de trabajo. En cualquier caso, en el futuro próximo podrían adoptarse de forma más general métodos recientes desarrollados para el análisis del 1,3-β-glucano o ergosterol (Miller 1993). Ambas sustancias son componentes estructurales de los hongos, por lo que proporcionan una medida de la cantidad de material micótico (es decir, su biomasa). Se ha descrito una relación entre los niveles de 1,3-β-glucano en el aire interior y los síntomas del síndrome del edificio enfermo (Miller 1993).

Normas y directrices

Aunque algunas organizaciones han clasificado los niveles de contaminación del aire interior y del polvo (Tabla 44.16), debido a los problemas con los muestreadores de aire ha habido una resistencia justificable a definir patrones numéricos o valores normativos. Se ha observado que la carga microbiana de

transmisión aérea en los edificios con sistemas de aire acondicionado deben ser claramente inferiores a las presentes en el aire atmosférico, mientras que las diferencias entre los edificios con ventilación natural y el aire atmosférico son menores. La ACGIH (1989) recomienda utilizar el orden de rango de las especies de hongos en el aire interior y atmosférico para interpretar los datos del muestreo del aire. La presencia o preponderancia de algunos mohos en el aire interior, pero no en el aire atmosférico, podría ser indicio de un problema en el interior de un edificio. Por ejemplo, la abundancia de mohos hidrófilos como *Stachybotrys atra* en el aire interior indica casi siempre un lugar muy húmedo de cultivo dentro de un edificio.

Aunque organismos influyentes, como el Comité de Aerosoles Biológicos de la ACGIH, no han establecido directrices numéricas, una guía canadiense sobre los edificios de oficinas (Nathanson 1993), basado en unos cinco años de investigación de aproximadamente 50 edificios del gobierno federal con aire acondicionado, incluye algunas orientaciones sobre estos valores. Entre los principales puntos se encuentran los siguientes:

1. La flora del aire "normal" debe ser cuantitativamente inferior, pero cualitativamente similar, a la del aire atmosférico.
2. La presencia de una o más especies de hongos a niveles significativos en las muestras de aire interior pero no en las muestras del exterior indica la existencia de un cultivo en el interior.
3. Los hongos patógenos como *Aspergillus fumigatus*, *Histoplasma* y *Cryptococcus* no deben estar presentes en cantidades importantes.
4. La persistencia de los mohos tóxicos como *Stachybotrys atra* y *Aspergillus versicolor* en una cantidad significativa requiere una investigación y emprender acciones.
5. Un valor superior a 50 unidades de formación de colonias por metro cúbico (UFC/m³) puede ser preocupante si sólo existe una especie (diferente a los hongos comunes de exterior que habitan en las hojas); un valor de hasta 150 CFU/m³ es aceptable si las especies presentes reflejan la flora del exterior; un valor de hasta 500 CFU/m³ es aceptable en verano si los hongos de exterior que habitan en las hojas son el principal componente.

Tales valores numéricos se basan en muestras de aire de cuatro minutos recogidas con un muestreador centrífugo Reuter. Debe destacarse el hecho de que estos valores no pueden trasladarse a otros procedimientos de muestreo, a otros tipos de edificios o a otras regiones climáticas o geográficas. La norma o lo que es aceptable sólo puede basarse en investigaciones extensas de un tipo de edificios en una región concreta utilizando procedimientos bien definidos. No se pueden establecer valores límite umbral para la exposición a los mohos en general ni a una especie en particular.

Control de los microorganismos en ambientes de interior

El determinante fundamental del crecimiento microbiano y la producción de células y esporas que pueden convertirse en aerosoles en ambientes de interior es el agua, y el control debe conseguirse reduciendo la posibilidad de humedad en lugar de utilizar biocidas. El control requiere un mantenimiento apropiado y una reparación adecuada del edificio, lo que incluye un secado rápido y la eliminación de las causas de escapes e inundaciones (Morey 1993a). Aunque a menudo se cita el mantenimiento de la humedad relativa de las habitaciones a un nivel inferior al 70 % como medida de control, ésta sólo es eficaz si la temperatura de las paredes y de otras superficies está próxima a la temperatura del aire. En la superficie de las paredes con escaso aislamiento, la temperatura puede estar por debajo del punto de condensación,

por lo que se desarrolla condensación y crecen hongos hidrófilos e incluso bacterias (Flannigan 1993). Una situación similar puede producirse en climas tropicales o subtropicales húmedos en los que la humedad del aire que penetra la cubierta de un edificio con aire acondicionado se condensa en la superficie interna del refrigerador (Morey 1993b). En estos casos, el control depende del diseño y del uso correcto de las barreras de aislamiento y del vapor. Junto con rigurosas medidas de control de la humedad, los programas de mantenimiento y limpieza deben asegurar la eliminación del polvo y otros productos de desecho que proporcionan nutrientes para el crecimiento y que actúan como reservorios de microorganismos.

En los sistemas CVAA (Nathanson 1993), debe evitarse la acumulación de agua estancada, por ejemplo, en las bandejas de drenaje o debajo de los serpentines de refrigeración. En los casos en los que los sistemas CVAA contienen mechas o tanques de agua calentados para la humidificación, es necesario limpiarlos y desinfectarlos de forma periódica para limitar el crecimiento microbiano. La humidificación por vapor seco probablemente reduce en gran medida el riesgo de crecimiento microbiano. Los filtros deben sustituirse periódicamente debido a que pueden acumular suciedad y humedad y, por tanto, proporcionar sitios de cultivo para el crecimiento microbiano. Los microorganismos también crecen en el aislamiento acústico poroso utilizado para revestir conductos, si éste se humedece. La solución es aplicar el aislamiento al exterior y no al interior; las superficies internas deben ser lisas y no deben proporcionar un medio ambiente que favorezca el crecimiento. Tales medidas de control generales controlarán el crecimiento de *Legionella* en sistemas CVAA, pero se han recomendado otras medidas, como la instalación de un filtro de aire particulado de alta eficacia (HEPA) en la entrada de aire (Feeley 1988). Además, los sistemas de agua deben asegurar que el agua se caliente de manera uniforme a 60 °C, que no haya áreas en las que se estanque el agua y que ningún accesorio contiene materiales que favorezcan el crecimiento de *Legionella*.

