

UNED



Contaminación atmosférica

Alejandrina Gallego Picó

Ignacio González Fernández

Benjamín Sánchez Gimeno

Pilar Fernández Hernando

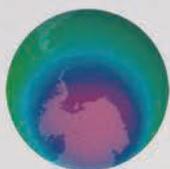
Rosa M.^a Garcinuño Martínez

Juan Carlos Bravo Yagüe

Juan Ángel Pradana Pérez

Asunción García Mayor

Jesús Senén Durand Alegría



Contaminación atmosférica

ALEJANDRINA GALLEGO PICÓ
IGNACIO GONZÁLEZ FERNÁNDEZ
BENJAMÍN SÁNCHEZ GIMENO
PILAR FERNÁNDEZ HERNANDO
ROSA M.^a GARCINUÑO MARTÍNEZ
JUAN CARLOS BRAVO YAGÜE
JUAN ÁNGEL PRADANA PÉREZ
MARÍA ASUNCIÓN GARCÍA MAYOR
JESÚS SENÉN DURAND ALEGRÍA

UNIVERSIDAD NACIONAL DE EDUCACIÓN A DISTANCIA

CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Quedan rigurosamente prohibidas, sin la autorización escrita de los titulares del coyright, bajo las sanciones establecidas en las leyes, la reproducción total o parcial de esta obra por cualquier medio o procedimiento, comprendidos la reprografía y el tratamiento informático y la distribución de ejemplares de ella mediante alquiler o préstamos públicos.

© Universidad Nacional de Educación a Distancia
Madrid 2012

www.uned.es/publicaciones

© Alejandrina Gallego Picó, Ignacio González Fernández, Benjamín Sánchez Gimeno, Pilar Fernández Hernando, Rosa María Garcinuño Martínez, Juan Carlos Bravo Yagüe, Juan Ángel Pradana Pérez, María Asunción García Mayor, Jesús Senén Durand Alegría

Ilustración de cubierta: Ignacio González Fernández

Todas nuestras publicaciones han sido sometidas a un sistema de evaluación antes de ser editadas.

ISBN electrónico: 978-84-362-6523-1

Edición digital: noviembre de 2012

ÍNDICE

<i>Presentación de la obra</i>	11
<i>Unidad Didáctica 1. LA ATMÓSFERA</i>	13
Introducción y recomendaciones de estudio	15
1. Estructura, propiedades, origen y evolución	15
2. Balance energético de la tierra y efecto invernadero	24
3. Ciclos biogeoquímicos	27
4. Reacciones químicas en la estratosfera	37
5. Reacciones químicas en la troposfera	44
6. Funciones de la atmósfera	54
7. Bibliografía	55
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación	57
Soluciones a las pruebas de autoevaluación	58
<i>Unidad Didáctica 2. LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA</i>	61
Introducción y recomendaciones de estudio	63
1. Historia de la contaminación atmosférica	65
2. Clasificación de los contaminantes atmosféricos	69
3. Procesos de contaminación atmosférica	70
4. Principales contaminantes atmosféricos	73
5. Expresión de las medidas en contaminación atmosférica	91
6. Bibliografía	93
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación	95
Soluciones a las pruebas de autoevaluación	96
<i>Unidad Didáctica 3. DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN LA ATMÓSFERA</i>	99
Introducción y recomendaciones de estudio	101
1. Factores que influyen en la dispersión de los contaminantes	105
2. Modelos de dispersión y transporte	113

3. Modelo gaussiano.....	124
4. Bibliografía.....	138
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	139
Soluciones a las pruebas de autoevaluación.....	141
<i>Unidad Didáctica 4. TOMA DE MUESTRAS DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS</i>	147
Introducción y recomendaciones de estudio.....	149
1. Estrategias de muestreo.....	150
2. Sistemas y equipos de muestreo en inmisión.....	160
3. Muestreo en emisión.....	171
4. Bibliografía.....	175
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	176
Soluciones a las pruebas de autoevaluación.....	177
<i>Unidad Didáctica 5. ANÁLISIS DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS</i>	179
Introducción y recomendaciones de estudio.....	181
1. Análisis de los principales contaminantes gaseosos.....	183
2. Análisis de los contaminantes particulados.....	200
3. Bibliografía.....	208
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	210
Soluciones a las pruebas de autoevaluación.....	211
<i>Unidad Didáctica 6. EFECTOS LOCALES Y REGIONALES DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA</i>	213
Introducción y recomendaciones de estudio.....	215
1. Impactos de la contaminación atmosférica a escala local.....	219
2. Impactos de la contaminación atmosférica a escala regional.....	232
3. Bibliografía.....	251
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	255
Soluciones a las pruebas de autoevaluación.....	256
<i>Unidad Didáctica 7. EFECTOS GLOBALES DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA</i>	259
Introducción y recomendaciones de estudio.....	261
1. El agotamiento de la capa de ozono.....	261

2. El calentamiento global	276
3. Bibliografía.....	304
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	307
Soluciones a las pruebas de autoevaluación	308
<i>Unidad Didáctica 8. CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA</i>	311
Introducción y recomendaciones de estudio.....	313
1. Disminución en origen de la contaminación	316
2. Control de fuentes fijas.....	320
3. Control de fuentes móviles	354
4. Bibliografía.....	361
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	362
Soluciones a las pruebas de autoevaluación.....	364
<i>Unidad Didáctica 9. CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN AMBIENTES INTERIO- RES</i>	367
Introducción y recomendaciones de estudio.....	369
1. Tipos de contaminantes	371
2. Fuentes de contaminación en interiores	378
3. Criterios de calidad del aire interior.....	381
4. Efectos de la calidad del aire interior sobre la salud	384
5. Gestión de la calidad del aire interior	386
6. Bibliografía.....	393
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	394
Soluciones a las pruebas de autoevaluación	395
<i>Unidad Didáctica 10. CALIDAD DEL AIRE Y LEGISLACIÓN</i>	397
Introducción y recomendaciones de estudio.....	399
1. Derechos y Medio Ambiente	399
2. Calidad del aire y legislación.....	402
3. Legislación europea	403
4. Legislación española	408
5. Redes de vigilancia	412
6. Legislación sobre calidad del aire.....	417
7. Bibliografía.....	438
Cuestiones y ejercicios de autoevaluación.....	439
Soluciones a las pruebas de autoevaluación	440

PRESENTACIÓN DE LA OBRA

Este libro se ha concebido como texto base de la asignatura de **Contaminación Atmosférica**, que se imparte en el 3.º curso del Grado en Ciencias Ambientales. El objetivo de aprendizaje que se pretende es que el estudiante adquiriera una visión general de la compleja problemática de la contaminación atmosférica.

Las alteraciones en la calidad del aire constituyen en la actualidad una importante preocupación tanto a nivel local, regional y global, debido a las implicaciones que de su deterioro pueden derivarse para la salud, el medio ambiente u otros bienes materiales.

Aunque en las últimas décadas se han disminuido las emisiones a la atmósfera, se hacen cada vez más visibles los cambios significativos en el clima y los impactos negativos debidos a los contaminantes atmosféricos en las regiones más vulnerables, por lo que la calidad del aire y su protección es una prioridad en la política ambiental.

Por ello, el conocimiento de las principales fuentes que originan las emisiones contaminantes, los procesos que tienen lugar en el medio receptor (aire) y los efectos que causan, así como la búsqueda de tecnologías limpias y mejores equipamientos para el control de las emisiones, adquieren una importancia relevante a nivel técnico y social.

El planteamiento en la elaboración de este texto ha sido dar una visión amplia de los elementos fundamentales que intervienen en la contaminación atmosférica, su control y gestión de la calidad del aire.

El contenido se ha estructurado en diez unidades didácticas. En ellas se recogen los aspectos fundamentales del medio dispersor, la atmósfera, y de los contaminantes atmosféricos, su origen y efectos. También los aspectos relacionados con la detección, control y minimización de las emisiones. Por último se incluye la legislación relacionada.

Al inicio de cada unidad se indican los objetivos de aprendizaje y orientaciones para su estudio. Al final, se detalla la bibliografía más relevante relacionada con la unidad didáctica y se incluyen cuestiones y ejercicios de autoevaluación, cuyas respuestas pueden consultarse en la misma unidad.

El texto tiene asociado una Guía de Estudio, que contextualiza la asignatura y propone un plan de trabajo, orienta en el desarrollo de las actividades a realizar, explicando los criterios de evaluación.

LA ATMÓSFERA

1



Contenido

1. Estructura, propiedades, origen y evolución
2. Balance energético de la tierra y efecto invernadero
3. Ciclos biogeoquímicos
4. Reacciones químicas en la estratosfera
5. Reacciones químicas en la troposfera
6. Funciones de la atmósfera

Objetivos

- Conocer la estructura de la atmósfera terrestre identificando las diferentes regiones y sus características.
- Comprender el origen y la continua evolución de la atmósfera.
- Conocer la composición de la atmósfera y la naturaleza de sus componentes.
- Conocer el balance energético de la tierra y las causas del efecto invernadero.
- Conocer y comprender los ciclos biogeoquímicos y las relaciones causa-efecto a nivel regional y global que se producen al alterar el aire ambiente.
- Comprender las reacciones químicas que se producen en la estratosfera y en la troposfera.
- Comprender el importante papel desempeñado por la atmósfera y su interacción con la radiación solar.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

La composición y propiedades de la atmósfera han sufrido grandes cambios desde que ésta apareció a partir de las emisiones gaseosas procedentes del planeta durante su formación y posterior enfriamiento. Así, la atmósfera tal y como la conocemos en la actualidad, es el resultado de numerosas interacciones biológicas y geológicas con la superficie terrestre que se han producido a lo largo de millones de años y que han dado lugar a un equilibrio dinámico. En esta unidad se analizan el origen, evolución, estructura y propiedades de la atmósfera, el medio en el que se producen los fenómenos de contaminación atmosférica. También se explican algunos de los principales procesos químicos que ocurren en las distintas capas que la conforman.

Esta información es básica para poder comprender en qué consisten algunos de los problemas de contaminación atmosférica y cuál es su alcance en cuanto a los daños que se pueden producir. Este es el medio en el cual se van a producir los procesos de transporte y dilución, y las reacciones químicas de transformación de los contaminantes de la atmósfera. Es también el medio en que éstos interaccionarán con otros problemas ambientales, algunos de ellos derivados de la presencia de determinadas sustancias en el aire. Todos estos procesos están influidos por las propiedades físicas y químicas de las distintas capas que constituyen la atmósfera. En función de las condiciones meteorológicas reinantes en una región determinada, los contaminantes pueden concentrarse con mayor facilidad o se pueden depositar sustancias emitidas por focos muy lejanos.

1. ESTRUCTURA, PROPIEDADES, ORIGEN Y EVOLUCIÓN

1.1. Estructura y propiedades

La atmósfera es la capa gaseosa que rodea toda la superficie de un planeta. La atmósfera terrestre tiene un espesor de unos 2.000 km aproximadamente,

aunque el 75% de su masa se concentra en los primeros 11 km. A pesar de ser tan delgada, no es uniforme en todo su volumen, si no que se estructura en capas con distinta composición y propiedades físicas, influidas por los procesos biológicos y geoquímicos, las radiaciones procedentes del Sol o la atracción gravitatoria de la Tierra. En función de la variación de la presión y la temperatura, conforme se asciende desde el suelo, las capas se denominan troposfera, estratosfera, mesosfera y termosfera (Figura 1.1). A continuación se explican algunas de las características más importantes de estas capas.

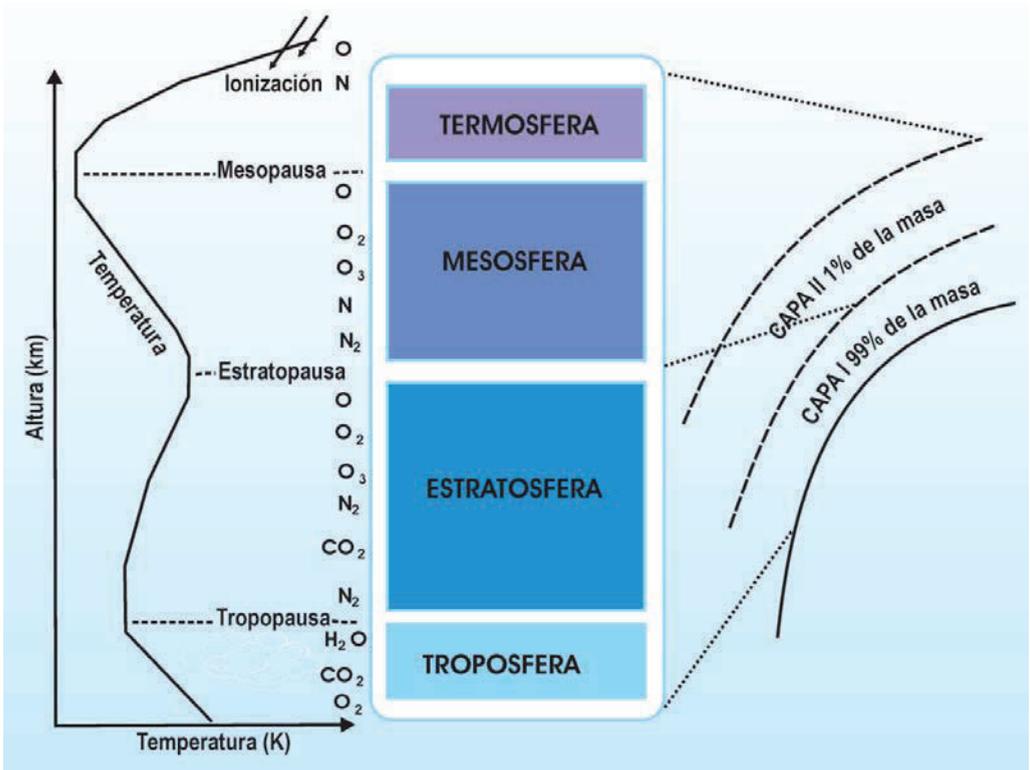


Figura 1.1. La estructura vertical de la atmósfera (White et al., 1987).

1.1.1. La troposfera

La troposfera es la capa que se encuentra justo en contacto con la superficie de la Tierra, donde todos los seres vivos desarrollan su ciclo vital. El espesor medio de esta capa es de 12 km de altitud aunque esta cifra es

variable según la latitud, siendo máxima en el ecuador y mínima en los polos. A pesar de ser la capa más delgada de todas las mencionadas, en ella se producen todos los fenómenos meteorológicos que definen el clima.

En la troposfera la temperatura desciende con la altitud, a razón de $6,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ por km, y varía también horizontalmente de unas zonas a otras del planeta. Debido a estos gradientes de temperatura, tienen lugar movimientos horizontales y verticales de masas de aire, por lo que está muy sometida a perturbaciones y procesos turbulentos (los fenómenos meteorológicos) que mantienen el aire en constante agitación. Los movimientos de las masas de aire son capaces de transportar la contaminación hasta lugares muy alejados de sus fuentes de emisión y provocan también su dilución.

En ocasiones, los fenómenos meteorológicos pueden hacer que el gradiente negativo de temperatura se acentúe, disminuya e incluso se interrumpa a una altitud determinada. El gradiente determina entonces las condiciones de estabilidad atmosférica que regulan los movimientos verticales de las masas de aire en la troposfera y, por lo tanto, la dispersión de la contaminación. Cuando el gradiente vertical de temperatura se interrumpe, la temperatura del aire aumenta con la altura, lo que se conoce como inversión térmica (Figura 1.2). Las masas de aire por debajo de la inversión,

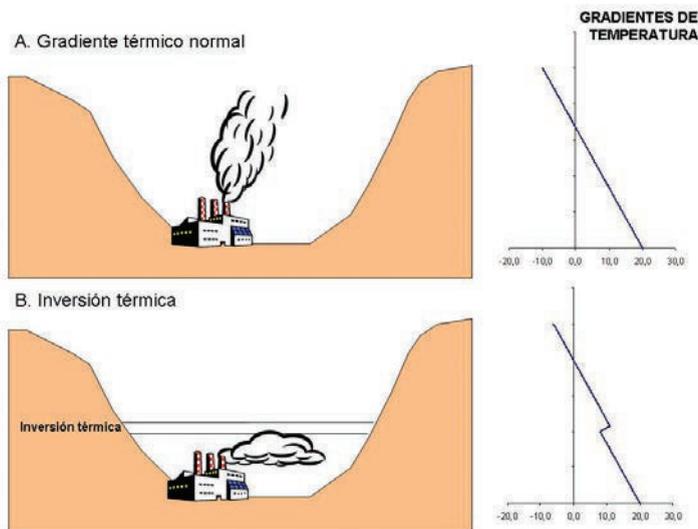


Figura 1.2. Diagrama del cambio de la temperatura del aire con la altitud en una situación normal y de inversión térmica (Strahler y Strahler, 1989).

más frías y más densas, no pueden elevarse por encima del aire más cálido de la zona de inversión. Como consecuencia, se produce el aislamiento de las capas de aire que quedan por debajo y por encima de esta inversión. Las inversiones térmicas, por ejemplo, están en el origen de la formación de nieblas, cuando la capa de inversión está muy próxima a la superficie del suelo. Además juegan un papel importante en la dispersión de la contaminación atmosférica pues pueden provocar que el volumen disponible para que se diluyan los gases emitidos sea particularmente limitado en determinadas situaciones.

Uno de los fenómenos más importantes que sucede en esta capa y que determina en gran medida el clima de la superficie y cómo se van a mover las masas de aire en ella, son las células de convección, que redistribuyen el calor que llega del Sol desde las zonas más calientes (el ecuador y los trópicos) hacia las zonas más frías, los polos. En el ecuador, el calentamiento intenso del suelo provoca la ascensión de masas de aire en contacto con la superficie y su desplazamiento a zonas más frías. Durante el ascenso, este aire se expande y el vapor de agua que arrastra se condensa y, finalmente, produce lluvias, razón por la cual existe un máximo de lluvia en la zona ecuatorial. Conforme las masas de aire se desplazan hacia los polos, se enfrían y retornan a la superficie, desde donde inician el retorno hacia la zona ecuatorial. Este sistema de circulación de vientos se realiza a la vez, aunque de forma independiente en los dos hemisferios, lo que dificulta el intercambio de gases entre las dos células de convección (Figura 1.3).

En realidad, este patrón general de circulación se subdivide en tres células en cada hemisferio, generadas como consecuencia del efecto de los movimientos de rotación y traslación de la Tierra y la presencia de los continentes sobre las masas de aire en circulación. Las células que se extienden hasta los 30° de latitud norte y sur y que dominan las zonas tropicales y ecuatoriales se denominan células de Hadley. Las masas de aire procedentes del ecuador descienden a una latitud de 25-40°, creando un cinturón subtropical de altas presiones que generan zonas de calma persistente con vientos flojos y climas secos. El retorno de los vientos hacia el ecuador, desviados por el efecto Coriolis, forma unos vientos en sentido este-oeste llamados vientos alisios. La zona de convergencia de los vientos alisios del hemisferio norte y sur en la zona cercana al ecuador terrestre, llamada zona de convergencia intertropical, varía de 20 a 30° latitudinalmente

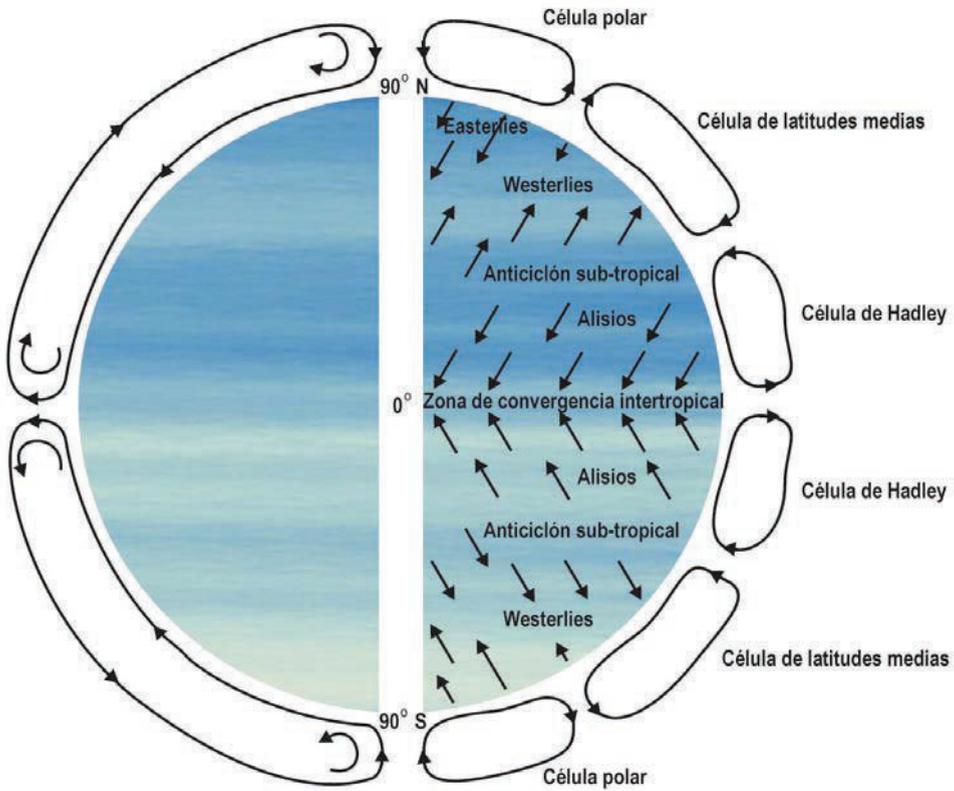


Figura 1.3. Circulación primaria de la atmósfera sin considerar el efecto de discontinuidad de los continentes en el hemisferio norte (White et al., 1987).

sobre los continentes sudamericano, África, el sureste asiático y el Océano Índico en función de la época del año y por influencia de las masas continentales. Entre los 30 y los 60° se sitúa otra célula, llamada célula de Ferrel, que impulsa vientos de superficie dominantes en sentido oeste-este (westerlies) en dirección hacia los polos, frecuentemente interrumpidos por el paso de tormentas ciclónicas y vientos procedentes de los polos. Finalmente, los sistemas de altas presiones polares generan vientos dominantes del este, aunque esta situación puede verse modificada por factores locales. Gracias a todo este sistema de vientos en superficie, se producen encuentros entre masas calientes y húmedas procedentes del ecuador y masas frías y secas que vienen del polo, lo que se traduce en la formación de ciclones y anticiclones itinerantes. Los primeros están asociados a mo-

vimientos de ascenso de aire que generan tiempo lluvioso, mientras que los segundos, corresponden a movimientos descendentes y dan lugar a tiempo seco y soleado.

A este sistema de circulación global del aire troposférico, también hay que añadir los movimientos de aire de ámbito local o regional, influenciados por la topografía, como son los sistemas de brisas marinas en la costa, las brisas de valle en la montaña o la isla de calor en las ciudades. Estos tres fenómenos son generados por el ciclo diurno solar, que calienta de forma diferenciada las superficies en una región en función de sus características (cobertura vegetal, masas de agua, superficies de cemento, etc.) y de su posición topográfica (ladera de solana o de umbría, etc.). En las zonas costeras, el sol calienta más la superficie de la tierra que la del océano. Las capas de aire próximas a la superficie del suelo tienden a ascender y su posición es reemplazada por aire frío del mar, originando un viento en dirección mar-tierra durante el día. Por la noche ocurre el proceso inverso, debido a que la tierra se enfría más rápido que el agua del mar, generando una brisa en sentido tierra-mar. Las brisas de valle ocurren cuando las laderas soleadas se calientan más que el fondo del valle y las laderas en umbría, produciendo vientos ligeros que ascienden por la ladera de solana y descenden por la de umbría. En cuanto a la isla de calor, este fenómeno se produce debido a la mayor temperatura en el interior de la ciudad respecto a su entorno, debido a la capacidad de los materiales de construcción para absorber el calor del sol. El calentamiento de la ciudad puede provocar una circulación que induce el intercambio de masas de aire con las zonas alrededor de la misma.

La composición química de la troposfera es aproximadamente constante en todo su volumen. El gas mayoritario es el nitrógeno (N_2), que constituye un 78% del volumen total. El segundo en importancia es el oxígeno (O_2), con un 21% y el tercero el argón (0,9%). El resto de gases (en total, el 0,1% restante), son una gran variedad de compuestos, minoritarios en comparación con los anteriores, pero que juegan un papel muy importante en las reacciones químicas en esta región de la atmósfera. Entre ellos destacan el dióxido de carbono (CO_2) (0,03%) y algunos de los contaminantes que estudiaremos como los óxidos de nitrógeno, el monóxido de carbono o el ozono.