En los casos en los que las medidas de control han sido insuficientes y se ha producido el crecimiento de moho, es necesario tomar medidas de corrección. Es fundamental eliminar y desechar todos los materiales orgánicos porosos, como alfombras y otros elementos de decoración blandos, tejas y material de aislamiento, en los que exista crecimiento. Las superficies lisas deben lavarse con lejía de hipoclorito sódico o un desinfectante apropiado. No deben utilizarse biocidas que puedan convertirse en aerosoles en los sistemas CVAA.

Durante las medidas de corrección, debe tenerse cuidado siempre de no aerosolizar los microorganismos presentes sobre o en materiales contaminados. En los casos de grandes áreas de crecimiento de mohos (10 metros cuadrados o más) puede ser necesario contener el riesgo potencial, manteniendo una presión negativa en el área de contención durante la corrección y disponiendo áreas de bloqueo/descontaminación del aire entre el área de contención y el resto del edificio (Morey 1993a, 1993b; Departamento de Salud de la ciudad de Nueva York 1993). El polvo presente antes de la eliminación del material contaminado en contenedores herméticos o generados durante este procedimiento deben recogerse utilizando una aspiradora con un filtro APAE. Durante su trabajo, el personal especialista en corrección debe llevar protección respiratoria APAE facial total y ropa, calzas y guantes protectores desechables (Departamento de Salud de la ciudad de Nueva York 1993). En los casos de áreas más pequeñas de crecimientos de mohos, puede utilizarse el personal de mantenimiento habitual después de una preparación adecuada. En tales casos, no se considera necesaria la contención, pero el personal debe llevar protección respiratoria completa y guantes. En todos los casos, deberá informarse del peligro a los ocupantes habituales y al personal que va a llevar a

cabo la corrección. El personal no debe padecer asma, alergia ni trastornos inmunosupresores (Departamento de Salud de la ciudad de Nueva York 1993).

REGLAMENTOS, RECOMENDACIONES, NORMAS Y PATRONES

María José Berenguer

Crterios de establecimiento

La definición de normas y patrones específicos para el aire interior es producto de una política proactiva en este campo por parte de los organismos responsables de su establecimiento y del mantenimiento de la calidad del aire interior a niveles aceptables. En la práctica, las tareas se dividen y comparten entre numerosas entidades responsables de controlar la contaminación, mantener la salud, garantizar la seguridad de los productos, vigilar la higiene profesional y regular la edificación y la construcción.

El establecimiento de un reglamento está encaminado a limitar o reducir los niveles de contaminación en el aire interior. Tal objetivo puede alcanzarse controlando las fuentes de contaminación existentes, diluyendo el aire interior con aire exterior y comprobando la calidad del aire disponible. Se requiere para ello el establecimiento de límites máximos específicos para los contaminantes presentes en el aire interior.

La concentración de cualquier contaminante en el aire interior sigue un modelo de masa equilibrado expresado en la siguiente ecuación:

$$\frac{dC_i}{dt} = \frac{Q}{V} + nC_o - aC_i - nC_i$$

donde:

C_i = la concentración del contaminante en el aire interior (mg/m^3);

Q = la tasa de emisión (mg/h);

V = el volumen de espacio interior (m^3);

C_o = la concentración del contaminante en el aire atmosférico (mg/m^3);

n = la tasa de ventilación por hora,

a = la tasa de degradación del contaminante por hora.

Generalmente se observa que, en condiciones estáticas, la concentración de los contaminantes presentes dependerá en parte de la cantidad del compuesto liberado al aire por la fuente de contaminación y su concentración en el aire atmosférico, y de los diferentes mecanismos por los que se elimina el contaminante. Los mecanismos de eliminación incluyen la dilución del contaminante y su "desaparición" con el tiempo. Todos los reglamentos, recomendaciones, normas y patrones que pueden establecerse para reducir la contaminación deben considerar estas posibilidades.

Control de las fuentes de contaminación

Una de las formas más eficaces de reducir los niveles de concentración de un contaminante en el aire interior es controlar las fuentes de contaminación del interior del edificio. Entre ellas, los materiales utilizados en la construcción y la decoración, las actividades que tienen lugar dentro del edificio y los propios ocupantes.

Si se juzga necesario regular las emisiones debidas a los materiales de construcción empleados, existen patrones que limitan directamente el contenido en estos materiales de compuestos para los que se han demostrado efectos nocivos para la salud. Algunos de estos compuestos se consideran cancerígenos, como el formaldehído, el benceno, algunos plaguicidas, el amianto, la

fibra de vidrio y otros. Otro método es regular las emisiones estableciendo patrones de emisión.

Tal posibilidad presenta muchas dificultades prácticas, entre las que destacan la falta de acuerdo con respecto a cómo determinar estas emisiones, la falta de conocimiento acerca de sus efectos sobre la salud y el bienestar de los ocupantes del edificio, y las dificultades inherentes de la identificación y la cuantificación de los cientos de compuestos emitidos por los materiales en cuestión. Una forma de establecer patrones de emisión es a partir de un nivel aceptable de concentración del contaminante y calcular una tasa de emisión que tenga en cuenta las condiciones ambientales —temperatura, humedad relativa, tasa de intercambio de aire, factor de carga, etc.— representativas de la forma en que se utiliza realmente el producto. La principal crítica a este método es que más de un producto puede generar el mismo compuesto contaminante. Los patrones de emisión se obtienen a partir de determinaciones realizadas en atmósferas controladas en las que las conducciones están perfectamente definidas. Se han publicado normas para Europa (COST 613 1989 y 1991) y para Estados Unidos (ASTM 1989). Las críticas planteadas habitualmente contra estas normas se basan en los siguientes aspectos: *a)* la dificultad para obtener datos comparativos, y *b)* los problemas surgidos cuando un espacio de interior tiene fuentes intermitentes de contaminación.