El elemento más destacable de la composición química de esta capa, aunque muy variable en el tiempo y el espacio, es la presencia de agua en estado de vapor. Se encuentra en proporciones que varían entre un 4% del

total en las zonas tropicales hasta unas pocas décimas en los polos y las zonas desérticas. El agua es responsable de gran parte de las reacciones químicas que ocurren en la baja atmósfera, como veremos a lo largo de las secciones siguientes.

Además de estos compuestos gaseosos, también se pueden encontrar partículas sólidas y líquidas en suspensión, procedentes de los océanos, la erosión del suelo, las erupciones volcánicas o los incendios forestales. Estas partículas no son inertes, si no que forman parte activa de los procesos fisicoquímicos que ocurren en la atmósfera, como la formación de nubes, influyendo sobre el balance energético terrestre o actuando como catalizadores.

El límite entre la troposfera y la siguiente capa, la estratosfera, recibe el nombre de tropopausa. Aquí la tendencia de descenso de la temperatura con la altura se rompe, lo que supone un impedimento para la mezcla de gases a ambos lados de este límite, pues el aire ascendente de la troposfera no puede continuar su movimiento de subida. Es, por ejemplo, la altura a la que llegan las nubes más altas.

1.1.2. La estratosfera

La estratosfera es la capa de la atmósfera comprendida entre los 12 y los 50 km de altura. Recibe ese nombre porque el aire se mueve en capas horizontales (o estratos) y el intercambio de gases entre capas es escaso. La temperatura aquí aumenta con la altura hasta alcanzar los 0 °C, debido a las reacciones fotoquímicas que ocurren en esta capa, lo que impide el ascenso de las masas de aire más frías y densas por encima de las más calientes y menos densas. Por este motivo, las masas de aire se distribuyen de forma horizontal, no hay movimientos verticales, y ésta es la razón por la cual no se producen fenómenos meteorológicos en esta zona de la atmósfera.

Entre los rasgos más importantes de la composición química de esta capa están la práctica ausencia de vapor de agua y la presencia del 80% del ozono (O₃) de la atmósfera, fundamentalmente concentrado en una capa llamada capa de ozono, alrededor de los 25 km de altura. En esta capa, que rodea todo el planeta, la concentración media de O₃ es de unas 10 ppm, aunque varía con la latitud y la época del año. Los mayores niveles se dan cerca de los polos, en los meses de marzo y abril en el norte y en noviembre en el sur mientras que en el ecuador la concentración es de cerca del

50% respecto a los polos durante todo el año. La capa de ozono cumple una función muy importante de filtrado de algunas radiaciones ultravioleta de alta energía procedentes del Sol que se dan a esta altitud y que resultan muy perjudiciales para los seres vivos. Otros compuestos presentes en la estratosfera, minoritarios pero importantes desde el punto de vista de las reacciones químicas que se producen a esta altitud, son el metano (CH_4), los óxidos de nitrógeno (NO_x) o los compuestos halogenados.

El límite superior de la estratosfera se conoce como estratopausa, que forma el límite con la mesosfera.

1.1.3. La mesosfera y la termosfera

Estas son las capas más externas, en ellas la presión atmosférica es muy baja y es allí donde son absorbidos los rayos más energéticos provenientes del Sol. La mesosfera se extiende hasta los 90 km y contiene sólo el 0,1% de la masa de la atmósfera. En ella la temperatura vuelve a descender con la altura, hasta los 90 °C bajo cero. Por encima se sitúa la termosfera. En esta segunda capa el gradiente de temperatura es positivo, por lo que la temperatura aumenta de forma acusada con la altura. Aquí se llegan a disociar las moléculas de oxígeno (O_2) y de nitrógeno (N_2) para transformarse en átomos libres y se fotoionizan muchos elementos. Es por ello que la zona entre los 50 y los 300 km de altitud también se denomina ionosfera, debido a la presencia de iones producidos por la interacción entre la radiación solar y los elementos aquí presentes. Los movimientos de los iones están regulados por el campo magnético terrestre. La ionosfera contribuye a la reflexión de las ondas de radio emitidas desde la superficie terrestre, lo que favorece que estas señales puedan viajar grandes distancias. Es también en esta zona donde se produce el fenómeno de las auroras boreales, cuando las especies químicas presentes interaccionan con el viento solar, y donde se desintegran los meteoritos, proceso que conocemos como estrellas fugaces.

1.2. Origen y evolución de la atmósfera terrestre

Desde la formación de la Tierra, la composición de la atmósfera no ha sido la misma, si no que constituye el resultado de sus interacciones con la hidrosfera, el suelo y los seres vivos a lo largo de millones de años.

Durante el proceso de formación del planeta, debido a la acreción del material que giraba alrededor del Sol, se generó el calor suficiente como para permitir la emisión de los gases que permanecían atrapados en el núcleo y la disociación de minerales que dio lugar a la atmósfera primitiva. Esta atmósfera estaba compuesta fundamentalmente por agua, dióxido de carbono y nitrógeno, pero también por otros gases como el hidrógeno, el metano y el amoníaco. La característica fundamental de los gases que componían la atmósfera era su carácter reductor y su gran reactividad, se denomina por ello atmósfera reductora. La composición de la atmósfera primitiva era similar a la de otros planetas del sistema solar cercanos al Sol, como Venus y Marte.

Tras su formación, las atmósferas de los planetas interiores iniciaron una lenta evolución, en la que Venus y Marte siguieron un camino diferente al de la Tierra. En la actualidad, la composición de los dos primeros está constituida en un 95-96% por CO_2 , y de un 2,7 a un 3,5% de N_2 , mientras que el oxígeno es un gas minoritario. Esta es la situación contraria a la que se encuentra en la atmósfera terrestre actual, compuesta en su mayoría por nitrógeno y oxígeno, como se explica en el apartado anterior. La razón de esta diferencia tan importante en relación con otros planetas es la existencia de la vida. En ausencia de procesos biológicos que produzcan oxígeno, como es la fotosíntesis, la concentración de O_2 sería 10^{12} veces inferior a la actual. Debido a la intensa actividad de las primeras bacterias que realizaban la fotosíntesis utilizando el H_2O como aceptor final de electrones y que eliminaban O_2 como desecho, el O_2 se fue acumulando en la atmósfera hasta convertirse en el segundo gas más abundante. Esto provocó un cambio radical en la composición de la atmósfera de una atmósfera reductora a una oxidante. Con el tiempo, parte de este oxígeno se fue desplazando y acumulando en capas más altas de la atmósfera donde, mediante la interacción con los rayos solares que alcanzaban esa zona, se formó y se concentró el ozono (O_3), constituyendo lo que conocemos en la actualidad como la capa de ozono. La capa de ozono, capaz de filtrar los rayos más dañinos del Sol para los seres vivos, permitió a éstos colonizar la tierra firme.

Aunque con algunas variaciones, la concentración de los gases de la nueva atmósfera se ha mantenido aproximadamente constante hasta la actualidad. Una excepción a esta homogeneidad temporal son las variaciones

que se han producido en la concentración de CO₂ en épocas pasadas y también en la actualidad. Por ejemplo, la concentración preindustrial (año 1750) de CO₂ de 280 ppm, que se había mantenido aproximadamente constante durante los últimos 10.000 años aumentó hasta 379 ppm en 2005 (IPCC, 2007).

2. BALANCE ENERGÉTICO DE LA TIERRA Y EFECTO INVERNADERO

Todo el aporte energético que recibe la Tierra, 342 W·m⁻² aproximadamente, procede del Sol. De esta radiación que alcanza el planeta, sólo el 49% llega hasta la superficie terrestre y es absorbida por ésta. El resto es absorbida por la atmósfera, calentando el aire, generando cambios de estado o reacciones fotoquímicas, o resulta reflejada de vuelta hacia el espacio. Este último proceso constituye lo que se conoce como albedo terrestre, es decir, la radiación reflejada hacia el espacio.

El espectro solar, o en otras palabras, el conjunto de radiaciones que nos llegan del Sol tiene distintas propiedades según su nivel de energía. La energía de estas radiaciones es directamente proporcional a la frecuencia de sus ondas e inversamente proporcional a su longitud de onda. Por lo tanto, las radiaciones de alta frecuencia y onda corta son más energéticas que las radiaciones de baja frecuencia y longitud de onda larga. Existen radiaciones de alta energía, como son los rayos ultravioleta B y C (UVB y UVC respectivamente) (0,2 a 0,32 μm de longitud de onda) que pueden, por ejemplo, provocar quemaduras de la piel.

En cambio otras ondas de menor energía, como los rayos UVA (0,32 a 0,4 μm) o la luz visible (0,4 a 0,7 μm) son necesarios para los seres vivos porque permiten funciones tan importantes como la fijación de vitamina D en los seres humanos (el primero) o la fijación del CO₂ por las plantas a través de la fotosíntesis. Justo a continuación de la luz visible existe un conjunto de radiaciones de onda larga (0,7 a 100 μm) que se denominan infrarrojos (IR) y que normalmente se asocian con la transmisión de calor.

En este apartado nos referiremos a las radiaciones de longitud de onda inferior a 0,7 μm como radiaciones de onda corta, mientras que a las de longitud de onda superior a 0,7 μm como radiaciones de onda larga.

Los gases que componen la atmósfera pueden interactuar con la radiación del Sol de formas diversas en función del tipo de onda que se considere. Como hemos visto, el ozono (O_3) es capaz de absorber radiaciones de longitud de onda en el rango de los UVB y UVC, mientras que el agua y el dióxido de carbono (CO_2) absorben gran cantidad de radiaciones de onda larga como los IR. Este hecho explica la importancia de la capa de ozono estratosférico o la existencia de un efecto invernadero atmosférico. En la Tabla 1.1 y la Figura 1.4 se especifican los rangos de absorción de la radiación solar de diferentes gases que componen la atmósfera.

Tabla 1.1. Absorción de la radiación solar por los principales gases de la atmósfera (White et al. 1987)

Gas	Longitud de onda de máxima absorción
Oxígeno (O_2)	0.69 – 0.76 μm (visible – rojo)
Dióxido de carbono (CO_2)	12 – 18 μm (infrarrojo)
Ozono (O_3)	0.23 – 0.32 μm (ultravioleta)
Vapor de agua (H_2O)	5 – 8 μm y 11 – 80 μm (infrarrojo)
Agua líquida (nubes)	3, 6, 12 – 18 μm (infrarrojo)

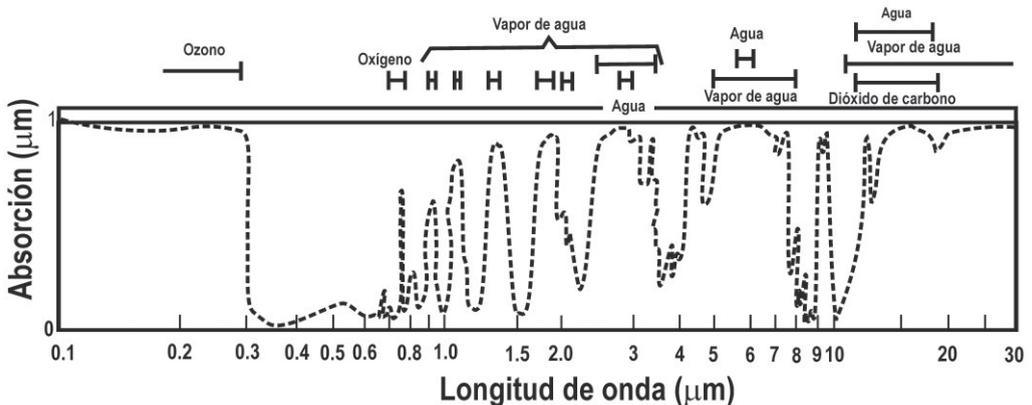


Figura 1.4. Espectro de absorción de la atmósfera. Escala relativa de absorción: 1, absorción total; 0, sin absorción (White et al., 1987).

Como se ha mencionado, la radiación solar que llega a la Tierra interactúa con la atmósfera y la superficie terrestre. Todos estos procesos equilibran un balance de energía como el que se representa en la Figura 1.5.

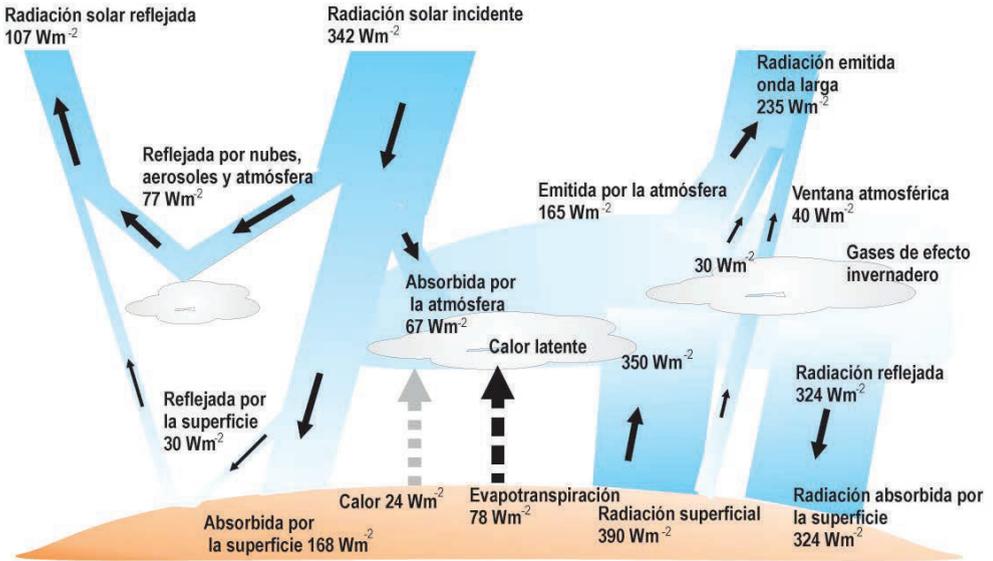


Figura 1.5. Balance de radiación de la Tierra (IPCC, 2001).

Tras alcanzar la Tierra, aproximadamente un 41% de la energía que procede del Sol es interceptada por los componentes de la atmósfera. Alrededor de la mitad de la radiación interceptada es reemitida al espacio en forma de radiaciones de onda corta, un pequeño porcentaje se almacena en las propias nubes y el resto se reemite hacia el suelo como radiación de onda larga. Tan solo un 49% del total alcanza la superficie directamente para calentar la superficie, aunque un porcentaje de la misma es también reflejada por el suelo. La distribución en profundidad de la energía en la superficie terrestre varía en función del tipo de superficie sobre la que incide la radiación. En los océanos, el oleaje distribuye el calor de forma homogénea en los primeros 100 m de profundidad, mientras que en tierra firme esta distribución depende de la cobertura vegetal, la presencia de nieve o hielo o el tipo de suelo considerado.

La superficie calentada por el Sol se enfría de nuevo emitiendo fundamentalmente radiaciones de onda larga en el espectro de los IR (entre 5 y

30 μm). Algunos componentes de la atmósfera como el vapor de agua, el CO_2 o el metano (CH_4) son opacos a las ondas del IR como las que emite la superficie terrestre. Parte de esta radiación emitida es absorbida por estos gases y devuelta a la superficie en forma de radiación de onda larga. Este proceso se conoce como efecto invernadero y los gases responsables del mismo, gases de efecto invernadero. El resultado es similar al efecto de un invernadero, que se calienta más que el exterior durante el día y mantiene la temperatura del interior durante la noche, cuando el Sol ya no calienta, gracias a que parte del calor emitido es reflejado de nuevo hacia el interior. Sin atmósfera, con una atmósfera mucho más delgada o con diferente composición, como ocurre en Marte con una atmósfera del orden del 1% de la terrestre, las temperaturas resultarían demasiado bajas para la mayoría de los seres vivos. De hecho, la temperatura media de la Tierra sin efecto invernadero sería de unos $-22\text{ }^\circ\text{C}$, en lugar de los $16\text{ }^\circ\text{C}$ actuales. En cambio, con una atmósfera muy gruesa, como la de Venus, las temperaturas y presiones alcanzarían valores de $460\text{ }^\circ\text{C}$ y 90 atmósferas respectivamente.

Parte de la energía que llega a la superficie se disipa en la evaporación de las masas de agua superficiales, del suelo y del agua contenida en la vegetación, procesos que se engloban en la evapotranspiración. La cantidad de energía necesaria para provocar el cambio de estado del agua de líquido a gas se conserva como calor latente, y puede volver a ser liberado con la condensación de ese vapor de agua. El resto de la energía se disipa en forma de calor que se transmite al aire.

Finalmente, una parte de la radiación de onda larga emitida desde la atmósfera y desde la superficie escapa al espacio, con lo que el balance energético entre la radiación incidente y la emitida es cero.

3. CICLOS BIOGEOQUÍMICOS

La composición química de la atmósfera terrestre se encuentra en un equilibrio dinámico, en función de los procesos bioquímicos y geoquímicos que ocurren en la superficie terrestre (el suelo, las aguas superficiales, los océanos, la acción de los seres vivos, los procesos geológicos y la propia atmósfera). Mediante estos procesos ocurren transformaciones de las especies químicas conformando los denominados ciclos biogeoquímicos. En las secciones siguientes se presentarán los ciclos del carbono y del nitrógeno.

no. Aunque estos dos ciclos se explican por separado, existe una gran interrelación entre ellos y con el clima y la vida terrestres.

Otros elementos también siguen ciclos que engloban procesos biológicos, químicos y geológicos, aunque desde el punto de vista de la contaminación atmosférica los del carbono y el nitrógeno son los más relevantes en la actualidad.

3.1. El ciclo del carbono

El carbono (C) es un elemento fundamental que constituye la base de las moléculas orgánicas que conforman todos los seres vivos. Sin embargo, algunos de los gases que contienen carbono, como el CO_2 y el CH_4 , son los principales responsables del incremento del efecto invernadero, el principal problema medioambiental a escala global asociado con el carbono. Por este motivo se va a realizar una breve descripción de los equilibrios asociados a la concentración de, fundamentalmente, CO_2 en la atmósfera, y cuáles son las principales perturbaciones humanas sobre el mismo.

Existen cuatro reservas principales de carbono (Baede *et al.*, 2001):

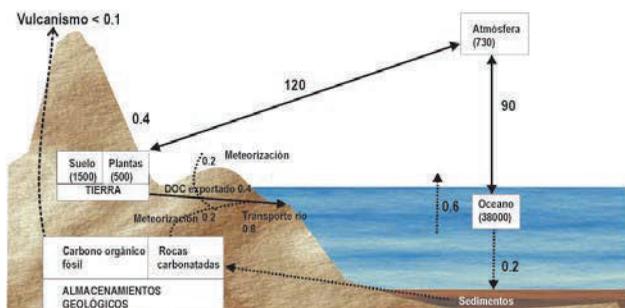
- La atmósfera, con unas reservas de $730 \cdot 10^9$ toneladas de carbono. La sustancia mayoritaria formada por carbono en la atmósfera es el dióxido de carbono (CO_2), el responsable más importante del efecto invernadero, aunque también se puede encontrar el metano (CH_4) en menores cantidades.
- La biosfera, que incluye los seres vivos y el carbono orgánico almacenado en el suelo, constituye una reserva de $2.000 \cdot 10^9$ toneladas de carbono. El carbono forma el esqueleto de todas las moléculas orgánicas que conforman los seres vivos, razón por la cual se encuentra en grandes cantidades, formando muchos tipos de compuestos, en la biosfera.
- La hidrosfera, es decir, los océanos y las aguas superficiales y subterráneas, contienen alrededor de $38.000 \cdot 10^9$ toneladas de carbono, principalmente en forma inorgánica, como ion bicarbonato y en cantidades mucho menores en forma de carbono orgánico disuelto.
- La geosfera, formada por las rocas de la corteza terrestre, contiene reservas de carbono en forma de carbonatos y combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas natural) en cantidades aún no determinadas.

Estas cuatro reservas principales intercambian compuestos de carbono de forma continua. Estas sustancias sufren también transformaciones dentro de cada uno de los compartimentos formando ciclos y equilibrios muy complejos (Figura 1.6). En la figura se especifican las reservas de carbono de cada uno de los componentes (medidas en gigatoneladas, 10^9 T, o picogramos, 10^{15} g), así como los flujos anuales brutos que ocurren entre estos compartimentos. El apartado a de la figura representa el ciclo global a grandes rasgos. Los apartados c y d detallan los procesos que tienen lugar en los océanos y en la superficie terrestre, mientras que el apartado b cuantifica los efectos de la actividad humana sobre el ciclo. En este apartado, t indica el tiempo de residencia del carbono en cada compartimento concreto.

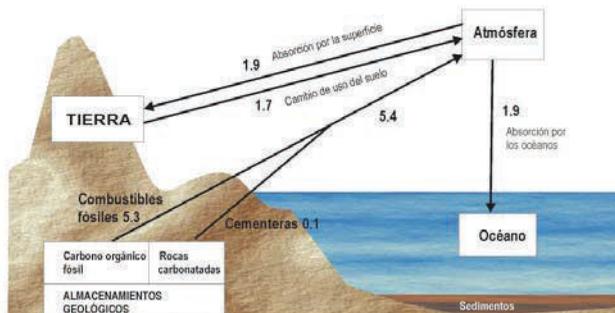
Los flujos más importantes que ocurren de forma natural se encuentran aproximadamente en equilibrio, como indican las flechas de doble sentido (Figura 1.6a). Por ello, pequeños desequilibrios se pueden traducir en variaciones en el contenido de carbono atmosférico mediante procesos que actúan a escalas de tiempo que oscilan entre años y siglos.

El componente de carbono mayoritario en la atmósfera es el CO_2 , aunque existen otros compuestos como CH_4 o compuestos orgánicos volátiles (COV). Algo más del 15% del CO_2 atmosférico es fijado anualmente por las plantas terrestres mediante la fotosíntesis (Figura 1.6d) (Baede *et al.*, 2001). La fijación de carbono es más importante en los bosques tropicales, debido a su gran masa forestal y a que almacenan grandes cantidades de carbono en el suelo, en forma de materia orgánica. Las moléculas orgánicas formadas por las plantas mediante la fotosíntesis son utilizadas por las propias plantas para obtener energía mediante la respiración autotrófica, lo que devuelve a la atmósfera la mitad del C fijado inicialmente. El resto se transfiere a otros seres vivos mediante las redes tróficas. Parte de estas moléculas ingeridas son utilizadas por estos organismos para generar energía (respiración heterotrófica), con lo que el carbono es liberado de vuelta a la atmósfera en forma de CO_2 , mientras el resto pasa a formar parte del nuevo organismo. Los excrementos de los animales y la materia orgánica muerta, tanto animal como vegetal, también contienen carbono. Este carbono es utilizado por organismos descomponedores, liberando CO_2 o CH_4 , que se devuelven al aire, y materia orgánica humificada, que se almacena en el suelo y ayuda a las plantas en su crecimiento proporcionando algunos nutrientes que necesitan. Los incendios forestales o la utili-

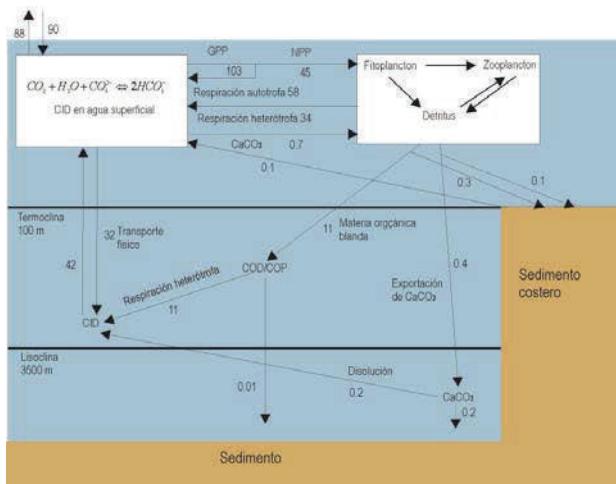
a) Componentes principales del ciclo natural del carbono



b) Perturbación humana



c) Ciclo del carbono en el océano



d) Ciclo del carbono en tierra

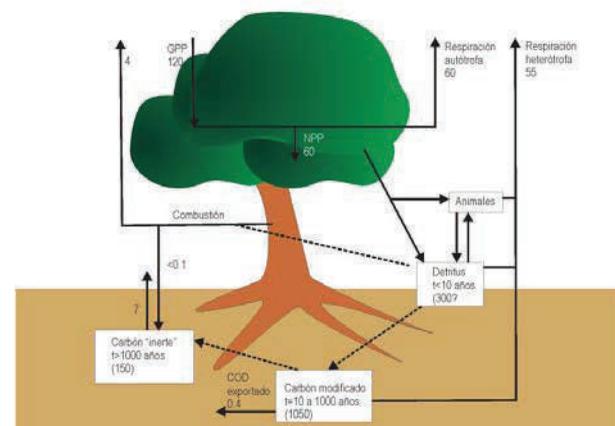


Figura 1.6. El ciclo del carbono en la Tierra (a, c, d) y perturbaciones antrópicas (b). Las cantidades se expresan en miles de millones de toneladas, 10^9 T (IPCC, 2001).

zación de biomasa vegetal como combustible devuelven también a la atmósfera una fracción del carbono de los compuestos vegetales en forma de CO_2 . Estos procesos determinan un tiempo de residencia del CO_2 en la atmósfera entre 5 y 200 años, mientras que el CH_4 presenta un tiempo de residencia de 12 años (Baede *et al.*, 2001).