Con respecto a las actividades que pueden tener lugar en un edificio, el principal foco de atención lo constituye el mantenimiento del edificio. En estas actividades, el control puede establecerse en forma de reglamentos sobre la realización de ciertas tareas, como recomendaciones relativas a la aplicación de plaguicidas o la reducción de exposición al plomo o al amianto durante la renovación o la demolición de un edificio.

Debido a que el humo del tabaco —generado por los ocupantes de un edificio— es muy a menudo causa de contaminación del aire interior, merece un tratamiento especial. Muchos países tienen leyes, a escala estatal, que prohíben fumar en ciertos lugares públicos, como restaurantes o teatros, pero son muy frecuentes otras disposiciones que permiten fumar en ciertas partes especialmente diseñadas de un edificio concreto.

Cuando se prohíbe el uso de ciertos productos o materiales, estas prohibiciones se basan en sus efectos nocivos sobre la salud declarados, que están relativamente documentados para los niveles presentes en el aire interior. Otra dificultad es que a menudo no se dispone de suficiente información o conocimiento acerca de las propiedades de los productos que pudieran utilizarse en su lugar.

Eliminación del contaminante

Hay veces en que no es posible evitar las emisiones de ciertas fuentes de contaminación, como en el caso de las emisiones debidas a los ocupantes del edificio. Entre ellas se incluyen el dióxido de carbono y los efluvios biológicos, la presencia de materiales con propiedades no controladas de ninguna manera o la realización de las tareas diarias. En estos casos, una forma de reducir los niveles de contaminación es a través de sistemas de ventilación y otros medios utilizados para limpiar el aire interior.

La ventilación es una de las opciones en las que más se confía para reducir la concentración de contaminantes en espacios interiores. Claro está que la necesidad de ahorrar energía también requiere que la entrada de aire exterior para renovar el aire interior sea lo menor posible. Existen patrones a este respecto que especifican tasas de ventilación mínima, basadas en la renovación del volumen de aire interior por hora con aire del exterior, o que establecen una contribución mínima de aire por ocupante o unidad de espacio, o que tienen en cuenta la concentración de dióxido de carbono considerando las diferencias entre los espacios con y sin fumadores. En el caso de los edificios con

ventilación natural, también se han establecido los requisitos mínimos para las diferentes partes de un edificio, como las ventanas.

Entre las referencias citadas con mayor frecuencia por la mayoría de los patrones existentes, tanto nacionales como internacionales —aunque no sean legalmente vinculantes— se encuentran las normas publicadas por la Sociedad Americana de Ingenieros de Calefacción, Refrigeración y Acondicionamiento del Aire (American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers, ASHRAE). Se formularon para ayudar a los profesionales del acondicionamiento del aire en el diseño de sus instalaciones. En la norma 62-1989 de la ASHRAE (ASHRAE 1989), se especifican las cantidades mínimas de aire necesarias para ventilar un edificio, así como la calidad del aire interior aceptable para sus ocupantes con el fin de prevenir efectos adversos sobre la salud. Para el dióxido de carbono (un compuesto que la mayoría de los autores no consideran un contaminante dado su origen humano, pero que se utiliza como indicador de la calidad del aire interior para establecer el correcto funcionamiento de los sistemas de ventilación), esta norma recomienda un límite de 1.000 ppm para cumplir los criterios de bienestar (olor). En esta norma también se especifica la calidad del aire atmosférico requerida para la renovación del aire interior.

En los casos en los que la fuente de contaminación —sea interior o exterior— no es fácil de controlar y en los que es necesario utilizar un equipo especial para eliminarlo del medio ambiente, existen patrones para garantizar su eficacia, como los que definen métodos específicos para comprobar el funcionamiento de un cierto tipo de filtro.

Extrapolación de las normas en materia de higiene en el trabajo a las normas sobre calidad del aire en el interior

Es posible establecer diferentes tipos de valores de referencia aplicables al aire interior en función del tipo de población a la que es necesario proteger. Los valores pueden basarse en normas de calidad para el aire ambiente, en valores específicos para contaminantes concretos (como dióxido de carbono, monóxido de carbono, formaldehído, compuestos orgánicos volátiles, radón, etc.), o pueden basarse en normas utilizadas generalmente en higiene del trabajo. Los últimos son valores formulados exclusivamente para su aplicación en el medio ambiente industrial. Están diseñados, sobre todo, para proteger a los trabajadores de los efectos agudos de los contaminantes (como irritación de las mucosas o de las vías respiratorias altas), o para prevenir la intoxicación con efectos sistémicos. Debido a esta posibilidad, muchos autores, al tratar el tema del medio ambiente de interior, utilizan como referencia los valores límite de exposición para ambientes industriales establecidos por la Conferencia Americana de Higienistas Industriales del Gobierno (ACGIH) de Estados Unidos. Tales límites se denominan *valores límite umbral* (TLV), e incluyen valores límite para días de trabajo de ocho horas y semanas de trabajo de cuarenta horas.

Se aplican índices numéricos con el fin de adaptar los TLV a las condiciones del medio ambiente de interior de un edificio, y los valores se reducen habitualmente por un factor de 2,10 o incluso 100, dependiendo de la clase de efectos sobre la salud involucrados y del tipo de población afectada. Entre las razones dadas para reducir los valores de TLV cuando se aplican a exposiciones de esta clase está el hecho de que en el medio ambiente no industrial el personal está expuesto de forma simultánea a concentraciones bajas de varias sustancias químicas, normalmente desconocidas, capaces de actuar de manera sinérgica de una forma que no puede controlarse con facilidad. Por otro lado, generalmente se acepta que en el medio ambiente

industrial el número de sustancias peligrosas que deben controlarse es conocido, y a menudo limitado, aunque las concentraciones suelen ser mucho más altas.

Además, en muchos países las situaciones industriales se controlan para asegurar el cumplimiento de los valores de referencia establecidos, algo que no se realiza en ambientes no industriales. Por consiguiente, es posible que en este tipo de ambientes, el uso esporádico de algunos productos pueda producir concentraciones elevadas de uno o varios compuestos, sin ningún control ambiental y sin forma de detectar los niveles de exposición que se han producido. Por otro lado, se conocen o deben conocerse los riesgos inherentes a una actividad industrial, por lo que existen medidas para su reducción o control. Los trabajadores afectados están informados y disponen de los medios para reducir el riesgo y protegerse. Además, los trabajadores de la industria suelen ser adultos con un buen estado de salud y un estado físico aceptable, mientras que la población de los ambientes de interior presenta, en general, un rango más amplio de estados de salud. El trabajo normal en una oficina, por ejemplo, puede ser realizado por personas con limitaciones físicas o susceptibles a reacciones alérgicas que no podrían trabajar en ciertos ambientes industriales. Un caso extremo de esta línea de razonamiento se aplicaría al uso de un edificio como vivienda. Por último, como se comentó anteriormente, los TLV, al igual que otros patrones profesionales, se basan en exposiciones de 8 horas al día y 40 horas a la semana, lo cual representa menos de la cuarta parte del tiempo que una persona estaría expuesta si permaneciera continuamente en el mismo medio ambiente o si estuviera expuesta a alguna sustancia durante las 168 horas de una semana. Además, los valores de referencia se basan en estudios que incluyen exposiciones semanales y que tienen en cuenta tiempos sin exposición (entre exposiciones) de 16 horas al día y 64 horas a la semana, lo que dificulta enormemente las extrapolaciones basadas en estos datos.

La conclusión a la que llega la mayoría de los autores es que para usar las normas de higiene en el trabajo para el aire interior, los valores de referencia deben incluir un margen de error muy amplio. Por consiguiente, la norma 62-1989 de la ASHRAE sugiere una concentración de una décima parte del valor TLV recomendado por la ACGIH en ambientes industriales para los contaminantes químicos que no tienen sus propios valores de referencia establecidos.

Con respecto a los contaminantes biológicos, no existen criterios técnicos para su evaluación que puedan ser aplicables al ambiente industrial o a espacios de interior, como es el caso de los TLV de la ACGIH para contaminantes químicos. Podría deberse a la naturaleza de los contaminantes biológicos, que muestran una amplia variabilidad de características que dificultan el establecimiento de criterios para su evaluación generalizados y validados para una situación concreta. Entre las características se incluyen la capacidad reproductiva del organismo en cuestión, el hecho de que la misma especie microbiana puede presentar varios grados de patogenicidad o el hecho de que las alteraciones en factores ambientales como la temperatura y la humedad pueden influir en su presencia en un medio ambiente determinado. No obstante, a pesar de estas dificultades, el Comité de Aerosoles Biológicos de la ACGIH ha desarrollado normas para evaluar estos agentes biológicos en ambientes de interior: *Guidelines for the Assessment of Bioaerosols in the Indoor Environment* (1989). Los protocolos estándar recomendados en estas normas establecen sistemas y estrategias de muestreo, procedimientos analíticos, interpretación de datos y recomendaciones para las medidas de corrección. Pueden utilizarse cuando la información médica o clínica sugiere la existencia de enfermedades como la fiebre por humidificadores, la

neumonitis por hipersensibilidad o alergias relacionadas con contaminantes biológicos. Las normas pueden aplicarse cuando sea necesario el muestreo para documentar la contribución relativa de fuentes de aerosoles biológicos ya identificadas o para validar una hipótesis médica. El muestreo debe realizarse para confirmar fuentes potenciales, pero no se recomienda el muestreo sistemático del aire para detectar aerosoles biológicos.

Normas y directrices existentes

Diferentes organizaciones internacionales, como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y el Consejo Internacional de Investigación de Edificios (International Council of Building Research, CIBC), organizaciones privadas como la ASHRAE, países como Estados Unidos y Canadá, entre otros, están estableciendo normas y directrices de exposición. Por su parte, la Unión Europea (UE), a través del Parlamento Europeo, ha presentado una resolución sobre la calidad del aire en espacios de interior, donde se establece la necesidad de que la Comisión Europea proponga, lo antes posible, directivas específicas que incluyan:

1. una lista de sustancias que deben prohibirse o regularse, tanto en la construcción como en el mantenimiento de edificios;
2. normas de calidad aplicables a los diferentes tipos de ambientes de interior;
3. protocolos de procedimiento para la gestión y mantenimiento de las instalaciones de aire acondicionado y ventilación,
4. normas mínimas para el mantenimiento de edificios abiertos al público.

Muchos compuestos químicos tienen olores y cualidades irritantes a concentraciones que, de acuerdo con nuestros conocimientos, no son peligrosas para los ocupantes de un edificio pero que pueden ser percibidos por un gran número de personas, para las que, por tanto, pueden resultar molestas. Los valores de referencia actualmente utilizados tienden a cubrir esta posibilidad.

Tabla 44.17 • Normas en materia de calidad del aire de la Environmental Protection Agency de Estados Unidos.