Otra fracción del C atmosférico se disuelve en los océanos (Figura 1.6c). Este es un sumidero de carbono muy importante, pues el contenido de carbono en los océanos es alrededor de 50 veces mayor que el de la atmósfera (Baede *et al.*, 2001). El CO_2 disuelto forma una serie de equilibrios con los iones carbonato (CO_3^{2-}) y bicarbonato (HCO_3^-), capaces de tamponar el pH del agua. Este equilibrio está fuertemente desviado hacia el ion bicarbonato, que supone el 91% del carbono inorgánico disuelto frente al 8% del CO_3^{2-} o el 1% del CO_2 disuelto (Baede *et al.*, 2001). En los océanos el CO_2 atmosférico puede disolverse en mayor o menor cantidad en función de la temperatura, la salinidad y la alcalinidad (concentración de los iones carbonato y bicarbonato) del agua. Las aguas más cálidas tienen menor capacidad para disolver el CO_2 . Las zonas de calentamiento y enfriamiento de las masas de agua están interrelacionadas mediante las corrientes oceánicas que actúan a escala mundial. Así, en las zonas de afloramiento de aguas profundas oceánicas, ricas en CO_2 , se produce una liberación neta a la atmósfera mientras que lo contrario ocurre en zonas en las que las corrientes empujan el agua hacia las profundidades. Estos procesos generan gradientes verticales de CO_2 en el agua e intercambios norte-sur de carbono dentro de los océanos (Baede *et al.*, 2001). El CO_2 también puede reaccionar con el calcio del agua para formar carbonato cálcico (CaCO_3) que se deposita en las profundidades y puede formar rocas calcáreas mediante procesos geológicos. Algunos organismos vivos que habitan los océanos son capaces de producir conchas o estructuras de carbonato cálcico, un proceso que también libera moléculas de CO_2 . Al morir, las estructuras de CaCO_3 se pueden depositar como sedimentos y, tras ser transformados, formar rocas carbonatadas como la caliza o bien pueden volver a disolverse en el agua. Cierta cantidad del CO_2 disuelto es absorbido por la actividad fotosintética del fitoplancton en la superficie del agua, proceso mediante el cual el carbono entra en la cadena trófica de los océanos. Parte de este carbono vuelve al agua en forma de CO_2 por los procesos de respiración. Los restos de materia orgánica muerta en forma de carbono orgánico disuelto o carbono orgánico particulado son utilizados por

otros organismos, liberando carbono inorgánico disuelto en su mayoría, aunque una pequeña fracción se deposita en los sedimentos.

En condiciones en las que la degradación de la materia orgánica se realiza con escasa disponibilidad de oxígeno, se pueden llegar a formar compuestos como la turba, el carbón, el petróleo y el metano (CH_4). Estos combustibles fósiles se acumulan en grandes reservas en el subsuelo, constituyendo un gran sumidero de carbono durante periodos prolongados de tiempo, hasta que su extracción y utilización para la obtención de energía por la actividad humana provoca la liberación a la atmósfera de compuestos de carbono.

Algunos procesos geológicos como los movimientos tectónicos y las erupciones volcánicas pueden liberar gases compuestos de carbono almacenados en la geosfera.

La actividad humana introduce perturbaciones en el ciclo natural del carbono. La utilización de los combustibles fósiles, algunos procesos industriales, la agricultura intensiva o el cambio de usos del suelo son las principales fuentes antropogénicas que liberan CO_2 y otros compuestos con carbono a la atmósfera de forma directa o indirecta. En cierta medida, puede entenderse esta influencia como el cortocircuito de un proceso que necesitaría millones de años para completarse de forma natural (Cowie, 2007). La mayor parte del movimiento rápido del carbono, a escala de años, ocurre mediante los procesos de fotosíntesis y respiración de los seres vivos o los incendios forestales, pero también existe un proceso más lento por el cual el carbono se acumula en los sedimentos marinos y el suelo. Tras varios millones de años, estos últimos sumideros pueden transformarse en carbón, petróleo y otros yacimientos fósiles, con lo que el carbono queda atrapado durante periodos de tiempo muy largos. Sólo algunos procesos geológicos, como la subducción de las placas que contienen estos yacimientos, devuelve el carbono a la atmósfera mediante las emanaciones volcánicas. La utilización de las reservas de combustibles fósiles por los seres humanos libera el carbono atrapado durante millones de años a una tasa extremadamente rápida en términos geológicos, cortocircuitando la parte más lenta del ciclo del carbono. La deforestación y la transformación de áreas naturales de vegetación a zonas de cultivo ha sido otro de los factores más importantes de la influencia humana sobre el ciclo del carbono, responsable de un 90% de las emisiones debido al cambio de usos del suelo desde 1850 (Baede *et al.*, 2001).

3.2. El ciclo del nitrógeno

El nitrógeno (N) es un elemento fundamental para la vida. Por ejemplo, se puede encontrar en las proteínas y los ácidos nucleicos. A pesar de ser muy abundante en su forma inerte (N_2) en la atmósfera, se encuentra en muy baja cantidad en una forma directamente disponible para las plantas de los ecosistemas marinos y terrestres. Por ello se considera que es un elemento limitante para la producción primaria de la biosfera. Este hecho relaciona directamente al N con el ciclo del carbono que se acaba de describir y con los problemas ambientales asociados a este último. Otros gases que contienen N en forma reactiva (NO_x , NH_3 , N_2O) son responsables de numerosos problemas de contaminación del aire y sus concentraciones están relacionadas con el ciclo biogeoquímico del N, que se presenta en la Figura 1.7.

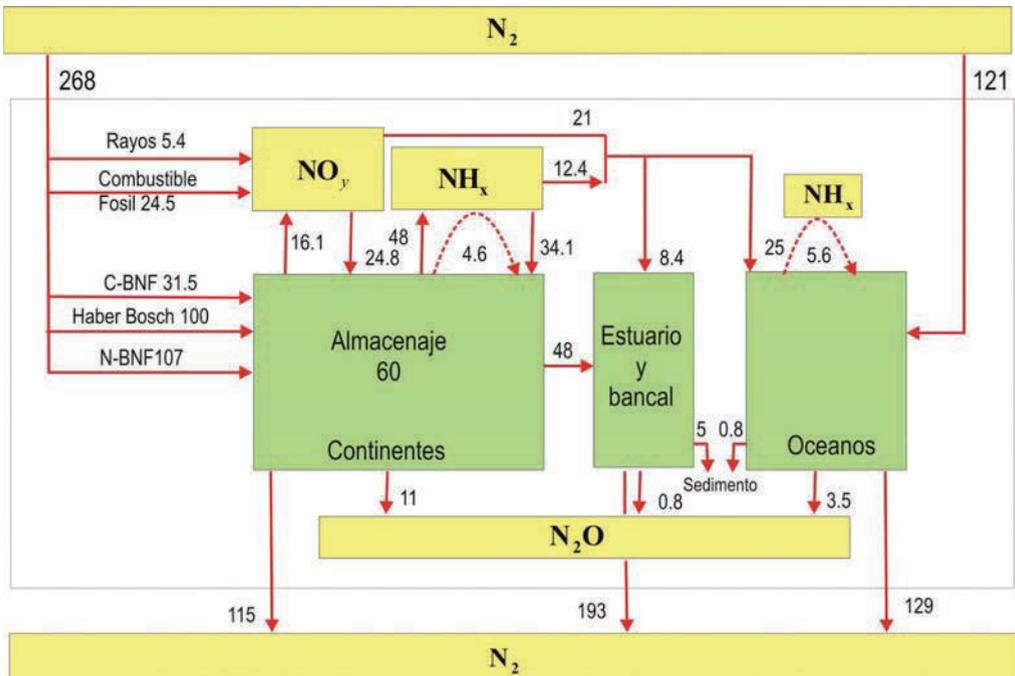


Figura 1.7. El ciclo del N en 1990 (Galloway et al., 2004).

Un 78% de la atmósfera terrestre está constituida por N_2 , la forma más estable y abundante de N y prácticamente inaccesible para los seres vivos (ENA, 2011). La conversión de N_2 molecular en otras especies químicas

más reactivas (nitrógeno reactivo) requiere un gran aporte de energía pues es necesario romper el enlace triple que une los dos átomos de N. En la naturaleza existen dos procesos capaces de realizar esa transformación: las descargas eléctricas de las tormentas y la fijación biológica de N. Ambos procesos son mucho más importantes en las zonas tropicales que en las templadas, debido a la mayor actividad convectiva de la atmósfera, que genera más fenómenos tormentosos, y a la presencia de leguminosas fijadoras de N_2 entre las especies que forman las selvas (Galloway *et al.*, 2004). El segundo de éstos, los procesos biológicos de fijación del nitrógeno (BNF) son los de mayor importancia en términos absolutos.

En cuanto a las fuentes antropogénicas de nitrógeno reactivo, las más importantes corresponden a la utilización de combustibles fósiles para la generación de energía y el transporte y a la producción de fertilizantes para la agricultura. Estos procesos, al contrario que los biológicos, se dan de forma más intensa en las zonas templadas y están controlados por la intensidad de la actividad industrial y el crecimiento de la población humana. La producción de fertilizantes se representa en la Figura 1.7 mediante la flecha del proceso Haber-Bosch, proceso industrial por el que el N_2 se transforma en NH_3 que se añade como abono al suelo. La utilización de combustibles fósiles produce NO_x , que se liberan directamente a la atmósfera.

Los procesos biológicos y antropogénicos que generan nitrógeno en formas reactivas están en contraposición con los de desnitrificación, encargados de devolver el N a sus formas más estables y que por tanto implicarían una salida de N en forma de N_2O y N_2 del sistema, representadas en la parte inferior de la Figura 1.7. Aún existe mucha controversia acerca de la magnitud de estos dos mecanismos. Se cree que en los océanos la cantidad de N fijado y desnitrificado está en equilibrio y que el tiempo de residencia del N reactivo en este compartimento es de unos 3.000 años, por lo que se considera un ciclo muy dinámico (Gruber y Galloway, 2008). La capacidad de fijación y desnitrificación en los océanos está a su vez controlada por otro elemento muy importante, el fósforo. En cambio, las tasas de entrada y salida en los ecosistemas terrestres son diferentes. La entrada en estos ecosistemas es más elevada que la tasa de eliminación. Conforme el N se deposita sobre los ecosistemas, éstos lo incorporan en la biomasa y otros sumideros. El suelo es el principal sumidero para el N, principalmente en zonas agrícolas, donde se almacena un 90-95% del N en formas reac-

tivas (ENA, 2011). Sin embargo, los ecosistemas terrestres saturados de N pierden cantidades significativas de este elemento mediante lixiviación y emisiones gaseosas (N_2 , N_2O , NO , NH_3) a la atmósfera. El exceso de N que se pierde por lixiviación se transporta hasta las aguas superficiales y los océanos, desde donde es eliminado por desnitrificación, un proceso que supone aproximadamente la mitad de la desnitrificación total en los ecosistemas terrestres. Aquí el tiempo de residencia del N reactivo es de unos 500 años (Gruber y Galloway, 2008). Por ello una gran proporción de N procedente de los continentes se dirige hacia los estuarios y plataformas continentales.

Las especies de N reactivo que se depositan sobre los océanos y los continentes pueden volver a ser liberadas a la atmósfera durante los procesos de transformación que ocurren en esos lugares, en forma de NO_x y NH_3 principalmente. Estos gases vuelven a depositarse sobre la superficie, bien disueltos en el agua de lluvia (depósito húmedo), bien por reacción con la superficie (depósito seco), aunque pueden ser transportadas a distancias considerables en función de las condiciones atmosféricas y su reactividad. Esto se refleja en la Figura 1.7 mediante los intercambios de los continentes y los océanos en la parte superior. Desde el punto de vista de la contaminación atmosférica, estos gases son muy importantes, pues desencadenan, como veremos, toda una serie de reacciones químicas que se traducen en problemas medioambientales. Además son tóxicos para los seres vivos, por lo que su presencia en el aire reduce la calidad del mismo en lo que se refiere a la protección de la salud humana y de los ecosistemas.

El nitrógeno reactivo puede también transformarse en N_2O , un gas relativamente estable que se acumula en la atmósfera, donde tiene efectos como gas invernadero y que puede alcanzar la estratosfera, donde reacciona con el O_3 .

El último paso del ciclo es la regeneración del N_2 atmosférico por desnitrificación directamente desde el suelo o el agua o por reacciones químicas en el aire a partir de N_2O .

De igual forma que en el ciclo biogeoquímico del carbono, la actividad humana también ha introducido perturbaciones en el del nitrógeno. La influencia humana sobre el ciclo del nitrógeno es enorme, fundamentalmente a partir de 1900. Hasta esa fecha, la producción agrícola dependía en fuerte medida en el reciclaje del N en los residuos humanos y agrícolas así

como en la capacidad de algunas especies vegetales para fijar N_2 . El crecimiento de la población durante el siglo XIX condujo a la necesidad de explotar de forma creciente yacimientos de nitrógeno «fósil», carbón y sales de nitrato (KNO_3 , $NaNO_3$, $Ca(NO_3)_2$, $Mg(NO_3)_2$) extraídos mediante minería y guano, que se utilizaban como fertilizantes. Sin embargo estas reservas eran insuficientes para cubrir las necesidades de fertilizantes y explosivos en aquella época (ENA, 2011). La invención del ciclo de Haber-Bosch supuso una revolución al permitir la fabricación industrial de NH_3 y la síntesis a gran escala de fertilizantes, suficiente para cubrir las necesidades agrícolas y militares. La utilización de este N, junto con las emisiones derivadas del transporte y la generación de energía, ha provocado la liberación de grandes cantidades de N reactivo, alterando el ciclo del N. Por ejemplo, el aumento de la población humana de 1300 a 5800 millones de habitantes entre 1860 y 1990 (incremento de 4,5 veces) se tradujo en un incremento de la producción antrópica de N reactivo en 1990 diez veces superior a la de 1860 (Galloway *et al.*, 2004). Según estos mismos autores, el nitrógeno introducido al sistema provenía en un 77% de la producción de alimentos, un 16% se derivó de la utilización de combustibles fósiles y otro 9% se utilizó en diversos procesos industriales.

Durante los años 90, la producción de fertilizantes y las emisiones derivadas de la utilización de combustibles fósiles introdujeron más de 160 Tg (un teragramo equivale a 10^{12} g o 10^6 toneladas) cada año en el medio ambiente. Esta cantidad supera la fijación biológica global de N en los ecosistemas terrestres ($110 \text{ Tg}\cdot\text{año}^{-1}$) o en los ecosistemas marinos ($140 \text{ Tg}\cdot\text{año}^{-1}$) (Galloway *et al.*, 2004). En Europa, los flujos netos de N derivados de las actividades humanas (provenientes de utilización de fertilizantes, importación de alimentos, fijación de N_2 por los cultivos y el depósito atmosférico de las emisiones gaseosas de N) suponen una entrada cinco veces superior a la fijación biológica en ese continente (ENA, 2011).

Bajo unas expectativas de crecimiento de la población, con el consiguiente aumento de la demanda de producción agrícola y el consumo de energía, las emisiones antropogénicas de N reactivo están destinadas a seguir aumentando, por lo que serán responsables de multiplicar por dos la tasa de renovación de los compartimentos del ciclo del N a escala global (Gruber y Galloway, 2008). Estas modificaciones tienen numerosas implicaciones en el funcionamiento de la atmósfera y los ecosistemas terrestres y marinos, como se explica en unidades posteriores.

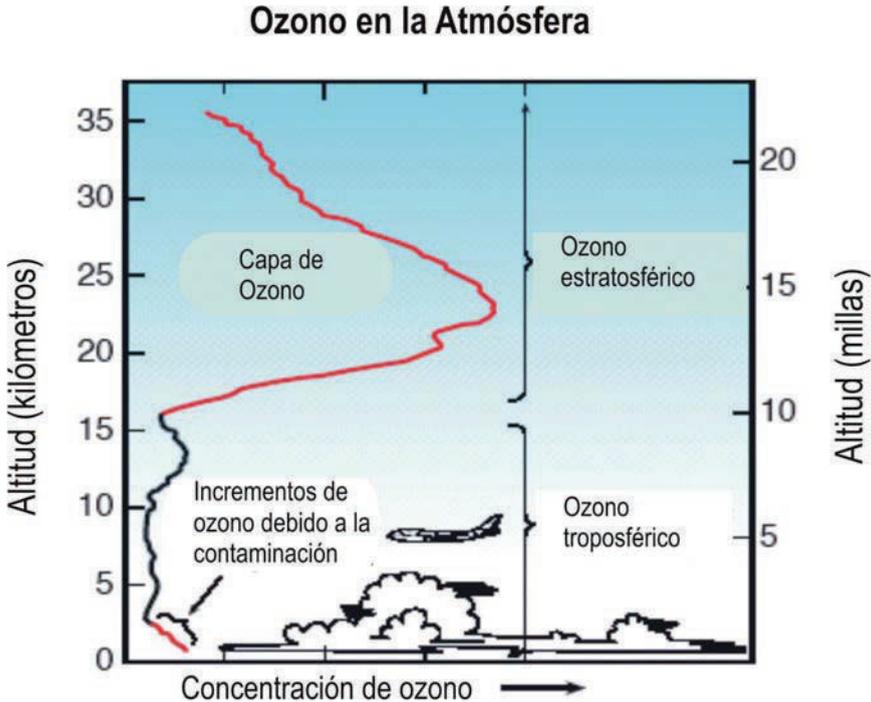


Figura 1.8. Concentración del ozono en la troposfera y la estratosfera. La línea roja destacada en las capas bajas de la atmósfera indica aumentos anormales de la concentración provocados por la contaminación atmosférica. (UNEP, 2002).

4. REACCIONES QUÍMICAS EN LA ESTRATOSFERA

A diferencia de la mayoría de los componentes minoritarios de la atmósfera, que disminuyen su concentración con la altitud, el ozono (O_3) aumenta su concentración en alrededor de un orden de magnitud en los primeros kilómetros de la estratosfera (Figura 1.8). Esto es debido a dos motivos:

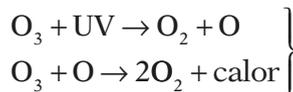
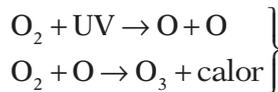
- Alrededor de los 25 km de altura es donde se producen las reacciones entre el oxígeno (O_2) y la radiación solar de alta energía que, como veremos, generan O_3 .
- Los contaminantes capaces de destruir el ozono que son emitidos desde la superficie terrestre, deben superar dos barreras antes de alcanzar la estratosfera: una barrera química (relacionada con la capa-

cidad de autodepuración de la atmósfera) y una barrera térmica en la tropopausa, que impide que el aire más frío de la troposfera penetre en la estratosfera, formada por capas de aire más cálidas. El intercambio de gases entre la troposfera y la estratosfera se realiza por difusión, por lo que resulta un proceso mucho más lento que la mezcla de masas de aire como ocurre en la troposfera.

El ozono es una especie química muy oxidante y por lo tanto muy reactiva. Por ello las reacciones químicas que tienen lugar en la estratosfera involucran fundamentalmente al ozono. Además, la capa de ozono cumple una función muy importante como filtro de rayos solares dañinos, por lo que el estudio de las reacciones de formación y destrucción del ozono y cómo las actividades humanas afectan estos procesos ha recibido mucha atención.

4.1. Reacciones de formación del ozono

El ozono es un gas que se forma a partir del oxígeno (O_2) de la atmósfera cuando interacciona con los rayos ultravioleta, de alta energía, que proceden del Sol. El O_3 es un gas que resulta opaco a la radiación UV (Figura 1.5) y cuando recibe esa radiación se descompone de nuevo en O_2 . También puede reaccionar con el oxígeno atómico para producir oxígeno molecular (Ecuación 1.1).

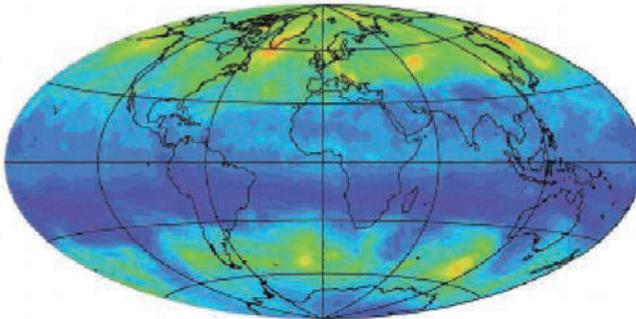


Ecuación 1.1

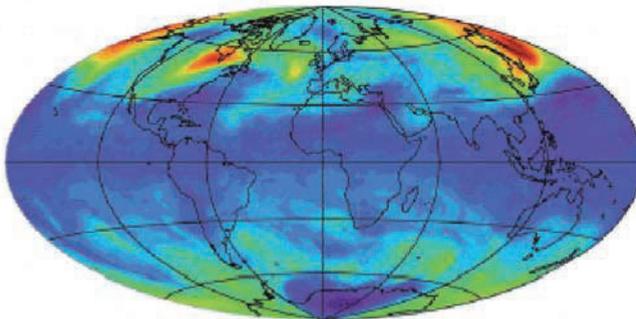
Estos procesos generan calor, lo que provoca que la temperatura en la estratosfera aumente con la altitud, en lugar de continuar descendiendo como lo hace en la troposfera. Además, los rayos UV resultan filtrados tras este proceso y no llegan a la superficie terrestre. Como la cantidad de radiación que llega del Sol es aproximadamente constante, el ciclo de formación/destrucción del O_3 estratosférico se mantiene constante y por tanto

también lo hacen las concentraciones de ozono, aunque con variaciones según las regiones y la estación del año. Las menores concentraciones, medidas en unidades Dobson, se sitúan en general sobre el ecuador (color azul oscuro en la Figura 1.9) y las mayores en latitudes intermedias y altas (colores verdes, amarillos y rojos en la Figura 1.9). La comparación entre la figura superior y la inferior indica la variación estacional de la concentración de ozono en la estratosfera.

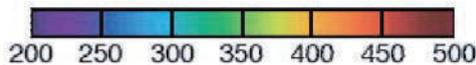
MAPA GLOBAL DEL OZONO TOTAL



22 junio 1999



22 diciembre 1999



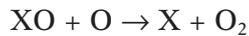
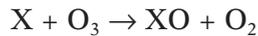
Ozono total (unidades Dobson)

Figura 1.9. Distribución del ozono sobre el planeta tal y como lo reflejan las mediciones de satélites el 22 de junio y el 22 de diciembre de 1999. (UNEP, 2002).

Alrededor de los 22 km de altitud es donde se produce la máxima producción de O_3 , pues existe en esa zona un equilibrio entre la intensidad de la radiación solar incidente (que aumenta con la altura) y la presión parcial del oxígeno (que disminuye conforme aumenta la altitud). Una vez formado, el O_3 se desplaza hacia los polos y desciende en altura. En latitudes medias una pequeña proporción se escapa hacia la troposfera, donde contribuye a los niveles de fondo que se registran en estas áreas del planeta. Gracias a estos movimientos se conforma la capa de ozono, que rodea todo el planeta con una concentración media de O_3 de 10 ppm. Esta concentración es aproximadamente 250 veces mayor que la concentración de fondo que se registra en latitudes medias en la troposfera.