Concentración promedio			
Contaminante	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	Intervalo de tiempo para las exposiciones
Dióxido de azufre	80 ^a	0,03	1 año (media aritmética)
	365 ^a	0,14	24 horas ^c
	1.300 ^b	0,5	3 horas ^c
Partículas	150 ^{a,b}	—	24 horas ^d
	50 ^{a,b}	—	1 año ^d (media aritmética)
Monóxido de carbono	10.000 ^a	9,0	8 horas ^c
	40.000 ^a	35,0	1 hora ^c
Ozono	235 ^{a,b}	0,12	1 hora
Dióxido de nitrógeno	100 ^{a,b}	0,053	1 año (media aritmética)
Plomo	1,5 ^{a,b}	—	3 meses

^a Norma primaria. ^b Norma secundaria. ^c Valor máximo que no debe superarse más de una vez en un año. ^d Determinada como partículas de diámetro $\leq 10 \mu\text{m}$.

Fuente: US Environmental Protection Agency. *National Primary and Secondary Ambient Air Quality Standards. Code of Federal Regulations, Título 40, Parte 50* (julio 1990).

Tabla 44.18 • Valores de referencia de la OMS para algunas sustancias presentes en el aire, basados en los efectos conocidos sobre la salud humana aparte del cáncer o los olores molestos^a.

Contaminante	Valor de referencia (media ponderada en el tiempo)	Duración de la exposición
Compuestos orgánicos		
Disulfuro carbónico	100 µg/m ³	24 horas
1,2-Dicloroetano	0,7 mg/m ³	24 horas
Formaldehido	100 µg/m ³	30 minutos
Metilén cloruro	3 mg/m ³	24 horas
Estireno	800 µg/m ³	24 horas
Tetracloroetileno	5 mg/m ³	24 horas
Tolueno	8 mg/m ³	24 horas
Tricloroetileno	1 mg/m ³	24 horas
Compuestos inorgánicos		
Cadmio	1-5 ng/m ³	1 año (áreas rurales)
	0-20 ng/m ³	1 año (áreas rurales)
Monóxido de carbono	100 mg/m ³ ^c	15 minutos
	60 mg/m ³ ^c	30 minutos
	30 mg/m ³ ^c	1 hora
	10 mg/m ³	8 horas
Sulfuro de hidrógeno	150 µg/m ³	24 horas
Plomo	0,5-1,0 µg/m ³	1 año
Manganeso	1 µg/m ³	1 hora
Mercurio	1 µg/m ³ ^b	1 hora
Dióxido de nitrógeno	400 µg/m ³	1 hora
	150 µg/m ³	24 horas
Ozono	150-200 µg/m ³	1 hora
	10-120 µg/m ³	8 horas
Dióxido de azufre	500 µg/m ³	10 minutos
	350 µg/m ³	1 hora
Vanadio	1 µg/m ³	24 horas

^a La información contenida en esta tabla debe utilizarse conjuntamente con las explicaciones proporcionadas en la publicación original. ^b Este valor hace referencia únicamente al aire interior. ^c La exposición a esta concentración no debe superar el tiempo indicado ni debe repetirse en un plazo de 8 horas.

Fuente: OMS 1987.

Considerando el hecho de que no se recomienda el uso de normas de higiene profesional para el control del aire interior a menos que se aplique un factor de corrección, en muchos casos es mejor consultar los valores de referencia empleados como normas o directrices para la calidad del aire ambiente. La Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency, EPA) de Estados Unidos ha establecido normas para el aire ambiente con el fin de proteger, con un margen de seguridad apropiado, la salud de la población en general (normas primarias) e incluso su bienestar (normas secundarias) contra los efectos adversos que puedan preverse debido a un contaminante específico. Por consiguiente, estos valores de referencia son útiles como guía general para establecer un patrón aceptable de calidad del aire para un espacio de interior determinado, y algunas normas, como las de la ASHRAE-92, los utilizan como

criterios de calidad para la renovación del aire en un edificio cerrado. En la Tabla 44.17 se muestran los valores de referencia para el dióxido de azufre, el monóxido de carbono, el dióxido de nitrógeno, el ozono, el plomo y la materia particulada.

Por su parte, la OMS ha establecido normas con el fin de proporcionar una base para proteger la salud pública de los efectos adversos debidos a la contaminación del aire y a eliminar o reducir hasta un nivel mínimo los contaminantes del aire que se ha demostrado o se sospecha que son peligrosos para la salud y el bienestar humanos (OMS 1987). En estas normas no se hacen distinciones con respecto al tipo de exposición en cuestión, por lo que cubren exposiciones debidas al aire atmosférico y a exposiciones que pueden ocurrir en espacios interiores. En las Tablas 44.18 y 44.19 se muestran los valores propuestos por la OMS (1987) para sustancias no cancerígenas, así como las diferencias entre las que causan efectos sobre la salud y las que causan molestias sensoriales.

Para las sustancias cancerígenas, la EPA ha establecido el concepto de *unidades de riesgo*. Representan un factor utilizado para calcular el aumento de la probabilidad de que un ser humano contraiga un cáncer debido a la exposición durante toda su vida a una sustancia cancerígena en el aire a una concentración de 1 µg/m³. El concepto es aplicable a sustancias que pueden estar presentes en el aire interior (metales como el arsénico, el cromo VI y el níquel; compuestos orgánicos como el benceno, el acrilonitrilo y los hidrocarburos aromáticos policíclicos; o materia particulada, como el amianto).

En el caso concreto del radón, en la Tabla 44.20 se muestran los valores de referencia y las recomendaciones de diferentes organizaciones. Así, la EPA recomienda una serie de intervenciones progresivas cuando los niveles en el aire interior superan los 4 pCi/l (150 Bq/m³), estableciendo un esquema de tiempo para la reducción de estos niveles. La UE, basándose en un informe presentado en 1987 por un grupo de trabajo de la Comisión Internacional sobre Protección Radiológica (CIPR), recomienda una concentración anual promedio de gas radón, distinguiendo entre los edificios existentes y los de nueva construcción. Por su parte, la OMS hace sus recomendaciones considerando la exposición a los productos de degradación del radón, expresada como concentración de equivalentes de radón en equilibrio (EER) y teniendo en cuenta un aumento del riesgo de

Tabla 44.19 • Valores de referencia de la OMS para algunas sustancias no cancerígenas presentes en el aire, basados en los efectos sensoriales o reacciones de molestia durante un promedio de 30 minutos.

Contaminante	Umbral de olor		
	Detección	Reconocimiento	Valor de referencia
Disulfuro carbónico	200 µg/m ³	— ^a	20 µg/m ³ ^b
Sulfuro de hidrógeno	0,2-2,0 µg/m ³	0,6-6,0 µg/m ³	7 µg/m ³
Estireno	70 µg/m ³	210-280 µg/m ³	70 µg/m ³
Tetracloro-etileno	8 mg/m ³	24-32 mg/m ³	8 mg/m ³
Tolueno	1 mg/m ³	10 mg/m ³	1 mg/m ³

^a Datos no proporcionados. ^b En la fabricación de viscoso se acompaña de otras sustancias olorosas, como el sulfuro de hidrógeno y el carbonil sulfuro.

Fuente: OMS 1987.

contraer cáncer de entre $0,7 \times 10^{-4}$ y $2,1 \times 10^{-4}$ para una exposición total durante la vida de $1 \text{ Bq/m}^3 \text{ EER}$.

Por último, debe recordarse que los valores de referencia se establecen, en general, basándose en los efectos conocidos de las diferentes sustancias sobre la salud. Aunque esto puede representar a menudo una ardua tarea en el caso del análisis del aire interior, no tiene en cuenta los posibles efectos sinérgicos de ciertas sustancias. Entre éstas se encuentran, por ejemplo, los compuestos orgánicos volátiles (COV). Algunos autores han apuntado la posibilidad de definir los niveles totales de concentración de compuestos orgánicos volátiles (COVT) al que los ocupantes de un edificio pueden comenzar a reaccionar. Una de las principales dificultades estriba en que, desde el punto de vista del análisis, la definición de COVT todavía no se ha resuelto para satisfacción de todos.

En la práctica, el futuro establecimiento de valores de referencia en el relativamente nuevo campo de la calidad del aire interior estará determinado por el desarrollo de políticas ambientales. Ello dependerá de los avances del conocimiento en cuanto a los efectos de los contaminantes y de las mejoras en las técnicas analíticas que puedan ayudarnos a determinar estos valores.

Tabla 44.20 • Valores de referencia para el radón de tres organizaciones.

Organización	Concentración	Recomendación
Environmental Protection Agency	4-20 pCi/l 20-200 pCi/l $\geq 200 \text{ pCi/l}$	Reducir el nivel en años Reducir el nivel en meses Reducir el nivel en semanas o evacuar a los ocupantes
Unión Europea	$>400 \text{ Bq/m}^3$ ^{a,b} (edificios existentes) $>400 \text{ Bq/m}^3$ ^a (nueva construcción)	Reducir el nivel Reducir el nivel
Organización Mundial de la Salud	$>100 \text{ Bq/m}^3 \text{ EER}^c$ $>400 \text{ Bq/m}^3 \text{ EER}^c$	Reducir el nivel Tomar una acción inmediata

^a Concentración promedio anual de gas radón. ^b Equivalente a una dosis de 20 mSv/año .
^c Promedio anual.