4.2. Reacciones de destrucción del ozono

Aunque los niveles de O_3 se mantienen más o menos en equilibrio, las reacciones de formación descritas anteriormente se producen a un ritmo aproximadamente cinco veces mayor que las de destrucción. Por ello deben existir otros mecanismos de eliminación del O_3 , a cargo de otras especies químicas presentes en la estratosfera. Estos compuestos son los óxidos de nitrógeno, el metano, los radicales hidroxilo ($OH\cdot$), los compuestos clorados o el vapor de agua. Estas sustancias actúan como catalizadores en la destrucción del ozono, esto es, se recuperan al final del proceso (Ecuación 1.2).



Ecuación 1.2

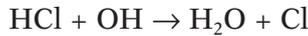
La contribución de cada especie química a la destrucción del O_3 es distinta en función de las velocidades de reacción, más altas para el NO , el Cl y el Br , y de las concentraciones en esa zona de la atmósfera. Estas moléculas se encuentran integradas en procesos cíclicos, en los cuales son centrales el NO , los radicales $OH\cdot$ y el Cl .

4.2.1. Destrucción de O_3 por compuestos nitrogenados

El N_2O es un gas muy estable. Procede de los procesos biológicos de desnitrificación que ocurren en la superficie y gracias a su estabilidad, es ca-

4.2.2. Destrucción de O₃ por compuestos clorados

Los átomos de Cl en la estratosfera se generan por reacciones fotoquímicas de los compuestos clorados emitidos desde la superficie terrestre. La principal especie que actúa como reserva de átomos de Cl es el ácido clorhídrico (HCl), que contiene alrededor del 70% del Cl estratosférico. El HCl se forma por reacción del Cl con el metano (CH₄); una vez formado, el HCl vuelve a liberar el átomo de Cl al reaccionar con los radicales OH· según la Ecuación 1.3. En este último proceso se genera también agua, que también contribuye a la eliminación del O₃ en el ciclo del OH· (véase siguiente sección). El 30% restante del Cl estratosférico se reparte entre el ácido hipocloroso (HClO) y el nitrato de cloro (ClNO₃), que actúan como sustancias de reserva del Cl. En la Figura 1.11 se representan algunas de las reacciones químicas en la estratosfera en las que participan elementos con Cl.



Ecuación 1.3

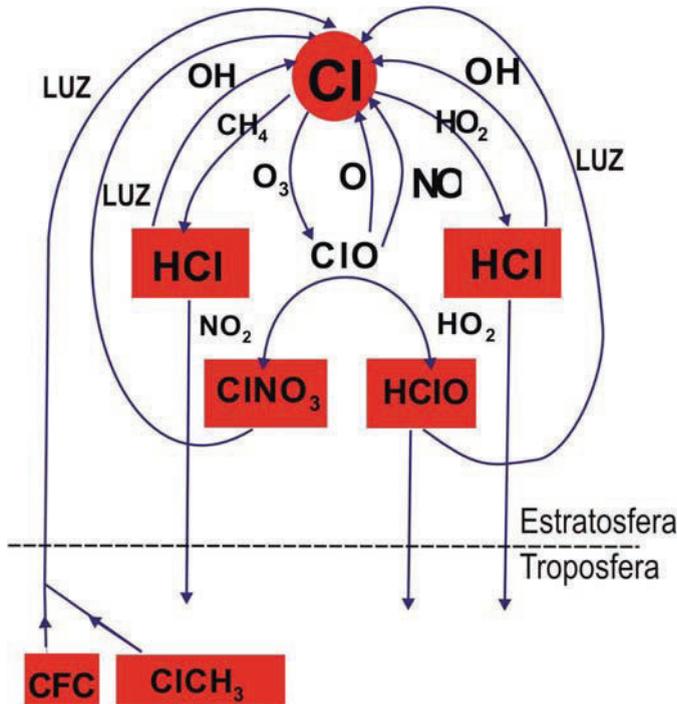


Figura 1.11. Ciclo del cloro en la estratosfera (Doménech, 1991).

4.2.3. Destrucción de O_3 por los radicales hidroxilo

En la Figura 1.12 se presenta el esquema del ciclo del radical hidroxilo ($OH\cdot$) en la estratosfera. Aunque su concentración es baja se trata de una especie químicamente muy reactiva y que se regenera muy deprisa. Los procesos más importantes de formación de los radicales $OH\cdot$ se relacionan con las reacciones del metano proveniente de la troposfera y del agua que se genera en la propia estratosfera. El $OH\cdot$ interviene en dos ciclos catalíticos de destrucción del O_3 , como se ve en la figura. La eliminación se produce por reacción con el óxido nítrico (NO_2) para producir HNO_3 o con el óxido de cloro (ClO) para generar $HClO$, ambas especies forman parte de los ciclos del N y del Cl en la estratosfera respectivamente.

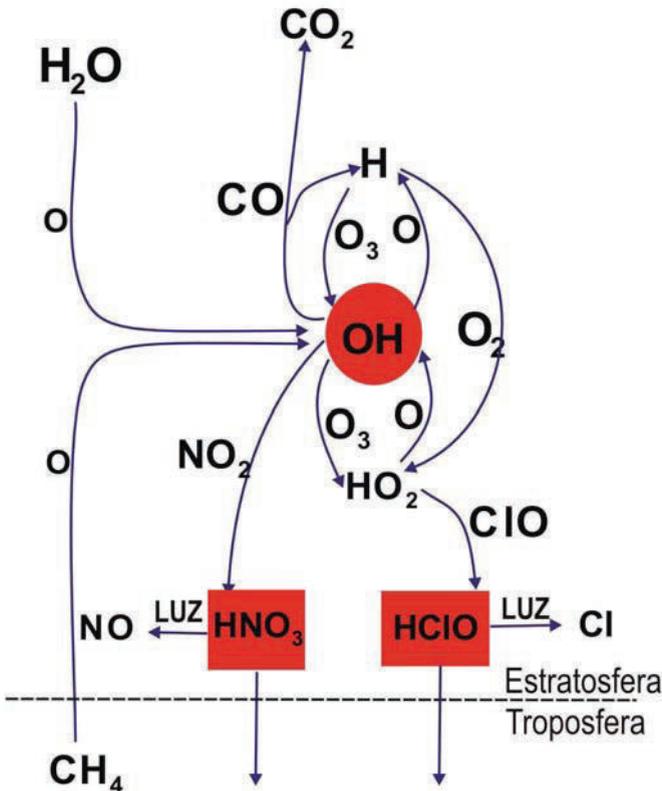


Figura 1.12. Ciclo del radical $OH\cdot$ en la estratosfera (Doménech, 1991).

Como se ha visto, la presencia en la estratosfera de sustancias «extrañas», provenientes de la troposfera, produce numerosas reacciones de destrucción del ozono. Sin embargo, también existen fenómenos indirectos que afectan a la concentración de este gas. La presencia de aerosoles en las capas bajas de la estratosfera, generan incrementos de la temperatura en la capa de ozono, acelerando todas las reacciones químicas que allí se producen. La intensidad de la radiación solar también es un factor a considerar, pues controla la velocidad de los procesos de fotodisociación, por ejemplo del O_2 , el primer paso para la producción del O_3 . Finalmente, los gases de efecto invernadero de la troposfera, apantallan las emisiones de IR desde la superficie terrestre y producen un enfriamiento neto de la estratosfera, lo que se traduce en incrementos en la concentración de O_3 , debido a cambios en la velocidad de las reacciones y en la dinámica estratosférica en su conjunto.

5. REACCIONES QUÍMICAS EN LA TROPOSFERA

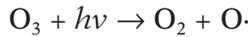
La troposfera es una región de la atmósfera muy activa desde el punto de vista de las reacciones químicas que se producen en ella y por el movimiento de las masas de aire que ocurren en esta capa. Estas características son la causa de los numerosos fenómenos de dispersión, transporte y eliminación de los contaminantes atmosféricos. Uno de los papeles centrales en la química de la troposfera son los radicales hidroxilo ($OH\cdot$), que también participan en numerosas reacciones químicas en la estratosfera. Estos radicales conforman un sistema de autodepuración del aire, pues son capaces de oxidar a numerosas sustancias, aunque también son responsables de la producción de ácidos y forman parte de las reacciones que conducen a la acumulación de ozono troposférico en el aire, como veremos a continuación.

5.1. Reacciones en las que intervienen los radicales hidroxilo ($OH\cdot$)

Los radicales $OH\cdot$ tienen una importancia fundamental en las reacciones químicas de la troposfera. El $OH\cdot$ es capaz de oxidar un gran número de compuestos presentes en las capas bajas de la atmósfera como el monóxido de carbono (CO), el metano (CH_4), el dióxido de azufre (SO_2) o los óxidos de nitrógeno (NO_x). Este mecanismo constituye un verdadero proceso de autodepuración, aunque esta capacidad está limitada por la con-

centración de OH· disponible. Esta característica resulta muy importante, pues constituye una barrera química que evita la entrada de gases contaminantes en la estratosfera que catalizarían las reacciones de destrucción del ozono estratosférico.

El OH· de la troposfera se genera *in situ* a partir de reacciones fotoquímicas del O₃ estratosférico que se introducen en esta capa debido a fenómenos de turbulencia originados por la confluencia de células de convección troposféricas. El proceso se esquematiza en la Ecuación 1.4.



Ecuación 1.4

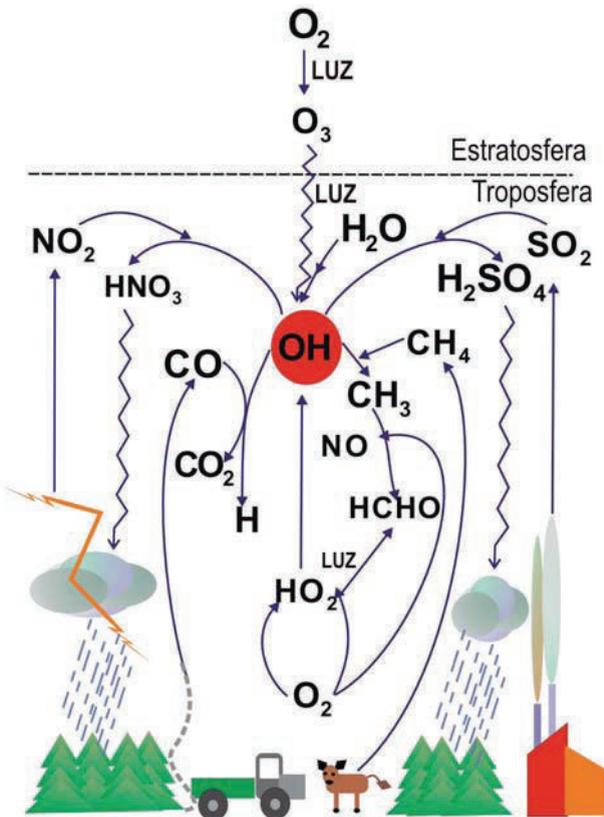


Figura 1.13. Reacciones químicas con los radicales OH en la troposfera (Doménech, 1991).

Los radicales $\text{OH}\cdot$, por reacción con el CH_4 y el CO , generan hidrógeno atómico (H) y radicales metilo ($\text{CH}_3\cdot$), unas especies químicas muy activas que generan una cadena de reacciones cuyo resultado es la producción de radicales hidropéroxilo ($\text{HO}_2\cdot$), a su vez nueva fuente de $\text{OH}\cdot$ en presencia de NO . Este mecanismo elimina la mayoría del CH_4 y del CO presente en la troposfera.

Los radicales $\text{OH}\cdot$ también contribuyen a la oxidación de numerosos compuestos orgánicos, de forma similar a como lo hace con el CH_4 . También reaccionan con los NO_x y el SO_2 , produciendo como resultado los ácidos nítrico (HNO_3) y sulfúrico (H_2SO_4) como se verá en la sección siguiente.

El conjunto de reacciones que ocurren en la troposfera relacionadas con los radicales $\text{OH}\cdot$ se representa en la Figura 1.13.

5.2. Reacciones de formación de sustancias acidificantes

La lluvia ácida es un proceso por el cual se incorporan sustancias acidificantes al agua de lluvia, lo que conduce a un descenso de su pH (véase UD.6). Los ácidos sulfúrico y nítrico son dos de los responsables de esta acidificación.

El ácido sulfúrico se produce por reacciones de oxidación del SO_2 en fase gaseosa, líquida o sólida. En fase gaseosa el SO_2 reacciona con los radicales $\text{OH}\cdot$, $\text{HO}_2\cdot$ o $\text{CH}_3\text{O}_2\cdot$, este último generado durante las etapas intermedias de oxidación de los compuestos orgánicos volátiles en el aire. El ozono (O_3) troposférico también es un agente oxidante responsable de la formación de H_2SO_4 en fase gaseosa. El SO_2 es un contaminante muy soluble en agua. Cuando se disuelve, puede reaccionar con sustancias oxidantes disueltas en el agua como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), formado por reacción entre dos radicales $\text{HO}_2\cdot$, o con iones metálicos de transición como el hierro (Fe) o el manganeso (Mn) para producir el ácido. Una tercera vía supone la intervención de partículas sólidas muy finas, compuestas de óxidos metálicos (hierro, titanio, cinc, etc.). Este mecanismo en realidad es fotocatalítico, pues requiere de radiación solar para activar la partícula sólida que cataliza la oxidación de SO_2 a H_2SO_4 . Las reacciones de formación del ácido sulfúrico se esquematizan en la parte izquierda de la Figura 1.14.

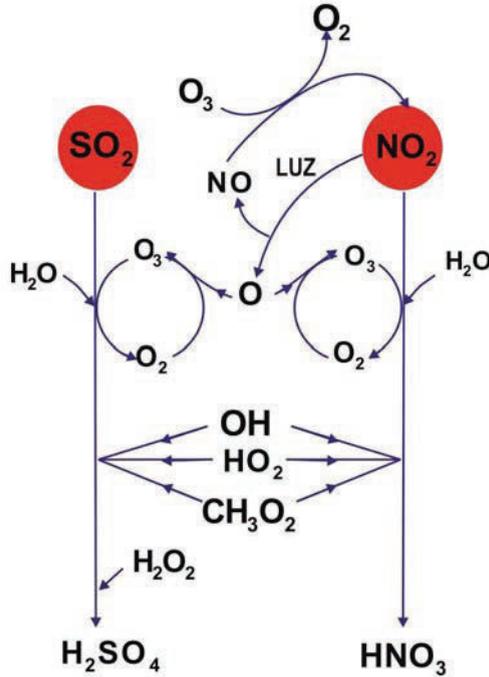
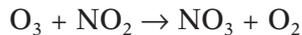


Figura 1.14. Reacciones de formación de los ácidos sulfúrico y nítrico (Doménech, 1991).

El ácido nítrico (HNO₃) se forma principalmente en fase gas por oxidación del NO₂ por parte de los radicales OH·, HO₂· y CH₃O₂·, así como por el O₃. Este último proceso tiene lugar en tres etapas (Ecuación 1.5) durante una de las cuales se forma también el radical nitrato (NO₃), una especie química muy reactiva que contribuye a los procesos de contaminación nocturna en áreas urbanas. Las reacciones de formación del ácido nítrico se esquematizan en la parte derecha de la Figura 1.14.



Ecuación 1.5

Una vez formados los compuestos ácidos en la atmósfera, éstos retornan a la superficie terrestre al ser depositados por vía húmeda o seca. El depósito húmedo se produce por disolución de los ácidos en el agua de

lluvia, la nieve o el granizo (*washout*) o por incorporación de estos compuestos a las nubes y posterior precipitación (*rainout*). Estos procesos son los que se engloban bajo el concepto de «lluvia ácida». El otro camino consiste en la sedimentación de partículas sólidas que se producen cuando los compuestos ácidos son neutralizados por otras sustancias presentes en la atmósfera, como el amonio (NH_4^+) para formar material particulado (PM).

5.3. Reacciones de formación del ozono troposférico

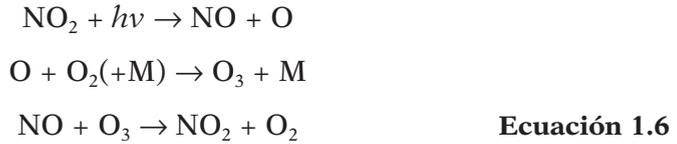
El origen fotoquímico del O_3 , en líneas generales, proviene de la oxidación de compuestos orgánicos volátiles (COV), monóxido de carbono (CO) y metano (CH_4) en presencia de óxidos de nitrógeno y radiación solar en condiciones de estabilidad atmosférica (ausencia de viento y lluvias) y de temperaturas moderadas. Las reacciones que se dan en estas condiciones pueden dar lugar al *smog* fotoquímico, una mezcla de varios compuestos fuertemente oxidantes de los cuales el ozono es el más representativo. La concentración de O_3 en la troposfera es, por tanto, el resultado de un complejo equilibrio entre los procesos de formación, transporte y destrucción, todos ellos influidos a su vez por los factores meteorológicos y el transporte de O_3 desde la estratosfera. La combinación de los procesos mencionados contribuye a crear un nivel de fondo, concentración no directamente influida por un proceso de contaminación, de entre 20 y 45 ppb en latitudes medias del hemisferio norte, de los cuales entre 7 y 14 ppb son atribuibles a la inyección desde la estratosfera (Royal Society, 2008).

Se pueden distinguir dos procesos clave en la formación fotoquímica del ozono: el ciclo fotolítico del NO_2 y la formación de radicales a partir de los hidrocarburos:

1. Ciclo fotolítico del NO_2

Son dos los óxidos de nitrógeno de interés en este proceso el NO_2 , un gas pardo rojizo, tóxico y asfixiante y el NO , gas incoloro, inodoro y también tóxico.

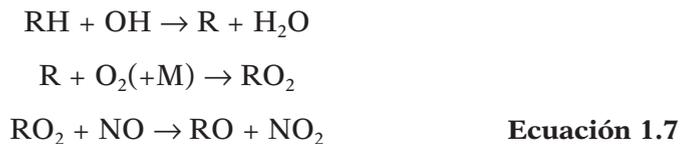
El ciclo fotolítico del NO_2 puede resumirse en las siguientes reacciones (Ecuación 1.6):



La fotólisis del dióxido de nitrógeno (NO_2), mediante radiación solar ($h\nu$) de longitudes de onda menores de 420 nm, determina la formación de oxígeno atómico (O) y monóxido de nitrógeno (NO). El O, reacciona inmediatamente con el oxígeno molecular (O_2) del aire para formar una molécula de ozono (O_3) en presencia de una molécula atmosférica (M) tal como N_2 u O_2 que actúa como estabilizador del proceso. El O_3 recién formado puede reaccionar rápidamente para volver a formar NO_2 y así volver a la situación de partida. La última reacción es clave para la eliminación del O_3 , especialmente durante la noche, cuando la ausencia de la fotólisis del NO_2 y el depósito seco sobre la superficie eliminan rápidamente el ozono cuando no hay luz. En el caso de una atmósfera limpia, las concentraciones de NO, NO_2 y O_3 se encuentran en equilibrio. Sin embargo, en las áreas contaminadas se modifica esta relación debido a la presencia de compuestos orgánicos volátiles y a la emisión de grandes cantidades de óxidos de nitrógeno. En esa situación se producen una serie de reacciones que se exponen a continuación.

2. Formación de radicales libres a partir de compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM)

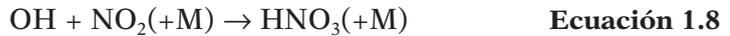
La presencia de hidrocarburos determina la formación de radicales peroxilo (RO_2) que pueden reaccionar con el NO para formar NO_2 (Ecuación 1.7).



La degradación fotoquímica de los hidrocarburos (RH) se inicia con su oxidación por el radical OH·, formado en la troposfera como se explica en la sección anterior, para producir radicales alquil-peróxido ($\text{RO}_2\cdot$) cuando R se oxida en la atmósfera. Estos radicales son capaces de oxidar el NO a

NO_2 por una ruta diferente a la que destruye el O_3 como se vio en la Ecuación 1.6. Esto produce un aumento en la cantidad de NO_2 disponible para generar más ozono, lo que desplaza el equilibrio de la atmósfera limpia hacia la acumulación de ozono.

Por último, la reacción de los radicales libres $\text{OH}\cdot$, $\text{HO}_2\cdot$ con el NO_2 puede conducir a la producción de ácidos como el HNO_3 , entre otros (Ecuación 1.8). Se trata de un proceso que elimina NO_2 durante el día y por tanto juega un papel muy importante en el control de la concentración de los reactivos. El ácido nítrico se elimina de la atmósfera con relativa facilidad por depósito húmedo o seco, absorción o reacción con el material particulado y puede provocar otros efectos como la acidificación o la eutrofización del medio ambiente.



Otra vía para la formación del ozono incluye la influencia del metano (CH_4), como se describe a continuación.

3. Formación de radicales a partir del metano (CH_4)

El papel del CH_4 en estas reacciones es similar a de los COVNM. Mediante la reacción con radicales $\text{OH}\cdot$ se produce O_3 y monóxido de carbono (CO). El CO es el responsable, por un lado, del inicio de las reacciones de eliminación de los radicales $\text{OH}\cdot$, pero por otro de la regeneración de los radicales RO_2 que como ya se ha visto, cumplen un papel muy importante en la acumulación del O_3 en una atmósfera contaminada. Dada su baja reactividad, el metano contribuye al incremento de los niveles de O_3 a escala global, más que ser responsable de la formación local de O_3 .

En la Figura 1.15 se presenta un diagrama que muestra la interrelación entre los procesos de formación y destrucción del O_3 en la troposfera. De acuerdo con la concentración de los precursores del O_3 , pueden distinguirse tres situaciones. Cuando la concentración de NO_x (NO y NO_2) es extremadamente baja, la formación de radicales $\text{OH}\cdot$ y la oxidación de CO y CH_4 , provocan una eliminación neta de O_3 en la atmósfera, dando lugar a concentraciones muy bajas. Cuando la concentración de NO_x alcanza valores similares a los registrados en zonas rurales de los países industrializados, el ciclo conduce a una producción neta de O_3 ,

cuya concentración se eleva sobre el nivel de fondo. En estas situaciones la concentración de O_3 aumenta con la de NO_x , por lo que se le denomina «limitada por NO_x ». En cambio, cerca de las fuentes de emisión de NO_x , como el centro de las grandes ciudades, se produce una inhibición de la formación de O_3 . El NO_2 tiende a reaccionar con el $OH\cdot$ para formar HNO_3 mientras que el NO destruye el O_3 para formar NO_2 . Esta situación se conoce como «limitada por COV», pues la presencia de estas sustancias reactiva la formación de O_3 . En estas circunstancias se pueden llegar a producir fuertes episodios de O_3 cuando los COV son inyectados en una atmósfera enriquecida en NO_x .

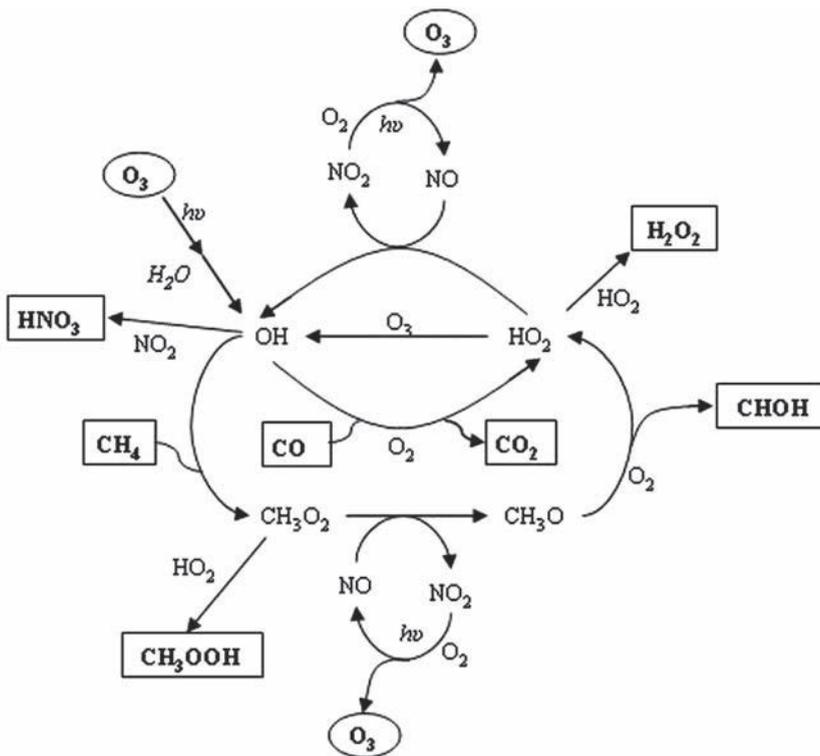


Figura 1.15. Reacciones de formación y destrucción del O_3 en presencia de NO_x , CO y CH_4 en la troposfera (Royal Society, 2008).