Referencias

- Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC). 1986. *Tobacco Smoking*. Vol. 38. Lyon: IARC.
- . 1987a. *Bis(Chloromethyl)Ether and Chloromethyl Methyl Ether*. Vol. 4 (1974), Supl. 7 (1987). Lyon: IARC.
- . 1987b. *Coke Production*. Vol. 4 (1974), Supl. 7 (1987). Lyon: IARC.
- . 1987c. *Environmental Carcinogens: Methods of Analysis and Exposure*. Vol. 9. Passive smoking. IARC Scientific Publications, no. 81. Lyon: IARC.
- . 1987d. *Nickel and Nickel Compounds*. Vol. 11 (1976), Supl. 7 (1987). Lyon: IARC.
- . 1988. *Overall Evaluation of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs 1 to 42*. Vol. 43. Lyon: IARC.
- American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH). 1989. *Guidelines for the Assessment of Bioaerosols in the Indoor Environment*. Cincinnati, Ohio: ACGIH.
- American Society for Testing Materials (ASTM). 1989. *Standard Guide for Small-Scale Environmental Determinations of Organic Emissions from Indoor Materials/Products*. Atlanta: ASTM.
- American Society of Heating Refrigerating and Air Conditioning Engineers (ASHRAE). 1989. *Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality*. Atlanta: ASHRAE.
- Brownson, RC, MCR Alavanja, ET Hock, TS Loy. 1992. Passive smoking and lung cancer in non-smoking women. *Am J Public Health* 82:1525-1530.
- Brownson, RC, MCR Alavanja, ET Hock. 1993. Reliability of passive smoke exposure histories in a case-control study of lung cancer. *Int J Epidemiol* 22:804-808.
- Brunnemann, KD D Hoffmann. 1974. The pH of tobacco smoke. *Food Cosmet Toxicol* 12:115-124.
- . 1991. Analytical studies on N-nitrosamines in tobacco and tobacco smoke. *Rec Adv Tobacco Sci* 17:71-112.
- COST 613. 1989. Formaldehyde emissions from wood based materials: Guideline for the determination of steady state concentrations in test chambers. En *Indoor Air Quality & Its Impact On Man*. Luxemburgo: CE.
- . 1991. Guideline for the characterization of volatile organic compounds emitted from indoor materials and products using small test chambers. En *Indoor Air Quality & Its Impact On Man*. Luxemburgo: CE.
- Eudy, LW, FW Thome, DK Heavner, CR Green, BJ Ingebretsen. 1986. Studies on the vapour-particulate phase distribution of environmental nicotine by selective trapping and detection methods. En *Proceedings of the Seventy-Ninth Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, June 20-27*.
- Feeley, JC. 1988. Legionellosis: Risk associated with building design. En *Architectural Design and Indoor Microbial Pollution*, dirigido por RB Kundsinn. Oxford: OUP.
- Flannigan, B. 1992. Indoor microbiological pollutants—sources, species, characterisation: An evaluation. En *Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality—State of the Art in SBS*, dirigido por H Knöppel y P Wolkoff. Dordrecht: Kluwer.
- . 1993. Approaches to the assessment of microbial flora of buildings. *Environments for People: IAQ '92*. Atlanta: ASHRAE.
- Fondo Sueco para el Ambiente de Trabajo. 1988. *To Measure or to Take Direct Remedial Action? Investigation and Measurement Strategies in the Working Environment*. Estocolmo: Arbetsmiljöfonden [Fondo Sueco para el Ambiente de Trabajo].
- Freixa, A. 1993. *Calidad del aire: gases presentes a bajas concentraciones en ambientes cerrados*. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.
- Gomel, M, B Oldenburg, JM Simpson, N Owen. 1993. Work-site cardiovascular risk reduction: A randomized trial of health risk assessment, education, counselling and incentives. *Am J Public Health* 83:1231-1238.
- Guerin, MR, RA Jenkins, BA Tomkins. 1992. *The Chemistry of Environmental Tobacco Smoke*. Chelsea, Mich: Lewis.
- Hammond, SK, J Coghlin, PH Gann, M Paul, K Taghizadek, PL Skipper, SR Tannenbaum. 1993. Relationship between environmental tobacco smoke and carcinogen-hemoglobin adduct levels in non-smokers. *J Natl Cancer Inst* 85:474-478.
- Hecht, SS, SG Carmella, SE Murphy, S Akerkar, KD Brunnemann, D Hoffmann. 1993. A tobacco-specific lung carcinogen in men exposed to cigarette smoke. *New Engl J Med* 329:1543-1546.
- Heller, W-D, E Sennewald, J-G Gostomzyk, G Scherer, F Adlkofer. 1993. Validation of ETS-exposure in a representative population in Southern Germany. *Indoor Air Publ Conf* 3:361-366.
- Hilt, B, S Langard, A Anderson, J Rosenberg. 1985. Asbestos exposure, smoking habits and cancer incidence among production and maintenance workers in an electrical plant. *Am J Ind Med* 8:565-577.
- Hoffmann, D, EL Wynder. 1976. Smoking and occupational cancer. *Prevent Med* 5:245-261.
- Hoffmann, D, SS Hecht. 1990. Advances in tobacco carcinogenesis. En *Handbook of Experimental Pharmacology*, dirigido por CS Cooper y PL Grover. Nueva York: Springer.
- Johanning, E, PR Morey, BB Jarvis. 1993. Clinical-epidemiological investigation of health effects caused by *Stachybotrys atra* building contamination. En *Proceedings of Sixth International Conference On Indoor Air Quality and Climate, Helsinki*.
- Kabat, GC, EL Wynder. 1984. Lung cancer incidence in non-smokers. *Cancer* 53:1214-1221.
- Luceri, G, G Peiraccini, G Moneti, P Dolara. 1993. Primary aromatic amines from sidestream cigarette smoke are common contaminants of indoor air. *Toxicol Ind Health* 9:405-413.
- Mainville, C, PL Auger, W Smorgawiewicz, D Neculcea, J Neculcea, M Lévesque. 1988. Mycotoxines et syndrome d'extrême fatigue dans un hôpital. En *Healthy Buildings*, dirigido por B Pettersson y T Lindvall. Estocolmo: Consejo Sueco para la Investigación de Edificios.
- Masi, MA y cols. 1988. Environmental exposure to tobacco smoke and lung function in young adults. *Am Rev Respir Dis* 138:296-299.
- McLaughlin, JK, JS Mandel, ES Mehl, WJ Blot. 1990. Comparison of next of kin with self-respondents regarding question on cigarette, coffee and alcohol consumption. *Epidemiology* 1(5):408-412.
- McLaughlin, JK, MS Dietz, ES Mehl, WJ Blot. 1987. Reliability of surrogate information on cigarette smoking by type of informant. *Am J Epidemiol* 126:144-146.
- Medina, E, R Medina, AM Kaempffer. 1988. Effects of domestic smoking on the frequency of infantile respiratory diseases. *Rev Chilena Pediatría* 59:60-64.