Todas estas reacciones de formación/destrucción del O_3 son además moduladas por factores meteorológicos. Esto condiciona una variación espacial y temporal en los niveles de ozono troposférico. Las reacciones de

formación del ozono, al tratarse de procesos fotoquímicos, son altamente dependientes de la presencia e intensidad de la radiación solar. También se ven afectados por otra serie de factores como son la temperatura o la estabilidad atmosférica, todo lo cual provoca una marcada variación diurna. Los mayores valores diarios se registran hacia mediodía, coincidiendo con los mayores niveles de radiación solar mientras que los niveles mínimos se registran durante la noche. Sin embargo, los perfiles diarios cambian según la zona considerada en relación con el volumen de precursores emitidos, el transporte de la contaminación hacia o desde otros lugares y la topografía. En la Figura 1.16 se muestra un ejemplo con las concentraciones medias horarias de O_3 , NO y NO_2 de la red de vigilancia de la contaminación atmosférica de la Comunidad de Madrid. Allí se puede observar el máximo de concentración de O_3 a mediodía, coincidiendo con el mínimo de NO_x .

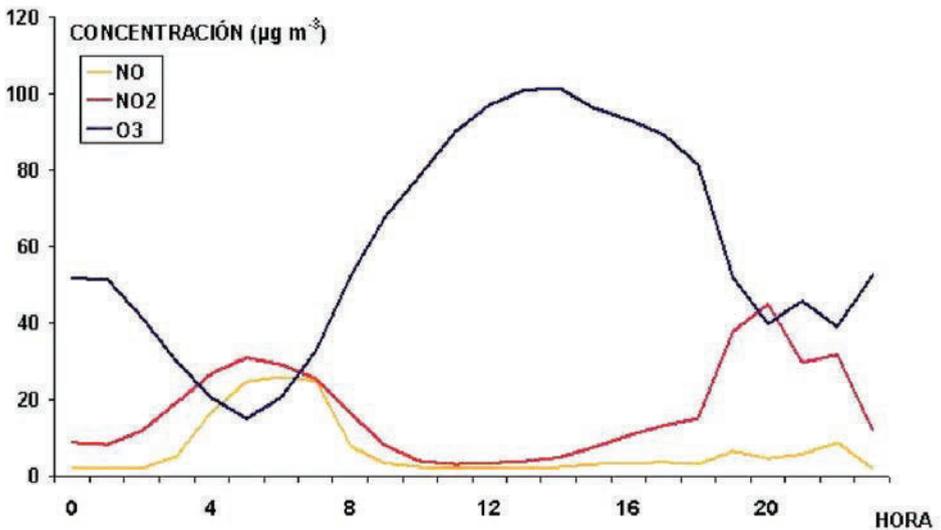


Figura 1.16. Concentraciones medias horarias de O_3 , NO y NO_2 a lo largo de 24 horas en la Comunidad de Madrid.

En el caso de una atmósfera contaminada con presencia importante de hidrocarburos, los NO_x presentes inician su disociación por efecto de la radiación solar desde el amanecer e incrementan los niveles de NO y de O , que forma ozono por combinación con el oxígeno. Conforme avanza el día, los radicales generados a partir de los hidrocarburos, reaccio-

nan con el NO, lo que induce el incremento en las concentraciones de NO₂ y de O₃.

En las horas centrales del día, los niveles de NO son bajos debido a las reacciones con los hidrocarburos, lo que provoca que los niveles de ozono se incrementen rápidamente. A medida que avanza la tarde y que los hidrocarburos se consumen, la formación de NO₂ disponible para la fotólisis es menor lo que, combinado con la disminución de la radiación solar, provoca una reducción de la concentración de ozono hasta los valores mínimos nocturnos.

En el caso de las zonas rurales, existe otro proceso que afecta a los perfiles diarios del ozono, a parte de la formación fotoquímica del mismo. Se trata de los procesos de transporte atmosférico desde otras zonas, una de las propiedades más importantes de la troposfera en lo que se refiere a los procesos de contaminación atmosférica. Durante la noche, en dichas zonas rurales, se pueden producir inversiones térmicas que separan las capas del aire. La que está por debajo de la inversión, en contacto con el suelo, reduce lentamente los niveles de ozono por reacciones con otras sustancias y por el depósito seco sobre la superficie. En cambio, la capa superior se encuentra enriquecida en contaminantes debido al transporte desde otras zonas. Durante la mañana, al romperse la inversión como consecuencia del calentamiento del suelo, la capa enriquecida se mezcla con la capa inferior, lo que provoca que la concentración de O₃ se incremente muy rápidamente durante las primeras horas del día. En aquellos lugares en los cuales la emisión de precursores sea mínima y por lo tanto los procesos fotoquímicos poco intensos, los niveles de ozono registrados presentan perfiles diarios casi constantes alrededor de un valor, aún en aquellos afectados por procesos de transporte de contaminantes.

Además de los ciclos diarios, la concentración de ozono también cambia según la época del año. Así se ha detectado que en estaciones remotas, no afectadas directamente por fuentes de contaminantes, existe un ciclo anual cuyo máximo se sitúa a finales del invierno o principios de la primavera. Estos niveles se mantendrán altos, debido al aumento de las temperaturas y de la radiación solar, durante el verano hasta que vuelvan a decrecer en invierno. El máximo primaveral podría explicarse como consecuencia de la acumulación de precursores que no reaccionan en invierno debido a

las bajas temperaturas y a la escasez de radiación solar. También interviene en este máximo la intrusión de ozono desde la estratosfera.

6. FUNCIONES DE LA ATMÓSFERA

La atmósfera cumple con una gran cantidad de funciones que resultan imprescindibles para la existencia de la vida tal y como la conocemos en la actualidad. Los servicios ambientales hacen precisamente referencia a estas funciones que se ofrecen de forma gratuita y permanente por la naturaleza, siempre y cuando las perturbaciones del sistema se mantengan dentro de unos límites.

Los servicios ambientales más importantes que nos ofrece la atmósfera son:

- *Filtrado de rayos solares dañinos:* la atmósfera filtra la porción de la radiación solar que resulta incompatible con la vida en la superficie terrestre. Algunos gases de los que está compuesta la atmósfera son opacos a alguna de estas radiaciones, es decir, que son capaces de absorberlas y evitan que continúen su camino hacia el suelo. En concreto, la capa de ozono es el filtro principal para los rayos ultravioleta (UV) de mayor energía, lo que evita que los seres vivos sufran los efectos perjudiciales de esta radiación. Pero también las capas superiores de la atmósfera filtran parte de las radiaciones más dañinas, de hecho las más peligrosas, las radiaciones ionizantes (como las que emite el material radiactivo) son interceptadas por las moléculas de O_2 y N_2 en las capas altas.
- *Mantenimiento y distribución de la temperatura:* la temperatura media de la Tierra es de unos $16\text{ }^\circ\text{C}$ y se mantiene en valores tan estables gracias a los gases de efecto invernadero. La temperatura media de la Tierra sin efecto invernadero sería de unos $-22\text{ }^\circ\text{C}$. Además de mantener una temperatura media adecuada para el desarrollo de la vida, la circulación atmosférica redistribuye el calor procedente del Sol, más abundante en el ecuador y menos intenso en los polos.
- *Autodepuración:* la baja atmósfera, o troposfera, se mantiene en constante movimiento, lo cual ayuda a equilibrar las concentraciones de todos sus gases, incluidos los contaminantes emitidos por los seres

humanos. De esta forma se mantiene una proporción de gases adecuada para que los seres vivos puedan desarrollar su actividad. En la atmósfera se producen mecanismos de depuración de los contaminantes; en concreto, los radicales OH \cdot , muy reactivos y presentes de forma abundante en la troposfera, son responsables de la degradación de muchos contaminantes orgánicos e inorgánicos. La capacidad de autodepuración es efectiva dentro de unos límites de emisión y para compuestos con cierta reactividad, por lo que los gases más inertes o aquellos emitidos en grandes cantidades tienen mayor tendencia a acumularse que los demás.

- *Mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos*: la atmósfera es uno de los compartimentos que interviene en el ciclado de elementos clave para la vida. Este ciclado se ha repetido durante millones de años, lo que ha dado lugar a un equilibrio en el que las cantidades de dichos elementos se mantienen aproximadamente constantes y se regeneran, aunque muy lentamente, conforme se van consumiendo.
- *Mantenimiento del ciclo del agua*: la atmósfera contribuye a la redistribución de las precipitaciones sobre los continentes, lo cual permite que el agua evaporada de los mares y los océanos precipite en lugares muy distantes, ya sea en forma de lluvia, nieve o nieblas, arrastrada por el viento, con una salinidad muy baja y escasa concentración de sustancias tóxicas en ausencia de fuentes contaminantes.

7. BIBLIOGRAFÍA

- BAEDE, A.P.M., AHLONSOU, E., DING, Y., SCHIMEL D. (2001). The climate system: an overview. En HOUGHTON, J.T., DING, Y., GRIGGS, D.J., *et al.* (Eds.), *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press.
- COWIE, J. (2007). *Climate Change. Biological and Human Aspects*. Cambridge, Reino Unido. Cambridge University Press.
- ENA. (2011). *The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives*. 2011. Eds. SUTTON, M., HOWARD C.M., ERISMAN, J.W., *et al.* ESF – Nitrogen in Europe. Cambridge University Press.
- FAHEY, D.W. (2002). *Twenty Questions and Answers about the Ozone Layer*. En *WMO Global Ozone Research and Monitoring Project Reports. Scientific As-*

- assessment of Ozone Depletion: 2002, Global Ozone Research and Monitoring Project-Report No. 47.* World Meteorological Organization (WMO).
- IPCC. (2007). Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. Eds. CORE WRITING TEAM, PACHAURI, R.K., REISINGER, A. Ginebra, Suiza. IPCC.
- GRUBER, N., GALLOWAY, J.N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451, 293-296.
- GALLOWAY, J.N., DENTENER, F.J., CAPONE, D.G, BOYER, E.W., HOWARTH, R.W., SEITZINGER, S.P., ASNER, G.P., CLEVELAND, C.C., GREEN, P.A., HOLLAND, E.A., KARL, D.M., MICHAELS, A.F., PORTER, J.H., TOWNSEND, A.R., SMARTY, C.J. (2004). Nitrogen cycles: past, present and future. *Biogeochemistry*, 70, 153-226.
- DOMÉNECH, X. (1991). Química atmosférica. Origen y efectos de la contaminación (2.^a ed). Madrid. Editorial Miraguano.
- ROYAL SOCIETY. (2008). Ground level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. Science Policy Report 15/08. Londres, Reino Unido. The Royal Society.
- STRADLER, A., STRADLER, A. (1989). Geografía Física (3.^a ed). Barcelona. Editorial Omega.
- WHITE, I.D., MOTTERSHEAD, D.N., HARRISON, S.J. (1987). Environmental systems an introductory text (2nd ed.). Londres, Reino Unido. Chapman & Hall.

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones propuestas antes de comprobar las soluciones.

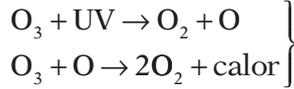
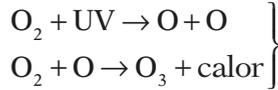
1. ¿En qué capa de la atmósfera se encuentran las células de Hadley? ¿Qué función cumplen en la atmósfera?
2. ¿En qué capa de la atmósfera es más abundante el ozono? ¿Por qué es tan abundante allí?
3. ¿Cómo es reemitida a la atmósfera la mayor parte de la radiación solar incidente? ¿Qué fenómeno causa la re-emisión de estas radiaciones a la atmósfera?
4. ¿Cuál es el origen natural de los compuestos de azufre?
5. ¿Qué longitudes de onda del espectro son absorbidas por el ozono de la estratosfera? ¿Qué consecuencias tiene esta absorción para los seres vivos?
6. Enumere las principales influencias antropogénicas en el ciclo del carbono.
7. ¿Cómo se forma el ozono en la atmósfera?
8. ¿A qué se llama nitrógeno reactivo? ¿Qué proceso antrópico contribuye más a la formación de nitrógeno reactivo?
9. La energía necesaria para romper el enlace NO-O en la fotodisociación del dióxido de nitrógeno es aproximadamente $315 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$. ¿Qué longitud de onda y frecuencia corresponde a esta energía? ¿En qué zona del espectro electromagnético estaríamos?
(Datos: $h = 6,626\cdot 10^{-34} \text{ J}\cdot\text{s}$; $c = 2,9979 \cdot 10^8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)
10. Considerando el aire atmosférico como un gas ideal, calcular su concentración molar a 1 atm de presión y $25 \text{ }^\circ\text{C}$ de temperatura. Expresarla también en moléculas por cm^3 .
(Dato: $R = 8,314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3 \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} = 0,08206 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} = 1,987 \text{ cal} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$)

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. Las células de Hadley, generadas como consecuencia del efecto de los movimientos de rotación y traslación de la Tierra sobre las masas de aire en circulación, se encuentran en la troposfera. La circulación de las masas de aire redistribuye el calor que llega del Sol, más intenso en el ecuador que en los polos y ayuda también a la redistribución de las precipitaciones en el ciclo hidrológico.
2. El 80% del ozono atmosférico se encuentra en la estratosfera, a 25 km aproximadamente. En esta capa de la atmósfera llega radiación solar capaz de fotodisociar el O_2 y formar O_3 según la reacción:

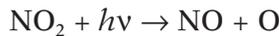


3. La mayor parte de la radiación solar incidente es re-emitida a la atmósfera como radiación de onda larga. Esta radiación de onda larga es absorbida por algunos gases y vuelta a emitir hacia la superficie en un proceso conocido como efecto invernadero.
4. La descomposición anaerobia de la materia orgánica, las erupciones volcánicas y los aerosoles marinos.
5. Las de las radiaciones ultravioletas, 240 a 310 nm. Este fenómeno supone el filtrado de radiaciones de dicha longitud de onda, lo que permite la existencia de la vida sobre la superficie terrestre.
6. La utilización de combustibles fósiles, la deforestación y los procesos industriales incrementan la concentración de CO_2 .
7. El ozono se forma en la atmósfera como resultado de una serie de reacciones químicas en las que interviene la radiación solar. En la estratosfera, el ciclo transcurre a través de cuatro reacciones, existiendo un equilibrio entre el ozono generado y el destruido, permitiendo que la concentración de ozono en la estratosfera permanezca constante, si no hay alteración del equilibrio.



En la troposfera, intervienen en la formación del ozono los compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM), el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno (NO_x) y en menor medida el metano (CH_4).

8. Se conoce como nitrógeno reactivo aquellas moléculas compuestas de nitrógeno capaces de reaccionar con otras sustancias e intervenir en los procesos que ocurren en la atmósfera y la superficie terrestre como óxidos de nitrógeno (NO_x), amoníaco (NH_3), ácido nítrico (HNO_3). El nitrógeno reactivo se denomina en contraposición con el compuesto nitrogenado más estable, el N_2 . La fabricación de fertilizantes mediante el ciclo de Haber-Bosch es uno de los procesos que más contribuye a la formación de nitrógeno reactivo.
9. La reacción de fotodisociación del dióxido de nitrógeno sería



Utilizando la ecuación de Planck:

$$\varepsilon = nh\nu = \frac{nhc}{\lambda}$$

$$\begin{aligned} \lambda &= \frac{nhc}{\varepsilon} = \frac{(6,022 \cdot 10^{23} \text{ mol}^{-1})(6,626 \cdot 10^{-34} \text{ J}\cdot\text{s})(2,9979 \cdot 10^8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1})}{315 \cdot 10^3 \text{ J}\cdot\text{mol}^{-1}} = \\ &= 380 \cdot 10^{-9} \text{ m} = 380 \text{ nm} \end{aligned}$$

Luego la frecuencia calculada a partir de la longitud de onda,

$$\nu = \frac{c}{\lambda} = \frac{2,9979 \cdot 10^8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}}{380 \cdot 10^{-9} \text{ m}} \approx 8 \cdot 10^{14} \text{ s}^{-1}$$

Estaríamos en el ultravioleta cercano.

La fotodisociación del NO_2 interviene en la formación de O_3 troposférico en presencia de COV, CO y CH_4 .

10. Utilizando la ecuación de estado de los gases ideales,

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T$$

Despejando

$$c_{\text{aire}}(M) = \frac{n}{V} = \frac{P}{RT}$$

$$c_{\text{aire}}(M) = \frac{1\text{atm}}{(0,08206\text{atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}) \cdot 298\text{K}} = 0,04089M$$

Si la expresamos en moléculas por cm^3 ,

$$\begin{aligned} c_{\text{aire}} &= \left(0,04089 \frac{\text{mol}}{\text{dm}^3}\right) \left(\frac{\text{dm}^3}{10^3 \text{cm}^3}\right) \left(\frac{6,023 \cdot 10^{23} \text{moléculas}}{\text{mol}}\right) = \\ &= 2,463 \cdot 10^{19} \text{moléculas/cm}^3 \end{aligned}$$

LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

2



Contenido

1. Historia de la contaminación atmosférica
2. Clasificación de los contaminantes atmosféricos
3. Procesos de contaminación atmosférica
4. Principales contaminantes atmosféricos
5. Expresión de las medidas en contaminación atmosférica

Objetivos

- Comprender el concepto de contaminación.
- Conocer la clasificación general de los contaminantes.
- Conocer las características, propiedades, fuentes, situación actual y tendencias de sus emisiones.
- Conocer y comprender los ciclos biogeoquímicos y las relaciones causa-efecto a nivel regional y global que se producen al alterar el aire ambiente.
- Aprender a expresar adecuadamente las medidas de contaminación.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

Desde la revolución industrial, las emisiones de gases que se derivan de las actividades humanas han provocado y provocan cambios capaces de alterar los equilibrios que mantienen las propiedades y funciones de la atmósfera actual, ya sea modificando la proporción de sus componentes o mediante la introducción de elementos extraños a ésta, lo que conocemos en su conjunto como contaminación atmosférica.

Existe controversia respecto a la definición de «contaminación atmosférica», ya que algunos autores ponen el énfasis en las concentraciones de un determinado compuesto que se registran en la atmósfera, mientras que otros subrayan el componente antrópico y otros se centran en la nocividad de sus efectos. Por ejemplo, la Agencia Ambiental Europea (EEA) lo define como *«la presencia en el aire de contaminantes o sustancias contaminantes en una concentración tal que interfiere con la salud o el bienestar humano, o que produce otros efectos medioambientales perjudiciales»*.

La organización mundial de la salud (OMS) por su parte la define como la aparición en el aire de una o varias sustancias extrañas en cantidades y durante periodos de tiempo suficientemente prolongados como para producir efectos nocivos sobre el hombre, los animales, las plantas o las tierras así como perturbar el bienestar o el uso de los bienes. Según la legislación española, la contaminación se define como *«la presencia en el aire de materias o formas de energía que impliquen riesgo, daño o molestia grave para las personas o bienes de cualquier naturaleza»*.

En cualquier caso, de todas las definiciones anteriores se puede concluir que se trata de un problema que puede tener efectos sobre multitud de receptores (salud o bienestar humano, bienes y medioambiente en su conjunto). Además la contaminación atmosférica actúa a distintas escalas,

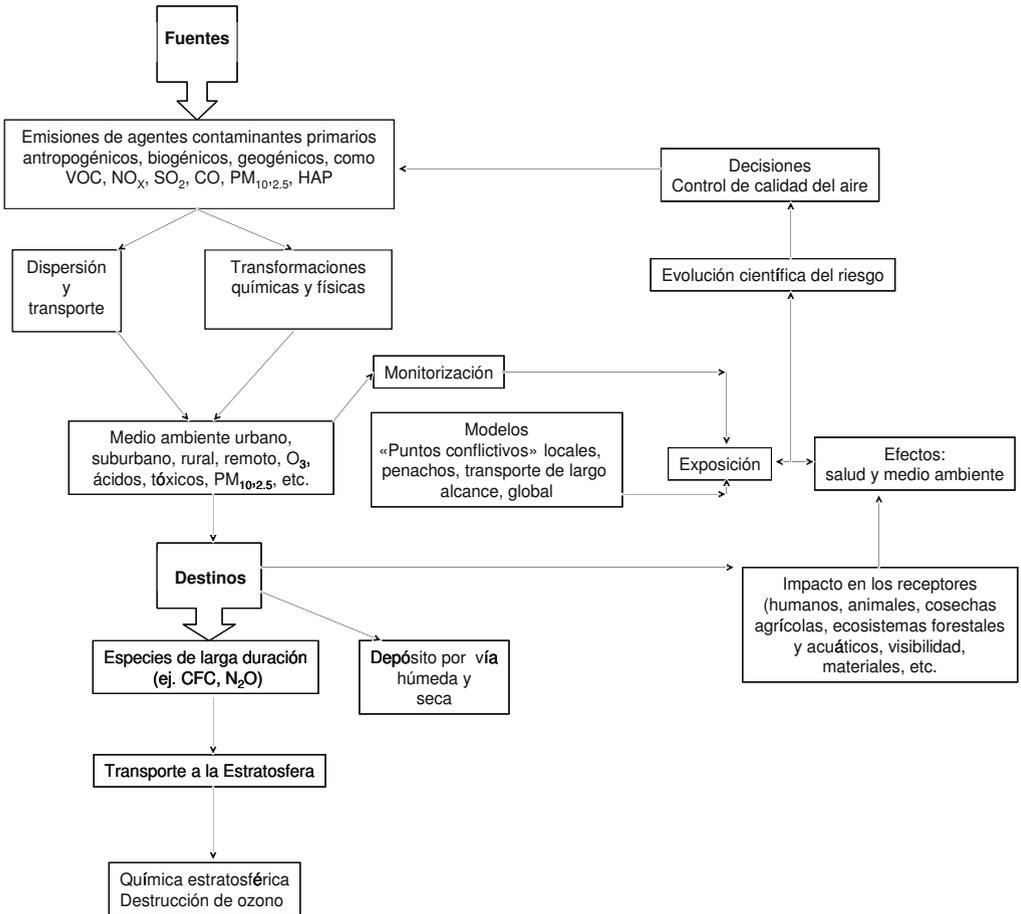


Figura 2.1. Sistema de gestión de la contaminación atmosférica (Martínez Ataz y Díaz de Mera Morales, 2004).

desde cambios locales de la calidad del aire que provocan malestar a los habitantes de las grandes ciudades hasta procesos globales, que afectan al medioambiente de todo el planeta, como el agujero de la capa de ozono estratosférico.

Por todo ello se deben tomar decisiones para evitar o paliar estos impactos. En la Figura 2.1 se presenta un esquema conceptual relacionado con la gestión de la contaminación atmosférica. Los contaminantes, tras ser emitidos a la atmósfera, sufren procesos de transformación, dispersión y transporte. Como resultado de los procesos de contaminación se ven al-

teradas determinadas propiedades de la atmósfera que a su vez interaccionan con la biosfera, la hidrosfera e incluso con otros procesos que ocurren en la propia atmósfera, lo que provoca efectos negativos sobre los seres humanos, los ecosistemas o los materiales. Este proceso está en constante evolución, ya sea por el descubrimiento de nuevos efectos dañinos, ya por la aparición de nuevos agentes contaminantes, el desarrollo de modelos de dispersión de la contaminación más precisos o una mejor comprensión del funcionamiento de los sistemas terrestres. La legislación europea sobre límites en la concentración de determinadas sustancias en la atmósfera, por ejemplo, especifica que estos niveles se establecen de acuerdo al conocimiento científico actual, lo que implica que pueden ser revisados conforme este conocimiento se amplía.

Una vez introducido el medio en el que se van a desarrollar los procesos de contaminación en el tema anterior, se tratará aquí la contaminación atmosférica en general. Se describirán algunos de los principales contaminantes atmosféricos, cómo se clasifican y cuáles son las estimaciones de sus niveles de emisión en Europa. Además se realiza, a modo de introducción, una breve reseña histórica sobre episodios de contaminación atmosférica ocurridos en épocas pasadas.

1. HISTORIA DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

La contaminación atmosférica no es un fenómeno nuevo para el ser humano, aunque se puede afirmar que, a partir del desarrollo tecnológico que acompañó a la revolución industrial, los impactos sobre la atmósfera terrestre han sido más acusados. En esta sección se presentan algunos episodios de contaminación del aire documentados históricamente (Bermejo, 2006; Brimblecombe, 1998)

Existen evidencias de que en la Antigüedad los fuegos empleados para cocinar en interiores mal ventilados tenían efectos nocivos sobre sus moradores. En situaciones tan dispares como las momias egipcias o restos arqueológicos escandinavos y sajones, es frecuente observar síntomas de problemas respiratorios, lo que sugiere una prolongada exposición al humo en interiores.

Así mismo, ciertas actividades estaban relacionadas con molestias debido a una pobre calidad del aire. Hacia el 900 AC, el rey asirio Tukulti afir-

ma haber encontrado un extraño olor en su visita a Hit, en Babilonia, centro por aquel entonces de la minería de asfalto. Este olor provenía de unas rocas que, hoy se sabe, son ricas en dióxido de azufre (SO_2) y ácido sulfúrico (H_2S), fácilmente reconocibles por su olor a huevos podridos.

En Grecia, por ejemplo, ya se describían enfermedades propias de ciertos gremios, como los fundidores, y se las relacionaba con el carácter nocivo del aire a que estaban expuestos los trabajadores en la época clásica. Se reconocía la necesidad de una zonación de las actividades propias de la ciudad, a fin de evitar molestias a sus habitantes y poder disponer de una atmósfera limpia. Sin embargo, las referencias más antiguas a episodios de contaminación tal y como hoy los conocemos se remontan a la Roma Imperial. Se estima que la ciudad llegó a albergar aproximadamente un millón de habitantes, lo que suponía un enorme consumo de madera como combustible para cocinar y calentarse. Esta situación generaba más de un problema. Existen numerosas referencias a la mala calidad del aire de la ciudad, incluso existe un registro de medidas contra las molestias ocasionadas por la producción de humo, lo que resulta indicativo de que la legislación romana era sensible a este problema. Incluso se cuenta con un tratado en el que se especifica la necesidad de tener en cuenta los vientos dominantes en la planificación de las ciudades.

Pero quizá el registro más llamativo y, sin duda, el más prolongado sobre este tipo de problemática corresponde a la ciudad de Londres. En el siglo XIII, el crecimiento de la ciudad había agotado los recursos madereros cercanos. La madera se convirtió entonces en un combustible caro, por lo que la población comenzó a utilizar yacimientos costeros de carbón de ínfima calidad. Esto generó tantos problemas de salud, que incluso se prohibió su uso, a fin de limpiar el aire de la ciudad. John Evelyn publicó en 1661 una diatriba contra el humo que contaminaba la ciudad, hasta el punto de dañar las plantas que crecían en ella, para proponer a continuación una serie de medidas correctoras. Christopher Wren, arquitecto de la catedral de St. Paul de Londres, afirmaba por la misma época haber apreciado costras de sulfato de 4 pulgadas (unos 10 cm) en ciertos edificios.

Probablemente la situación era generalizada en la mayoría de las ciudades en aquella época. Las primeras referencias a los efectos nocivos de la mala calidad del aire en la ciudad de Madrid se pueden encontrar en la obra de Juan Bautista Juanini (1636-1691), que publicó un libro en 1689 sobre

«las causas que perturban las benignas y saludables influencias que goza el ambiente de esta Villa de Madrid, de que resultan las frecuentes muertes repentinas, breves y agudas enfermedades, que se han declarado en esta Corte de cincuenta años a esta parte (López Piñero, 2006)».

El posterior invento del motor de vapor y el proceso derivado de él, la Revolución Industrial, no hizo sino agravar el problema en numerosas ciudades occidentales, muy especialmente en Londres. Las industrias que proliferaron en esta época estaban situadas, por lo general, en el interior de núcleos de población, con lo que sus emisiones se sumaron a las domésticas; en estas condiciones los contaminantes alcanzaban concentraciones muy elevadas. En ellas eran especialmente frecuentes los episodios de nieblas en los que el dióxido de azufre (SO₂) y las partículas alcanzaban valores extremos, hasta el punto de paralizar el tráfico, ennegrecer edificios, deteriorar las ropas expuestas y afectar seriamente a la salud de los habitantes. La situación era tal que distintos artistas y escritores la plasmaron en sus obras. Algunos describen con fascinación los distintos colores de las nieblas y el aire de misterio que envolvía a la ciudad de Londres a finales del siglo XIX.

El desarrollo de la Ciencia en general y de la Epidemiología en particular durante el siglo XIX posibilitó la identificación de la relación existente entre las muertes y afecciones respiratorias y la contaminación del aire. En el Londres de 1873, por ejemplo, se registraron 286 muertes por bronquitis en unos pocos días, que se achacaron sin dudar a una «atmósfera envenenada». En 1875 se firmó en Manchester (Inglaterra) el Decreto de Salud Pública, que en una de sus secciones buscaba limitar la emisión de contaminantes atmosféricos a través del control de las emisiones y las condiciones de combustión, estableciendo sanciones en caso de incumplimiento. Pittsburg y Chicago (EE UU) en 1880 fueron otras ciudades en las que se tomaron medidas para reducir la contaminación. La mejora de la calidad del aire era en aquel entonces, bienvenida y vista como necesaria por un amplio sector de la población. No obstante, el desarrollo económico de la sociedad primaba sobre otro tipo de consideraciones, por lo que, como muestra la publicidad de finales del siglo XIX y principios del XX, la contaminación era considerada como un síntoma de bonanza: son numerosos los carteles que muestran fábricas con chimeneas humeantes y coches envueltos en humo, algo impensable hoy en día.

El continuo desarrollo industrial y la invención del automóvil, unidas a la escasa eficacia de la política de control de las emisiones, no hicieron sino agravar el problema.

Finalmente, durante el siglo xx, una serie de desastres marcaron un punto de inflexión en la actitud hacia este tipo de problemática. Tres de ellos destacan especialmente por su significación:

- Valle del Meuse (Bélgica): en 1930, las emisiones provenientes de fundiciones, fábricas de vidrio, plantas de ácido sulfúrico y hornos de coque situadas en este valle quedaron atrapadas en él, provocando que la concentración de SO_2 ascendiera espectacularmente. En los días que duró este episodio, 63 personas murieron y otras 600 cayeron enfermas.
- Donora, Pennsylvania (EEUU): en 1948, las emisiones provenientes de varias industrias, incluyendo una fundición, una planta de ácido sulfúrico y una planta de producción de zinc quedaron retenidas en la baja atmósfera, dando lugar a una mezcla de niebla y contaminación irrespirable. 6.000 personas resultaron afectadas, con síntomas que iban desde la sequedad de garganta hasta las náuseas. En 3 días murieron 20 personas.
- Londres (Inglaterra): entre el 5 y el 8 de diciembre de 1952 se produjo un episodio de contaminación que en la actualidad es conocido con el nombre de «el gran smog de Londres». Las emisiones domésticas e industriales se combinaron con la condensación para dar lugar a una densa niebla. Ésta permaneció sobre la ciudad varios días, debido al estancamiento atmosférico. En estas condiciones, los contaminantes alcanzaron concentraciones muy elevadas. Para cuando el cambio de las condiciones meteorológicas favoreció la disipación de esta niebla, aproximadamente 4.000 habitantes habían fallecido.

Estos sucesos de carácter local y el descubrimiento reciente, en términos históricos, de fenómenos a gran escala vinculados a la emisión de contaminantes, tales como la acidificación y eutrofización de los ecosistemas o el agotamiento de la capa de ozono, han motivado que el ser humano haya comenzado a comprender la extensión y la gravedad de los problemas derivados de sus actividades.

2. CLASIFICACIÓN DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

Hoy en día se encuentran identificadas unas 3.000 sustancias gaseosas consideradas como contaminantes atmosféricos, la mayoría de ellos orgánicos (es decir, compuestos por cadenas de carbono). Estos compuestos, englobados por el concepto de «contaminación atmosférica» como aquellos capaces de provocar daños, pueden clasificarse de acuerdo a distintos criterios:

Según su **origen** podemos clasificar a las emisiones gaseosas como naturales y antropogénicas. Las *emisiones naturales* se generan por procesos que ocurren en la naturaleza como emisiones volcánicas y marinas, incendios forestales o la actividad de los seres vivos (bacterias desnitrificadoras, digestión de los herbívoros, etc.). Este tipo de emisiones suele determinar los niveles de fondo natural que se registran en la atmósfera, es decir, aquella concentración registrada en la atmósfera no directamente influida por ningún foco de contaminación. A estos niveles de fondo se suman las emisiones gaseosas derivadas de la actividad humana. Las *emisiones antropogénicas*, reciben este nombre por ser generadas por las actividades humanas, principalmente la extracción, distribución y uso de combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas) para la generación de energía o el transporte, la actividad industrial, la gestión de los residuos, la agricultura, etc.

Otra forma de clasificar los contaminantes atmosféricos se realiza atendiendo a la **forma en la que se emiten a la atmósfera**. Así se puede distinguir entre contaminantes primarios y secundarios. Los *contaminantes primarios* son aquellos que se emiten directamente a la atmósfera, son de muy diversa naturaleza química y provienen de una gran variedad de fuentes de emisión. Los *contaminantes secundarios*, por el contrario, son el resultado de transformaciones químicas de los contaminantes primarios después de ser emitidos mediante reacciones con otras sustancias gaseosas, con el agua de la atmósfera o con la radiación solar. Se forman a partir de precursores, sustancias químicas que en las condiciones adecuadas reaccionan para generar otro contaminante que se denomina secundario.

Según su **composición química** se pueden clasificar en compuestos de nitrógeno, de azufre, compuestos orgánicos, etc.

Según su **estado físico** (gas, sólido y líquido). La atmósfera consiste en una mezcla de compuestos en distintos estados físicos, gaseosos en su ma-

yoría, pero también sólidos (polvo en suspensión) y líquidos (gotas de agua que conforman las nubes, las nieblas o la lluvia y las sustancias disueltas en ella). Los dos últimos constituyen el llamado aerosol o material particulado.

Según su **reactividad química**, es decir, su capacidad para transformarse químicamente, los contaminantes se pueden clasificar como *reactivos* o *inertes*. Los gases inertes pueden transformarse en reactivos mediante reacciones con la luz solar o con otros compuestos.

Los contaminantes atmosféricos por lo tanto pertenecen a numerosas categorías en función del punto de vista de la clasificación que se utilice. Además en ocasiones resulta difícil distinguir, en una situación determinada de contaminación, cuál es el origen principal de los niveles detectados, pues en ocasiones éstos responden a procesos complejos (numerosas fuentes, fenómenos de transporte a larga distancia, procesos naturales, etc.).

3. PROCESOS DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Los procesos de contaminación atmosférica comienzan con la emisión de los gases a la atmósfera. Según la fuente emisora (en caso de ser contaminantes primarios), podemos tener gases procedentes de *fuentes móviles* (como el transporte por carretera, aviación o navegación) o *fuentes fijas* (como por ejemplo las industrias o las centrales térmicas de generación de energía eléctrica). Las primeras dan lugar a la llamada contaminación difusa porque no se puede atribuir en concreto a ningún foco ni tiene localización geográfica concreta, si no que corresponde a todo un sector de actividad y su control es más difícil. Las segundas se encuentran bien localizadas y se puede cuantificar más fácilmente cuánto contribuye cada una a los niveles de contaminación. Determinados sectores, por ejemplo, están obligados en la Unión Europea a proporcionar información sobre sus emisiones. Esta información se puede encontrar en registros accesibles al público como PRTR-España. PRTR-España es el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes. Constituye una base de datos en la que se dispone de información sobre las emisiones anuales de todos aquellos complejos industriales que realicen alguna de las actividades incluidas en el Real Decreto 508/2007, siempre que se superen los umbrales de información correspondientes. El registro incluye un listado de 93 sustancias,

entre las que se encuentran los contaminantes que trataremos aquí como NO_x , NH_3 , CH_4 , N_2O , CO , CO_2 , partículas, CFC, HFC, etc.

El nivel de emisiones, es decir, el conjunto de emisiones de todos los sectores suele estimarse mediante inventarios de emisiones a partir de datos como los suministrados por PRTR-España. Estos inventarios constituyen una compilación de todas las fuentes de emisión relevantes y su actividad. Pueden incluir fuentes puntuales o móviles, diversas escalas temporales y espaciales, etc. Al tratarse de estimaciones, siguiendo diversas metodologías, los inventarios de emisiones suelen estar sujetos a cierto grado de incertidumbre.

Una vez los contaminantes atmosféricos se encuentran en la atmósfera, pueden resultar transportados por movimientos horizontales o verticales, dispersados o transformados en otras especies químicas. La concentración atmosférica resultante de todos estos procesos se conoce como nivel de inmisión. El nivel de inmisión puede definirse como la concentración de contaminantes existentes en la atmósfera a nivel del suelo, de modo temporal o permanente (Martín y Santamaría, 2000). Debido a la cantidad de procesos que ocurren tras la emisión de un contaminante y a la influencia de multitud de factores ambientales y geográficos, la relación entre los niveles de emisión y los de inmisión es altamente no lineal.

La evaluación de los niveles de inmisión, en función de los posibles efectos que pueda causar sobre los distintos tipos de receptores, se expresa como calidad del aire. En lo que se refiere al estudio de los efectos de la contaminación atmosférica se distinguen tres tipos de receptores: seres humanos (salud), ecosistemas (terrestres y acuáticos) y materiales.

Para poder provocar determinados efectos nocivos, los contaminantes deben ser transportados hacia la superficie, en un proceso conocido como depósito atmosférico. Existen dos modalidades de depósito, en función de los procesos que los gobiernan.

El *depósito húmedo* consiste en el transporte de la sustancia contaminante hasta la superficie mediante su incorporación al agua de lluvia, la nieve o la niebla. La incorporación puede producirse por disolución en el agua que forma las nubes o directamente cuando determinadas partículas actúan como núcleos de condensación de la lluvia. Estos dos procesos se engloban en el término *rain-out*. Otra parte de la contaminación

se incorpora a las precipitaciones cuando se ve arrastrada por éstas al atravesar una masa de aire contaminado, lo que se conoce como *wash-out*. La cantidad de contaminante depositado en forma húmeda depende fuertemente de la cantidad de precipitaciones que se produzcan en una región, por lo que su importancia en el depósito total varía de una zona a otra.

El *depósito seco* de gases y partículas supone la captura directa de los contaminantes por la superficie mediante impacto, sedimentación o difusión. Se trata de un proceso complejo que está gobernado por la concentración y características fisicoquímicas de la sustancia, por los procesos de transporte turbulento y por las características de la superficie receptora de la contaminación. Generalmente el depósito seco se describe como un proceso que ocurre en tres etapas. En la primera, el compuesto es transportado a través de la atmósfera hasta la capa de aire justo en contacto con la superficie. Esta etapa está normalmente determinada por los procesos atmosféricos y el transporte turbulento. Posteriormente, se produce el transporte, gobernado por fenómenos de difusión, dentro de la capa de aire llamada *quasi-laminar* que está en contacto con la superficie para, finalmente, reaccionar con la superficie. La reacción con la superficie dependerá de la naturaleza de ésta, ya sea una masa de agua, el suelo, la superficie de la vegetación o los materiales de construcción.

Para describir el proceso del depósito seco en los estudios sobre contaminación atmosférica se suele utilizar la *analogía de las resistencias* (Fowler, 1978). Según este modelo, cada una de las tres etapas en que se subdivide el depósito seco está descrita por un término que describe la resistencia que opone cada uno de los medios implicados al transporte del contaminante hasta la superficie. Estos términos se conocen como resistencia aerodinámica, *quasi-laminar* y superficial. Esta última resulta la más complicada de determinar pues depende de la interacción fisicoquímica entre el contaminante y la superficie, en la que influye también la actividad biológica cuando el receptor es un ser vivo.

Mediante el cálculo de la capacidad de absorción y arrastre de la lluvia en el caso del depósito húmedo y de las resistencias en el caso del depósito seco, se puede determinar un flujo vertical descendente para una sustancia determinada que cuantifica el flujo de un contaminante hacia una superfi-

cie receptora. El estudio de los efectos de la contaminación atmosférica sobre los distintos receptores trata de relacionar estos flujos de depósito con la respuesta del receptor.

4. PRINCIPALES CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

Se detallan a continuación las características de algunos de los contaminantes atmosféricos más importantes debido a sus niveles de concentración en el aire o sus impactos sobre la salud humana, los ecosistemas o los materiales. En concreto se referirán aquí los compuestos nitrogenados, dióxido de azufre, monóxido de carbono, material particulado, metano, compuestos orgánicos volátiles, compuestos orgánicos persistentes (dioxinas y furanos, hidrocarburos aromáticos policíclicos), y ozono troposférico. Otras formas de contaminación atmosférica, como las emisiones atmosféricas de metales pesados, el ruido, la iluminación artificial o las radiaciones ionizantes no serán tratadas aquí.

4.1. Compuestos nitrogenados (NO_x , N_2O y NH_3)

Los compuestos nitrogenados pueden clasificarse en compuestos oxidados (óxidos de nitrógeno) o compuestos reducidos, de los cuales el más representativo es el amoníaco.

Los óxidos de nitrógeno son un conjunto de gases de los cuales los más representativos son el óxido nitroso (N_2O) y los NO_x . Estos últimos los conforman fundamentalmente el dióxido de nitrógeno (NO_2) y el monóxido de nitrógeno (NO).

El N_2O se emite como consecuencia de procesos naturales, como la actividad de los microorganismos del suelo. Estas emisiones pueden incrementarse como resultado de la utilización de fertilizantes nitrogenados en la agricultura. De hecho la agricultura es el sector que más contribuye a los niveles detectados de N_2O pues es responsable del 48% de las emisiones en Europa (EEA, 1997). En España, el N_2O sigue una evolución marcada por un descenso medio entre 1990 y 1995, seguido de un aumento hasta el año 2000 (Figura 2.2). Finalmente se registra un descenso, acentuado en el año 2008 como reflejo del descenso de las emisiones en el sector agrícola (MARM, 2011).

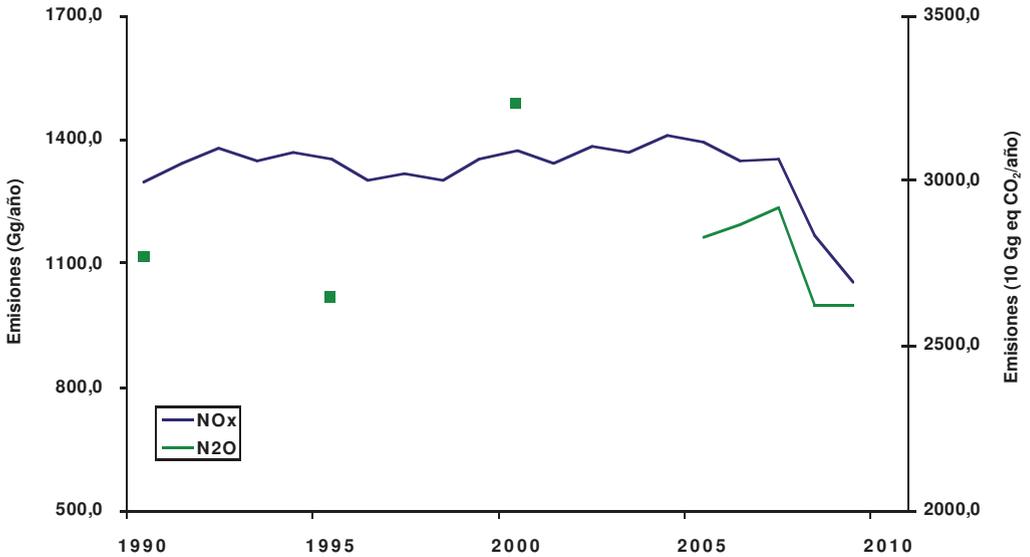


Figura 2.2. Evolución estimada de las emisiones de NO_x (Gg·año⁻¹) y N₂O (10 Gg equivalentes de CO₂ año⁻¹) para España desde 1990 a 2009. El factor utilizado para transformar las emisiones de N₂O en equivalentes de CO₂ corresponde a su potencial de calentamiento (310) respecto al CO₂ (MARM, 2011).

El NO₂ y el NO son considerados contaminantes primarios porque son emitidos directamente por la fuente, aunque una vez en el aire pueden dar lugar a toda una serie de reacciones que produzcan nuevos contaminantes como el ozono o el ácido nítrico. El NO₂ es un gas parduzco, de fuerte olor, corrosivo e irritante. Es más abundante que el NO porque este último, cuando es emitido a la atmósfera, reacciona rápidamente con el oxígeno del aire para generar dióxido de nitrógeno. En condiciones de una atmósfera limpia, su concentración se encuentra entre 0,4 y 9,4 μg·m⁻³ pero en el caso de una atmósfera contaminada esta concentración puede aumentar hasta los 20 a 90 μg·m⁻³ (OMS, 2001). El NO se encuentra en concentraciones mucho menores y es incoloro e inodoro.

Los NO_x se generan en una gran variedad de procesos naturales y antropogénicos. Entre las fuentes naturales se encuentran las emisiones volcánicas, las emisiones desde el suelo y el mar por la actividad de los microorganismos y las tormentas, pues las descargas eléctricas tienen la suficiente energía como para romper el triple enlace de la molécula de N₂ y conseguir

que el oxígeno y el nitrógeno del aire se combinen y formen NO_x . En cuanto a las fuentes antropogénicas, la más importante es el tráfico rodado, pues el nitrógeno del aire se oxida en las condiciones de alta temperatura que se dan en el proceso de combustión de los motores de los vehículos, junto con las emisiones procedentes de la utilización de combustibles fósiles en la generación de energía eléctrica y la industria. Según el European Nitrogen Assessment (ENA, 2011) el transporte es responsable de un 50% de las emisiones de NO_x seguido por el sector energético (25%) y la industria (21%) en Europa. En el caso español la contribución porcentual de cada sector es similar al europeo, con un 45,5% atribuido al transporte, un 18,6% al sector energético y un 19,5% a la industria manufacturera y la construcción (MARM, 2011). Estos porcentajes pueden cambiar dentro de las grandes ciudades, donde el tráfico es el principal emisor de NO_x , con contribuciones cercanas al 80%. Los niveles de emisión de NO_x en España muestran una evolución ligeramente creciente hasta el año 2007, seguido por una caída en los años 2008 y 2009 (Figura 2.2). Este descenso viene determinado por las reducciones en la actividad del sector energético, la industria manufacturera y de la construcción y del transporte por carretera. Las previsiones futuras son de descenso de las emisiones de hasta un 45% respecto a los niveles de 2008, en cumplimiento de las políticas de reducción de la contaminación atmosférica (EEA, 2010).

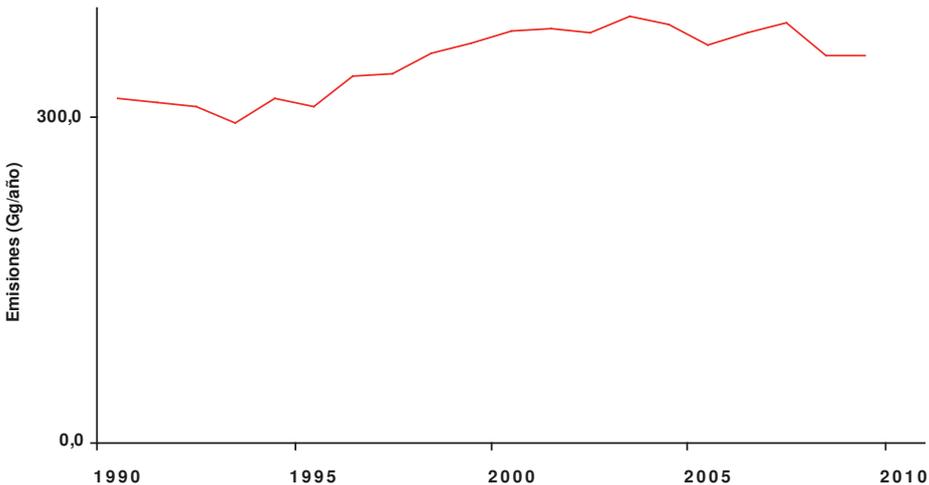


Figura 2.3. Evolución estimada de las emisiones de NH_3 ($\text{Gg}\cdot\text{año}^{-1}$) para España desde 1990 a 2009 (MARM, 2011).