- Miller, JD. 1993. Fungi and the building engineer. *Environments for People: IAQ '92*. Atlanta: ASHRAE.
- Morey, PR. 1993a. Microbiological events after a fire in a high-rise building. En *Indoor Air '93*. Helsinki: Indoor Air '93.
- . 1993b. Use of hazard communication standard and general duty clause during remediation of fungal contamination. En *Indoor Air '93*. Helsinki: Indoor Air '93.
- Nathanson, T. 1993. *Indoor Air Quality in Office Buildings: A Technical Guide*. Ottawa: Health Canada.
- New York City Department of Health. 1993. *Guidelines On Assessment and Remediation of Stachybotrys Atrra in Indoor Environments*. Nueva York: New York City Department of Health.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 1987. *Air Quality Guidelines for Europe*. European Series, no. 23. Copenhague: Publicaciones Regionales de la OMS.
- Pershagen, G, S Wall, A Taube, I Linnman. 1981. On the interaction between occupational arsenic exposure and smoking and its relationship to lung cancer. *Scand J Work Environ Health* 7:302-309.
- Riedel, F, C Bretthauer, CHL Rieger. 1989. Einfluss von passivem Rauchen auf die bronchiale Reaktivität bei Schulkindern. *Prax Pneumol* 43:164-168.
- Saccomanno, G, GC Huth, O Auerbach. 1988. Relationship of radioactive radon daughters and cigarette smoking in genesis of lung cancer in uranium miners. *Cancer* 62:402-408.
- Sorenson, WG. 1989. Health impact of mycotoxins in the home and workplace: An overview. En *Biodetrioration Research 2*, dirigido por CE O'Rear y GC Llewellyn. Nueva York: Plenum.
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 1992. *Respiratory Health Effects of Passive Smoking: Lung Cancer and Other Disorders*. Washington, DC: US EPA.
- US National Research Council. 1986. *Environmental Tobacco Smoke: Measuring Exposures and Assessing Health Effect*. Washington, DC: National Academy of Sciences.
- US Surgeon General. 1985. *The Health Consequences of Smoking: Cancer and Chronic Lung Disease in the Workplace*. Washington, DC: DHHS (PHS).
- . 1986. *The Health Consequences of Involuntary Smoking*. Washington, DC: DHHS (CDC).
- Wald, NJ, J Borcham, C Bailey, C Ritchie, JE Had-dow, J Knight. 1984. Urinary cotinine as marker of breathing other people's tobacco smoke. *Lancet* 1:230-231.
- Wanner, H-U, AP Verhoeff, A Colombi, B Flannigan, S Gravesen, A Mouilleseux, A Nevalainen, J Papadakis, K Seidel. 1993. *Biological Particles in Indoor Environments. Indoor Air Quality and Its Impact On Man*. Bruselas: Comisión Europea.
- White, JR, HF Froeb. 1980. Small airway dysfunction in non-smokers chronically exposed to tobacco smoke. *New Engl J Med* 302:720-723.

Otras lecturas recomendadas

- Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC). 1993. *Indoor Air, Environmental Carcinogens. Methods of Analysis and Exposure Measurement*. Vol. 12. Lyon: IARC.
- Berenguer, MJ, X Guardino, A Hernández, MC Martí, C Nogareda, MD Solé. 1994. *El síndrome del edificio enfermo. Guía para su evaluación*. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.
- Berenguer, MJ. 1991. *Síndrome del edificio enfermo: Factores de riesgo*. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.
- Department of the Environment. 1993. *Urban Air Quality in the United Kingdom*. Londres: Department of the Environment.
- Dudney, CS, ED Copenhaver. 1983. The elements of indoor air quality. En *Indoor Air Quality*, dirigido por PJ Walsh, CS Dudney, ED Copenhaver. Boca Raton: CRC Press.
- Fanger, PO. 1990. Indoor air quality perceived by human beings. En *The Practitioner's Approach to Indoor Air Quality Investigations: Proceedings, Indoor Air Quality International Symposium*, dirigido por DM Weekes y RB Gammage. Akron, Ohio: American Industrial Hygiene Association (AIHA).
- Godish, T. 1989. *Indoor Air Pollution Control*. Chelsea, Mich: Lewis.
- . 1991. *Air Quality*. Chelsea, Mich: Lewis.
- Guardino, X. 1984. *Toma de muestra de gases y vapores con bolsa. Norma general*. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.
- Knoppel, H, P Wolkoff. 1992. *Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality—State of the Art in SBS*. Dordrecht: Kluwer Academic.

- Lewis, RG, L Wallace. 1989. Workshop: Instrumentation and methods for measurement of indoor air quality and related factors. En *Design and Protocol for Monitoring Indoor Air Quality*, dirigido por NL Nageda y JP Harper. Filadelfia: American Society for Testing Materials (ASTM).
- Morey, PR, JC Feeley. 1990. The landlord, tenant, and investigator: Their needs, concerns, and viewpoints. En *Biological Contaminants in Indoor Environments*, dirigido por JC Feeley y JA Otten. Filadelfia: American Society for Testing Materials.
- Naciones Unidas. 1985. *Radiation Doses, Effects, Risks*. Nairobi, Kenya: PNUMA.
- Nageda, NL, HE Rector, MD Koontz. 1987. *Guidelines for Monitoring Indoor Air Quality*. Washington, DC: Hemisphere.
- Namiesnik, J, T Gorecki, B Kosdrón-Zabiegala, J Lukasiak. 1992. Indoor air quality, pollutants, their sources and concentration levels. *Build Environ* 27(3):339-356.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 1989. *Indoor Air Quality: Organic Pollutants*. Copenhague: Oficina Regional de la OMS para Europa.
- Otson, R, P Fellin. 1992. Volatile organics in the indoor environment: Sources and occurrence. En *Gaseous Pollutants: Characterisation and Cycling*, dirigido por J Nriagu. Nueva York: Wiley.
- Rafferty, PJ, PJ Quinlan. 1990. The practitioner's guide to indoor air quality. En *The Practitioner's Approach to Indoor Air Quality Investigations*, dirigido por DM Weekes y RB Gammage. Akron, Ohio: American Industrial Hygiene Association (AIHA).
- Scheff, PA, RA Wadden, BA Bates. 1990. Indoor air pollution. En *Health and Safety Beyond the Workplace*, dirigido por LV Cralley, LJ Cralley y WC Cooper. Nueva York: Willey.
- Seifert, J. 1992. *Regulating Indoor Air: Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality—State of the Art in SBS*. Bruselas: Kluwer Academic.
- Turiel, I. 1986. *Indoor Air Quality and Human Health*. Palo Alto, Calif: Stanford Univ. Press.
- Wadden, RA, PA Scheff. 1983. *Indoor Air Pollution. Characterization, Prediction and Control*. Nueva York: Wiley.
- Wolkoff, P. 1992. *Chemical, Microbiological, Health and Comfort Aspects of Indoor Air Quality—State of the Art in SBS*. Bruselas: ECSC.
- Yocom, JE, SM McCarthy. 1991. *Measuring Indoor Air Quality: A Practical Guide*. Chichester: Wiley.