Las fuentes antropogénicas de amoníaco (NH_3) son fundamentalmente las actividades agrícolas y ganaderas. En España, el sector agrario representa en los inventarios alrededor del 94% de las emisiones de NH_3 (MARM, 2011). Entre las restantes categorías destacan las emisiones producidas en los procesos industriales, y en menor medida el transporte y el tratamiento y eliminación de residuos. Al contrario de lo que ocurre con los NO_x , el NH_3 mantiene una tendencia ascendente en sus emisiones desde 1990 (Figura 2.3). En este caso, las tendencias futuras apuntan a un aumento de las emisiones en 2020, respecto a los valores de 2008 (EEA, 2010). Este escenario corresponde al esperable de acuerdo con las políticas actuales de reducción de la contaminación atmosférica, por lo que futuras decisiones de reducción podrían mejorar este panorama.

4.2. Dióxido de azufre (SO_2)

El dióxido de azufre (SO_2) es un gas de olor desagradable e irritante. Las fuentes naturales más importantes son las erupciones volcánicas y las emisiones procedentes de los océanos, pues las partículas que pasan del mar a la atmósfera contienen sulfatos (SO_4^{2-}). Las fuentes antrópicas que contribuyen mayoritariamente a las emisiones de este compuesto son la generación de energía eléctrica en centrales de combustión y las industrias manufactureras y de la construcción, que representan (en 2009) un 44% y un 38% de las mismas, respectivamente (MARM, 2011). El carbón y el fuel-oil son los combustibles que poseen una mayor relevancia, ya que su contenido en azufre es comparativamente mayor a los del resto (gas natural, gasolina, diesel, etc.). Durante el proceso de combustión, el azufre se oxida y forma SO_2 . También se emite durante el proceso de fundición de ciertos minerales de hierro.

En cualquier caso, la concentración de este contaminante ha disminuido gracias a las medidas para reducir su contaminación. En la Figura 2.4 se representa la evolución de las emisiones en España entre 1990 y 2009. En ese periodo las emisiones de SO_2 en España descendieron un 80%. Destaca el importante descenso en los años 2008 y 2009 como consecuencia de la disminución de actividad de las centrales térmicas convencionales de carbón y por la reducción del contenido de azufre de los combustibles del transporte (MARM, 2011). El conjunto de los países europeos muestra una tendencia similar durante el mismo periodo, y las previsiones futuras apuntan a descensos aún mayores (EEA, 2010).

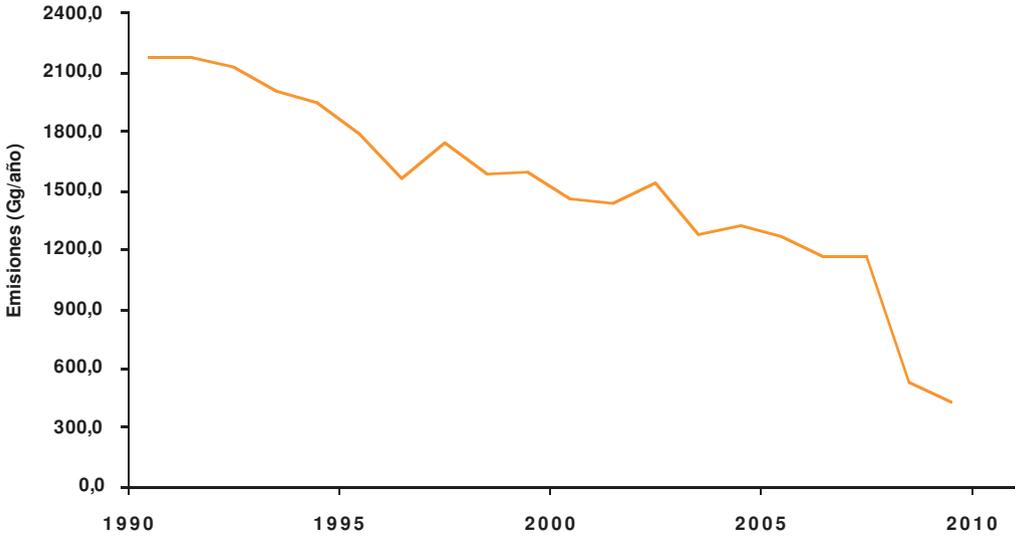


Figura 2.4. Evolución estimada de las emisiones de SO_2 ($\text{Gg}\cdot\text{año}^{-1}$) para España desde 1990 a 2009 (MARM, 2011).

4.3. Monóxido de carbono (CO)

Se trata de un contaminante incoloro e inodoro de carácter asfixiante, pues tiene una gran afinidad por la hemoglobina (Hb), el compuesto encargado de transportar el oxígeno en los glóbulos rojos de la sangre. Al asociarse el CO a la Hb disminuye la capacidad de ésta para transportar oxígeno, lo que puede conducir a la asfixia.

Su concentración varía alrededor de los $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de media en 8 horas con picos de hasta $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (OMS, 2001), aunque en situaciones de escasa ventilación cerca de las fuentes emisoras, como dentro de los vehículos o en estancias donde se encuentre un proceso de combustión, pueden registrarse picos mucho más elevados. Alrededor de un tercio de las concentraciones atmosféricas de fondo de este contaminante tienen un origen natural, producido por la oxidación del metano (CH_4). También se genera CO en los incendios forestales y en las descargas eléctricas de las tormentas. Las fuentes antrópicas corresponden a procesos de combustión incompleta del tráfico rodado, responsable del 34% de las emisiones, y del sector comercial y doméstico, con un 36% en Europa (EEA, 2010). Los inventarios

de emisiones en España, en cambio, reducen la relevancia del transporte a un 19%, mientras que a la industria (incluido el sector energético) y la agricultura se les asigna un 30% y un 20% del total respectivamente (MARM, 2011). La evolución de las emisiones se representa en la Figura 2.5. Esta evolución muestra una tendencia a la baja, con una reducción del 53% entre 1990 y 2009. Los descensos se han concentrado en los sectores de procesado de la energía, sector agrícola y en la gestión de residuos, mientras que se han incrementado las emisiones procedentes de procesos industriales (MARM, 2011).

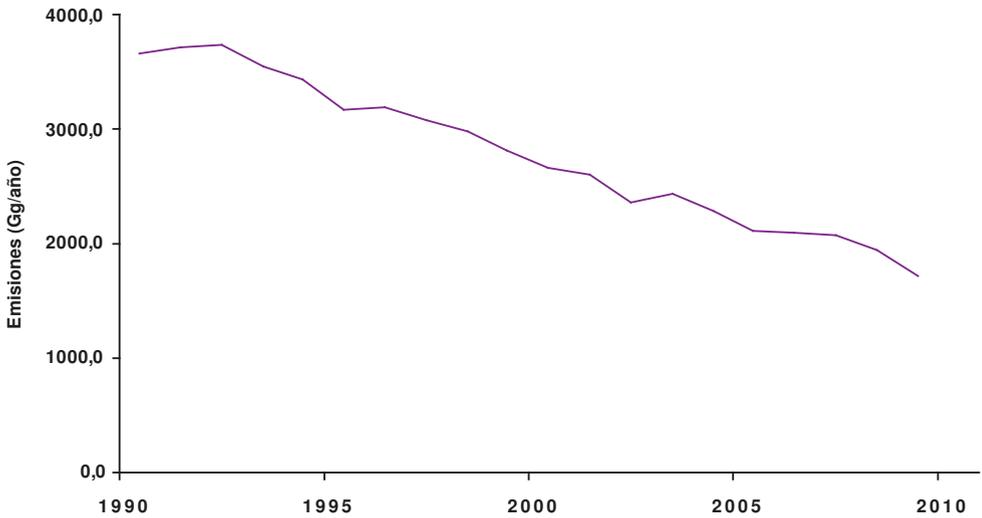


Figura 2.5. Evolución estimada de las emisiones de CO (Gg-año⁻¹) para España desde 1990 a 2009 (MARM, 2011).

4.4. Material particulado (PM)

Se conoce como material particulado (PM) a un conjunto de sustancias en estado sólido y líquido que se encuentran en suspensión en la atmósfera o, en el caso de las moléculas más grandes, que se depositan en la superficie muy lentamente. Pueden considerarse contaminantes tanto primarios como secundarios, porque pueden emitirse directamente o generarse material particulado nuevo a partir de reacciones químicas en la atmósfera. Dentro de las PM se pueden distinguir los aerosoles, el hollín, la arena y el polvo, etc. Son un conjunto de contaminantes de muy variadas

características físicas y químicas y que son emitidos por fuentes muy diversas. En general su clasificación atiende al diámetro que alcanzan las partículas:

Material particulado ultrafino y fino, son las partículas con un diámetro inferior a 1 nm o inferior a 2,5 μm respectivamente. A las partículas finas se las denomina $PM_{2,5}$. En general son las consideradas más nocivas para la salud humana porque pueden penetrar directamente hasta los alvéolos pulmonares y provocar efectos en el sistema respiratorio y circulatorio. Además, en su composición se encuentran elementos tóxicos, como metales pesados. El material particulado fino lo constituyen cenizas, partículas orgánicas y partículas generadas por condensación de otros contaminantes en la atmósfera. Al ser tan pequeñas, su tiempo de residencia en suspensión en la atmósfera es elevado y pueden ser transportadas a miles de kilómetros de su origen.

Material particulado grueso, o PM_{10} , se refiere al conjunto de partículas de tamaño inferior a las 10 μm . La mayoría de estas partículas tienen su origen en procesos de erosión de la superficie terrestre o forman parte de las emisiones marinas y debido a su mayor tamaño suelen alcanzar la superficie por sedimentación.

Las partículas tienen un papel muy importante en la atmósfera. Por un lado contribuyen a que se produzcan las reacciones entre gases en el aire, como algunas de las estudiadas en la Unidad Didáctica 1, pero también sirven de núcleos de condensación del vapor de agua para permitir la formación de las nubes e influyen en el balance radiativo de la Tierra. En zonas muy contaminadas, el material particulado es en gran medida el responsable de los descensos en la visibilidad.

Sus concentraciones en el norte de Europa suelen ser bajas con medias invernales alrededor de los 20 a 30 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Sin embargo, en el oeste, centro y este de Europa estos valores son mucho mayores, con medias cercanas a los 40-50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Los picos de PM_{10} en condiciones que favorezcan la acumulación de la contaminación en las zonas bajas de la atmósfera pueden generar medias diarias de hasta 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La evolución de sus concentraciones desde 1999 puede seguirse en la Figura 2.6. Se esperan descensos en las emisiones con motivo de las políticas de lucha contra la contaminación, pero la concentración para el periodo 1999-2002 ha permanecido relativamente constante tanto para PM_{10} como para $PM_{2,5}$.

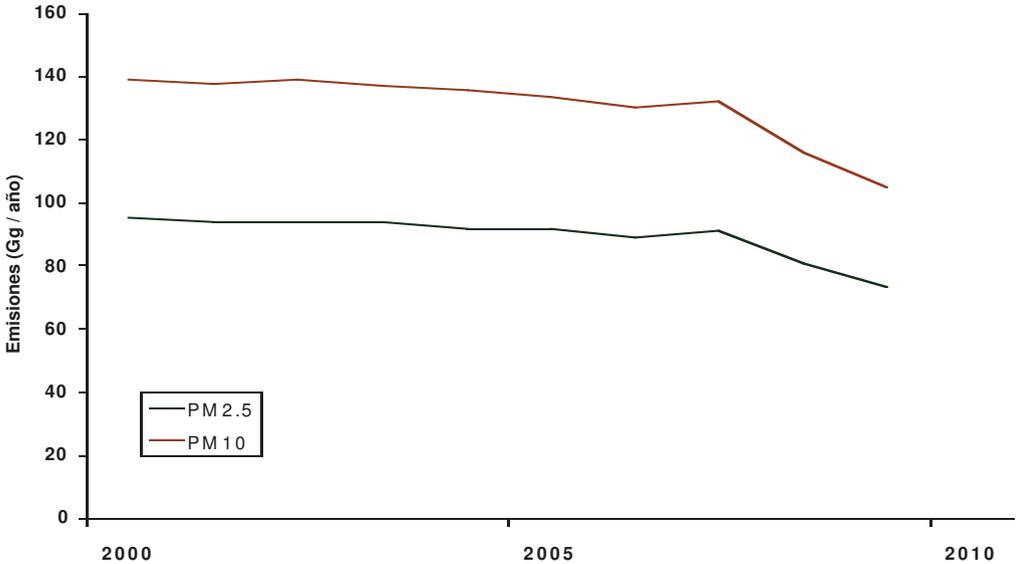


Figura 2.6. Evolución estimada de las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} ($Gg \cdot año^{-1}$) para España desde 2000 a 2009 (EMEP, 2011).

Las fuentes responsables de los niveles de inmisión arriba mencionados pueden de nuevo clasificarse en naturales y antrópicas. Las fuentes naturales engloban la producción tanto de PM primario como secundario. Las erupciones volcánicas, la actividad sísmica, la acción erosiva del viento y su transporte desde zonas áridas, así como la producción de polen, esporas y los microorganismos pueden considerarse fuentes primarias. Una de las causas principales de los niveles elevados de PM registrados en España es su transporte desde el desierto del Sahara, en un proceso conocido como intrusión sahariana. En cuanto a las fuentes antrópicas, el sector energético residencial y comercial es el más importante, con más del 40% de las emisiones en Europa de $PM_{2.5}$ primario, seguido del transporte, con un 15%, la industria, con un 13% derivado de las actividades industriales y otro 11% derivado del consumo de energía y finalmente la producción y distribución de energía con un 8% (EEA, 2010). En general, los PM son emitidos por una gran diversidad de fuentes como el desgaste del firme y de los neumáticos en el transporte rodado, actividades mineras, los incendios forestales, la explotación de canteras, la producción de cemento, las centrales térmicas y las combustiones industriales y residenciales (principalmente de carbón), las obras de edificación y las obras públicas, etc.

Aunque las fuentes se localizan en zonas urbanas e industrializadas, la realidad es que en muchas zonas no se encuentran diferencias entre las concentraciones registradas en ambientes urbanos o rurales, lo que da cuenta de la extensión del problema.

Las emisiones de PM_{10} y $PM_{2,5}$ en España se mantuvieron aproximadamente estables hasta 2007 y experimentaron un descenso acusado los años 2008 y 2009, de acuerdo con las tendencias observadas para otros compuestos. Las predicciones para Europa en el año 2020, considerando sólo las políticas actuales de reducción de la contaminación atmosférica, no muestran un descenso importante de estas emisiones (EEA, 2010). Por ello se baraja la aplicación de nuevas medidas, principalmente para las $PM_{2,5}$, debido a sus mayores efectos perjudiciales comparadas con las PM_{10} .

4.5. El metano (CH_4)

El metano está compuesto por un solo átomo de carbono y cuatro de hidrógeno (CH_4). Es un contaminante muy importante para química atmosférica a escala global y regional debido a las implicaciones que tiene como gas de efecto invernadero y también como precursor del ozono troposférico.

El metano tiene un origen biológico, sobre todo por la descomposición de materia orgánica en condiciones pobres en oxígeno por parte de algunas bacterias, aunque algunas actividades humanas contribuyen a estas emisiones naturales. Es el caso de los vertederos, donde la degradación de la materia orgánica acumulada supone una fuente importante de este gas. También los escapes de las minas (el gas grisú responsable de las explosiones está compuesto de metano) y de los gasoductos contribuyen a elevar los niveles de metano en la atmósfera, pero son la ganadería y la agricultura (sobre todo el cultivo de arroz) dos de las actividades humanas que más metano producen. Finalmente cabe mencionar como fuente los incendios forestales.

Durante el siglo pasado la concentración de metano en la atmósfera ha aumentado a un ritmo considerable, aunque en la actualidad este crecimiento puede considerarse nulo. Sin embargo no puede atribuirse esta ralentización directamente a la reducción de las emisiones de origen antrópico. Por ejemplo, la Figura 2.7 muestra la evolución más reciente de las emisiones de CH_4 en España. Algunos científicos apuntan a cambios en la

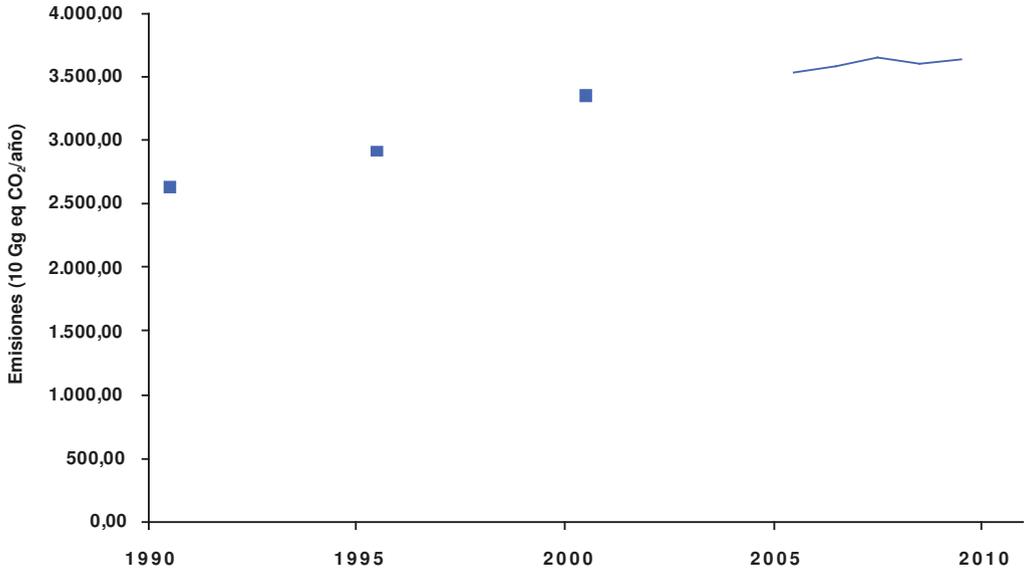


Figura 2.7. Evolución estimada de las emisiones de metano (CH₄) (10 Gg equivalentes de CO₂·año⁻¹) para España desde 1990 a 2009.

El factor utilizado para transformar las emisiones de CH₄ en equivalentes de CO₂ corresponde a su potencial de calentamiento (21) respecto al CO₂ (MARM, 2011).

química de la atmósfera que favorecen la eliminación rápida del metano del aire mientras que otros indican que el depósito ácido ha podido tener efectos sobre las bacterias que producen metano, provocando una disminución de su actividad.

4.6. Compuestos orgánicos volátiles (COV)

Son todos aquellos compuestos orgánicos que se encuentran en estado gaseoso a temperatura ambiente o son muy volátiles a dicha temperatura. Como ya hemos visto, los compuestos orgánicos están compuestos mayoritariamente por carbono, pero además presentan en su composición otros elementos, como oxígeno, flúor, cloro, bromo, azufre o nitrógeno. Hay más de 1.000 sustancias distintas dentro de este grupo, de las cuales las más abundantes en el aire son tolueno, n-butano, etano, benceno, etileno, isopreno, terpenos, etc. Estos compuestos están especialmente considerados

por la Organización Mundial de la Salud debido a las implicaciones que su presencia en el aire tiene para la salud humana. Los COV son además precursores del ozono troposférico, por lo que su emisión en zonas con elevada concentración de NO_x y en presencia de radiación solar, puede dar lugar a aumentos en la concentración de ozono.

Los COV pueden tener, al igual que muchos de los contaminantes que hemos visto en esta unidad, un origen tanto natural procedente sobre todo de las emisiones resultado de la actividad de los seres vivos, como antropogénico, procedente de todas aquellas actividades que supongan el manejo de combustibles derivados del petróleo, disolventes y pinturas, o de algunas actividades industriales. Las emisiones procedentes de la vegetación constituyen una fuente importante de emisión de este tipo de sustancias, caracterizadas por estar constituidas por cadenas cortas de carbono. Las emisiones de COV de la vegetación se conocen como *COV biogénicos*. En cuanto a los sectores más importantes que contribuyen a las emisiones antropogénicas de COV en Europa se encuentran la producción y utilización de disolventes (35%), el transporte por carretera (17%), el sector residencial y comercial (14%) y la producción de energía (9%) (EEA, 2010). De igual forma, las emisiones de COV en España están dominadas por el uso de disolventes, con un 57% del total (MARM, 2011).

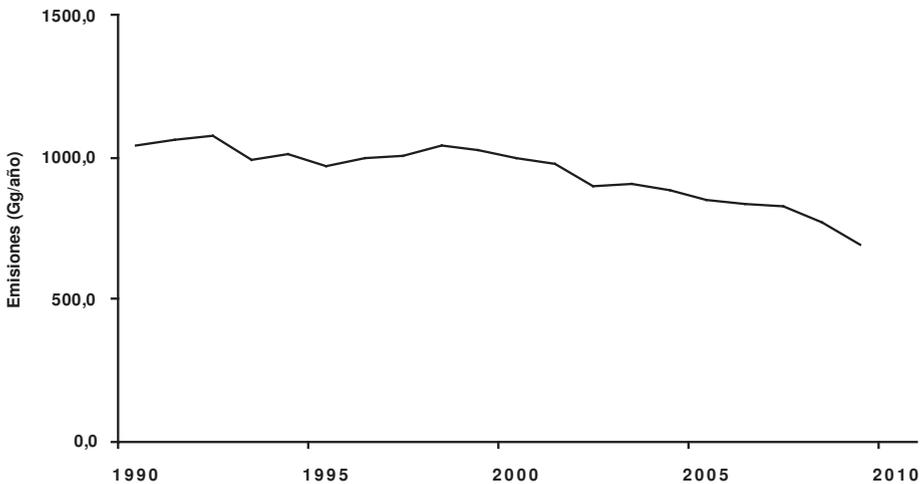


Figura 2.8. Evolución estimada de las emisiones de Compuestos Orgánicos Volátiles No Metánicos (COVNM) ($\text{Gg}\cdot\text{año}^{-1}$) para España desde 1990 a 2009 (MARM, 2011).

La evolución de las emisiones de los COV, se representa en la Figura 2.8. Las emisiones de COVNM muestran una relativa estabilidad hasta el 2000. A partir de ese momento se inicia una tendencia descendente, resultado del descenso de las emisiones debidas al transporte, contrarrestado por el aumento del uso de disolventes. Igual que en los casos anteriores, se aprecia una notable caída en los años 2008 y 2009. La previsión de las emisiones futuras (año 2020) en Europa, según el escenario actual de reducción de las emisiones, apunta a una continuación de la tendencia descendente (EEA, 2010).

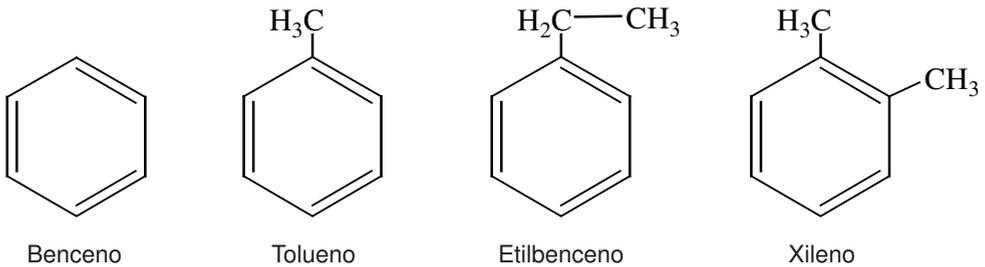


Figura 2.9. Fórmulas químicas de los BTEX, compuestos orgánicos volátiles que cuentan con un anillo de seis carbonos en su composición.

De todas las sustancias englobadas por los compuestos orgánicos volátiles nos vamos a centrar en cuatro de ellos, el benceno, el tolueno, el etilbenceno y el xileno, conocidos en su conjunto como BTEX. Los BTEX son un conjunto de sustancias aromáticas, sus fórmulas se presentan en la Figura 2.9.

4.6.1. El benceno

Es un compuesto orgánico volátil con una estructura química anular muy estable (C_6H_6), que constituye la base estructural de la familia de los hidrocarburos aromáticos. Es incoloro a temperatura ambiente y resulta fácilmente identificable a altas concentraciones por su olor aromático. Es un disolvente típico empleado en la industria química orgánica. En ambientes rurales, su concentración media no suele superar el valor de $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. En ambientes urbanos, sin embargo, su concentración media puede llegar a los $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, aunque las concentraciones tanto dentro como fuera de los edificios pueden ser más altas en zonas cercanas a las fuentes

emisoras, como las gasolineras (OMS, 2001). Las fuentes relacionadas con el transporte suponen un 70% de las emisiones de esta sustancia; por ejemplo, la gasolina puede contener hasta un 5% de benceno. También hay fuentes naturales, mucho menos importantes, como los incendios forestales (3-5% de las emisiones totales).

4.6.2. *El Tolueno*

Es un hidrocarburo aromático (C_7H_8) que, a temperatura ambiente, es un líquido volátil, incoloro y de olor dulce. Sus concentraciones en ambientes rurales son de $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, mientras que las concentraciones urbanas están en el rango de 5 a $150 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (OMS, 2001). Estos valores pueden ser incluso más elevados cerca de zonas industriales que emitan tolueno.

Es empleado comúnmente como disolvente en la producción de pinturas, diversos productos químicos y farmacéuticos y goma. Se encuentra en la gasolina, pinturas acrílicas, barnices, lacas, adhesivos, pegamentos, etc. El tolueno está presente así mismo en las emisiones procedentes de los vehículos. Entre las fuentes naturales están los volcanes, los incendios forestales y los yacimientos de combustibles fósiles.

4.6.3. *El etilbenceno*

Se trata de un líquido inflamable, volátil, con un olor similar al de la gasolina. Su fórmula es C_8H_{10} . Está presente en el crudo y el alquitrán; de hecho estas dos fuentes son las que más contribuyen a sus emisiones naturales. Diversas actividades humanas producen emisiones de etilbenceno; se emplea en tintas, insecticidas, pinturas y como disolvente en combustibles. Está presente en la gasolina. No obstante, la inmensa mayoría del etilbenceno se emplea para la producción de estireno.

Su inhalación en ambientes con una concentración superior a $2.000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de este compuesto provoca irritación de ojos y garganta, mareo y fatiga.

4.6.4. *El xileno*

Se trata de un líquido incoloro, volátil, de olor dulce y de fórmula $C_6H_4(CH_3)_2$. Sus fuentes naturales son las emisiones de los yacimientos de

combustibles fósiles y los incendios forestales. Entre las fuentes antropogénicas están su uso como disolvente en la fabricación de cuero y goma, en productos de limpieza y como espesante de pinturas y barnices. En pequeñas proporciones se encuentra en el combustible de los aviones y en la gasolina.

4.7. Compuestos orgánicos persistentes (COP)

Los compuestos orgánicos persistentes son aquellas sustancias orgánicas de origen antropogénico que reúnen las siguientes características: toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación. Son tóxicas para los seres vivos, capaces de provocar efectos adversos sobre la salud humana y el medio ambiente. Además son persistentes, es decir, muestran gran resistencia a la degradación y por ello tienden a acumularse en el medio ambiente en todo el globo, incluyendo zonas remotas como los polos norte y sur. La resistencia a la metabolización junto con su afinidad a los lípidos hace que los COP tengan también capacidad de bioacumularse en las redes tróficas.

Dentro de los COP encontramos diversas familias de compuestos, entre ellas las dioxinas y furanos y los hidrocarburos aromáticos policíclicos.

4.7.1. Dioxinas y furanos

Estos son contaminantes orgánicos que cuentan con un anillo de benceno y átomos de cloro en su composición. Son compuestos muy estables químicamente, poco biodegradables y con facilidad para disolverse en las grasas, por lo que pueden acumularse en los tejidos vivos y transferirse a lo largo de las cadenas tróficas (cuando los depredadores se comen a sus presas ingieren la dosis que hubiera absorbido el otro animal a lo largo de su vida y lo acumula en sus propios tejidos). Se producen fundamentalmente por actividades humanas, sus fuentes más notables son el proceso de fabricación de algunos fitosanitarios, conservantes, desinfectantes, etc. y la combustión a baja temperatura de algunos productos químicos, la gasolina con plomo, el plástico, el papel o la madera. La incineración de residuos urbanos es otra de sus fuentes emisoras que ha atraído la atención de la sociedad en los últimos años debido a su potencial de emisión de dioxinas y furanos.

4.7.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)

Son un tipo de compuestos orgánicos volátiles, con una estructura química similar a los BTEX pero con dos o más anillos hexagonales de carbono en su composición. Se consideran COP debido a su toxicidad, sus bajas tasas de degradación y su potencial de bioacumulación en los seres vivos. Son una compleja mezcla de sustancias que se generan en los procesos de combustión incompleta de combustibles fósiles y no fósiles, como el petróleo y sus derivados, el gas o la madera, fundamentalmente en la generación de energía, la producción de aluminio y coque o el tráfico.

Aún no se conocen las propiedades de la mayoría de los HAP, aunque suelen clasificarse en función del número de anillos de benceno en su composición como ligeros (2-4 anillos) o pesados (5 o más anillos). Dentro de los HAP encontramos sustancias como el fluoreno (2 anillos), pireno y fenantreno (3 anillos), benzo[a]antraceno y benzo[a]pireno (más de 4 anillos), etc. El más estudiado de ellos en cuanto a sus efectos toxicológicos es el benzo[a]pireno (BaP) ($C_{20}H_{12}$) (Figura 2.10).

Los HAP pueden ser transportados por la atmósfera desde los focos de emisión, fundamentalmente adsorbidos en las partículas del aire, cuando se trata de HAP pesados, o en fase gaseosa en el caso de los HAP ligeros y más volátiles. Mediante el depósito atmosférico (seco y húmedo), los HAP llegan hasta los seres vivos. La principal fuente de exposición a este tipo de sustancias se produce con la ingestión de comida, ya que estos compuestos pueden, o bien depositarse sobre la comida, o bien generarse durante la cocción, aunque también provocan efectos por inhalación. Entre sus efectos tóxicos para la salud humana se encuentran propiedades carcinogénicas, mutagénicas e inmunotóxicas.

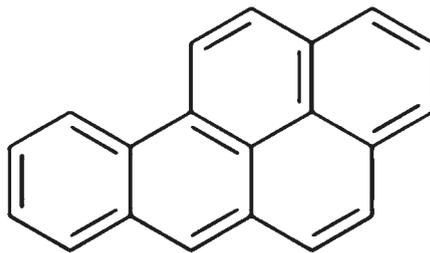


Figura 2.10. Fórmula química del benzopireno.

4.8. El ozono troposférico (O₃)

El ozono (O₃) es un contaminante secundario, es decir, que se genera mediante reacciones químicas a partir de otros contaminantes en el aire llamados precursores. Esta característica hace que su control sea más difícil que en el caso de los contaminantes que se emiten directamente y que pueden ser atajados en la fuente. Una vez formado, el O₃ puede ser transportado y provocar impactos negativos sobre los ecosistemas y los seres humanos muy lejos del lugar donde fueron liberados sus precursores.

Los niveles de ozono en la troposfera se han incrementado de forma importante en muchas partes del mundo durante el último siglo; sus concentraciones han multiplicado por dos desde que se realizaron las primeras mediciones a finales del siglo XIX y principios del siglo pasado y se espera que su concentración continúe aumentando durante las próximas décadas en función de los escenarios de emisión previstos por el Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC). En la Europa continental se han señalado tasas de aumento superiores a los del resto del planeta durante los últimos 20-25 años asociados al aumento de las emisiones de NO_x, COV, CH₄ y CO, como consecuencia de la utilización de combustibles fósiles en la era industrial. En la Figura 2.11 se puede apreciar cómo la concentración de O₃ en estaciones remotas de elevada altitud y, por tanto, menos influenciadas por las emisiones locales, se ha multiplicado por 5, desde un nivel previo de 10 ppb, en algo más de un siglo. Esta tendencia ascendente se ha documentado también en numerosas zonas rurales de Europa y América del Norte. En general, durante los últimos 10 o 15 años en Europa, se puede hablar de un descenso en los picos máximos de concentración de O₃ troposférico, como resultado de las políticas de control de las emisiones de NO_x y COV, acompañado de un aumento de los niveles de fondo.

La evolución futura de las concentraciones de O₃ debe considerarse en el marco del cambio climático, pues la producción fotoquímica de este contaminante está controlada por factores sensibles a las perturbaciones introducidas por el calentamiento global. Según la Royal Society (2008), se espera que el aumento de la temperatura mejore la eficiencia de algunas reacciones del ciclo de formación del ozono y que aumente las emisiones biogénicas de COV así como las de NO_x y CH₄ desde los humedales. Por otro lado, un descenso de las precipitaciones y las condiciones anticiclónicas

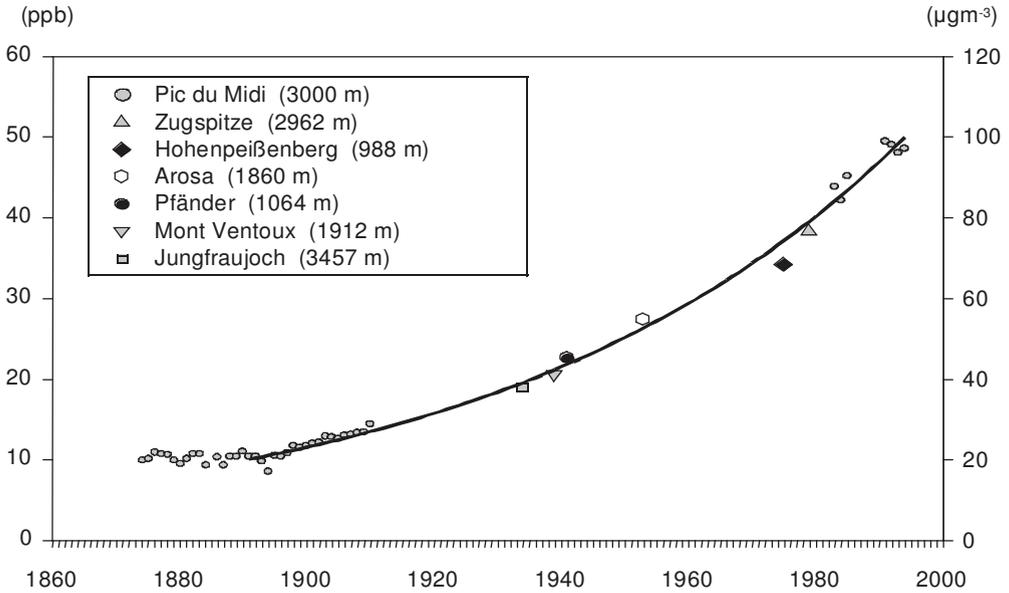


Figura 2.11. Evolución de los niveles de ozono en estaciones rurales de elevada altitud (Marenco *et al.*, 1994).

en determinadas zonas podría provocar aumentos directos de la concentración vía aumentos de la producción fotoquímica y aumentos indirectos mediante descensos en la tasa de depósito seco sobre la vegetación. Un aumento en la prevalencia de los incendios forestales debido a la mayor aridez también podría conllevar un incremento en la concentración de O_3 . Dentener *et al.* (2006), por ejemplo, comparó en un estudio las predicciones de 26 modelos globales de química y transporte atmosféricos para estimar las concentraciones de O_3 considerando diversos escenarios de emisión de precursores y escenarios de cambio climático. Las simulaciones indican que las concentraciones globales tienden a aumentar entre $1,5 \pm 1,2$ ppb y $4,3 \pm 2,2$ ppb según se considere un escenario en el que se cumplen todas las regulaciones legislativas en materia de lucha contra la contaminación del aire o un escenario, más pesimista, en el que se produce un aumento de las emisiones globales de precursores respectivamente. Según este estudio, los factores más importantes para explicar el aumento generalizado de la concentración de O_3 son las emisiones antropogénicas de precursores, favorecidos en aquellos lugares en los que se producen mayores emisiones, por las futuras condiciones atmosféricas propiciadas por el cambio climático.

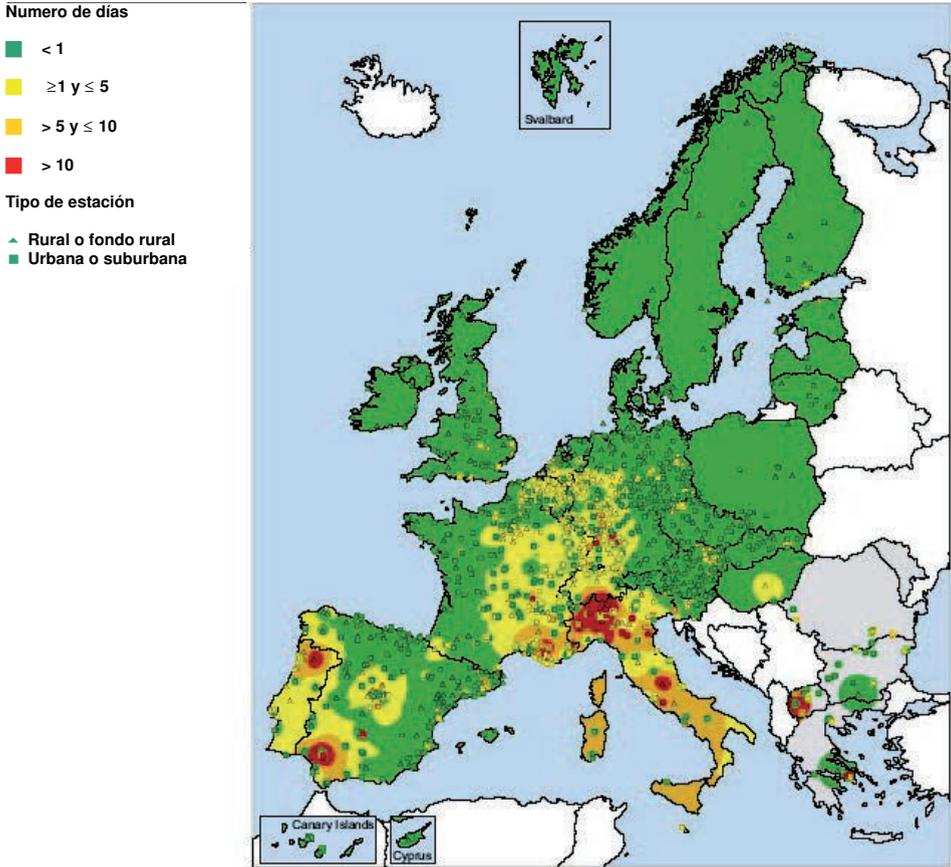


Figura 2.12. Mapa del número de días de superación del umbral de $180 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de información a la población, entre abril y septiembre del 2004 (EEA, 2005).

El problema del ozono troposférico, originalmente percibido como un contaminante confinado a los centros urbanos, proximidades de plantas eléctricas y áreas próximas a fuentes de precursores, ha aumentado de escala en los últimos 25 años gracias al transporte transfronterizo del propio ozono y de los contaminantes que contribuyen a su formación (precursores). Un hecho influyente en las concentraciones de ozono troposférico en el hemisferio norte es la masa de aire enriquecida en O_3 proveniente del este de América del Norte que cruza el Atlántico hacia Europa. Este proceso ilustra cómo la formación y transporte de ozono constituye un fenómeno con implicaciones a nivel intercontinental. De hecho, en la actualidad,

el ozono está reconocido como el contaminante atmosférico rural más importante (Ashmore, 2005) debido a sus efectos perjudiciales sobre la vegetación aún cuando, como se acaba de comentar, los precursores se emiten de forma mayoritaria en los centros urbanos e industriales.

En el caso de Europa, existen en la actualidad muchos lugares donde las concentraciones medias horarias diurnas registradas en verano rara vez caen por debajo de los valores establecidos en las leyes para la protección de la salud humana y de la vegetación. Durante el verano del 2004 se superó en más de 2.500 ocasiones el umbral de información a la población en Europa ($180 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) bajo el cual la población más sensible puede empezar a notar sus efectos (EEA, 2005). En comparación, en el verano de 2003 se produjeron más de 11.000 superaciones de este umbral (EEA, 2003), debido a las altas temperaturas y la sequía registradas en todo el continente y que favorecieron la formación fotoquímica del O_3 . Como se puede ver en la Figura 2.12, la distribución geográfica de estas superaciones se centra fundamentalmente en el sur (Portugal, España, Italia y Grecia) y centro del continente (Francia, Suiza y Alemania), lugares donde se dieron las mejores condiciones y la insolación necesarias para la generación del ozono.

5. EXPRESIÓN DE LAS MEDIDAS EN CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Debido a las características y comportamiento de los gases, la determinación de una masa gaseosa se realiza con mayor exactitud y facilidad midiendo el volumen que ocupa, por lo que es frecuente expresar la concentración de un contaminante no sólo en unidades masa por volumen de muestra, sino también expresarla en unidades volumen por volumen de muestra.

Los volúmenes de los gases dependen directamente de la presión y de la temperatura, por lo que es necesario conocer las relaciones entre estas variables al expresar sus concentraciones.

Fácilmente se encontrarán las concentraciones de contaminantes gaseosos expresadas como ppm en volumen (ppmv) o ppb (ppbv). En este caso particular, estas unidades deben considerarse como unidades volumen/volumen, donde ppm corresponde a cm^3/m^3 , y ppb a mm^3/m^3 .

Para transformar unas unidades volumen/volumen en otras masa/volumen, o viceversa, se deberá utilizar la ecuación de estado de los gases perfectos, siendo necesario conocer temperatura, presión y peso molecular del gas contaminante.

En la actualidad y de acuerdo con la legislación europea, las concentraciones de los contaminantes se expresan a la temperatura de 293 K y a una presión de 101,3 kPa, es decir a 20 °C de temperatura y 1 atm de presión. También es frecuente medir las concentraciones en *condiciones normales*, precediendo las unidades con la letra N (mg/Nm³), en estos casos las condiciones de temperatura y presión consideradas son de 273 K y la presión de 1 atm.

A continuación ilustramos estos cálculos con un ejemplo:

Expresar una concentración de ozono de 20 µg·m⁻³ en ppbv (mm³/m³), a 1 atm de presión y 20 °C de temperatura. El peso molecular del ozono es 48 g·mol⁻¹.

(Dato: R=8,314 Pa·m³·K⁻¹·mol⁻¹=0,08206 atm·L·K⁻¹·mol⁻¹=1,987 cal·K⁻¹·mol⁻¹)

Utilizando la ecuación de estado de los gases ideales, y siendo especialmente cuidadoso en las correspondientes transformaciones de unidades,

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T = \frac{a}{M} R \cdot T$$

$$V = \frac{nRT}{P}$$

$$V_{O_3} = 20 \text{ g} \times \frac{1 \text{ g}}{10^6 \text{ g}} \times \frac{1 \text{ mol}}{48 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} \times \frac{0,082 \text{ atm L K}^{-1} \text{ mol}^{-1} \times (273 + 20) \text{ K}}{1 \text{ atm}} \\ \times \frac{10^6 \text{ mm}^3}{1 \text{ L}}$$

La concentración de ozono será

$$[O_3] = 10,0 \text{ mm}^3/\text{m}^3, \text{ es decir } 10,0 \text{ ppbv}$$

6. BIBLIOGRAFÍA

- ASHMORE, M.R. (2005). Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment*, 28, 949-964.
- BRIMBLECOMBE, P. (1998). History of Urban Air Pollution. En: FENGER, J., HERTEL, O., PALMGREN, F. (Eds.). *Urban Air Pollution. European Aspects*. (pp. 7-20). Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.
- BERMEJO, R. (2006). *Calidad del aire en Navarra. Evaluación de un sistema de bio-monitorización*. Tesis doctoral, Universidad de Navarra.
- DENTENER, F., STEVENSON, D., ELLINGSEN, K. *et al.* (2006). The global atmospheric environment for the next generation. *Environmental Science & Technology*, 40, 3586-3594.
- EEA. (1997). Contaminación atmosférica en Europa 1997. Resumen de conclusiones. Copenhague. Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA).
- EEA. (2003). Air Pollution by ozone in Europe 2003. Topic report No 3/2003. Copenhague. Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA).
- EEA. (2005). Air Pollution by ozone in Europe in summer 2004. Overview of exceedances of EC ozone threshold values during April-September 2004. Topic report No 3/2005. Copenhague. Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA).
- EEA. (2010). The European Environment State and Outlook 2010. Air Pollution. Copenhague. Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA).
- EMEP. (2004). Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe. European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) Status Report 2004. Norwegian Meteorological Institute.
- EMEP. (2011). Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). MSC-W Data Note 1/2011. Norwegian Meteorological Institute.
- ENA. (2011). «European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives». 2011. Eds. SUTTON, M., HOWARD C.M., ERISMAN, J.W., *et al.* ESF - Nitrogen in Europe. Cambridge University Press.
- FOWLER, D. (1978). Dry deposition of SO₂ on agricultural crops. *Atmospheric Environment*, 12, 369-373.
- LÓPEZ-PIÑERO, J.M. (2006). Juan Bautista Juanini: análisis químico de la contaminación del aire en Madrid (1679). *Revista Española de Salud Pública*, 80, 201-204.
- MARENCO, A., GOUGET, H., NEDELEC, P., PAGES, P., KARCHER, F. (1994). Evidence from a long term increase in tropospheric ozone from Pic du Midi data series: consequences: positive radiative forcing. *Journal of Geophysical Res. Atmospheric*, 99. 16617-16632.

- MARM. (2011). Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera 1990-2009. Documento resumen. Secretaría de Estado de Cambio Climático. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Unidad de Información Ambiental Estratégica. Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM).
- MARTÍN, F., *et al.* (2004). Curso de Modelización de la Contaminación Atmosférica. Madrid. CIEMAT.
- MARTÍN, A., SANTAMARÍA, J.M. (2000). Diccionario terminológico de contaminación ambiental. Pamplona. Eunsa.
- MARTÍNEZ-ATAZ, E., DÍAZ DE MERA, Y. (2004). Contaminación atmosférica. Universidad de Castilla la Mancha.
- OMS. (2001). Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Copenhague. Organización Mundial de la Salud (OMS).
- REGISTRO ESTATAL DE EMISIONES Y FUENTES CONTAMINANTES. PRTR-España. www.prtr-es.es/. Último acceso febrero 2012.
- ROYAL SOCIETY. (2008). «Ground level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications». Science Policy Report 15/08. Londres, Reino Unido. The Royal Society.

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones y ejercicios propuestos antes de comprobar las soluciones.

1. Defina qué es un contaminante secundario y cite alguno de ellos.
2. ¿Bajo qué condiciones se han producido en zonas urbanas los episodios históricos de contaminación atmosférica?
3. ¿Qué tamaño de partícula se considera más nociva para la salud humana?
4. ¿Cuál es la principal fuente emisora de dióxido de azufre?
5. ¿Cuáles son las fuentes naturales de las emisiones de NO_x ?
6. ¿Qué son los Compuestos orgánicos persistentes, COP? Cite algunos de ellos.
7. El metano es un contaminante poco reactivo, ¿a qué escala influye en la química atmosférica?
8. Una central térmica emite una concentración diaria promedio de SO_2 de $350 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a 20°C y 1 bar ¿cuál será la concentración de SO_2 en ppbv?
 Datos:
 $R = 8,314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1} = 0,08206 \text{ atm}\cdot\text{L}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1} = 1,987 \text{ cal}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$
 Peso molecular $\text{SO}_2 = 64,07 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$
9. La concentración de monóxido de carbono en el humo de un cigarrillo puede alcanzar los 400 ppm en volumen. Determine el porcentaje de monóxido de carbono en volumen.
10. El monitor de una red de control de la contaminación atmosférica da una concentración promedio diaria de 0,0468 ppm de SO_2 a 20°C y 1 atm de presión que corresponde al valor límite diario para la protección de la salud humana fijado por el RD 1073/2002 ¿cuál es el valor de esta concentración expresada en $\mu\text{g}/\text{m}^3$?
 Datos:
 $R=8,314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}=0,08206 \text{ atm}\cdot\text{L}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}=1,987 \text{ cal}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$
 Peso molecular $\text{SO}_2 = 64,07 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. Los contaminantes secundarios son los que se producen por transformación de los contaminantes emitidos directamente desde la fuente emisora. El ozono es un contaminante secundario. Algunas partículas pueden tener origen secundario al formarse mediante reacciones químicas en la atmósfera.
2. Los episodios históricos de contaminación atmosférica en zonas urbanas se han producido bajo condiciones de estabilidad atmosférica que impiden la dispersión de la contaminación.
3. Las partículas que tienen un tamaño menor de 2,5 μm de diámetro son las que originan efectos más graves sobre la salud humana al poder llegar a depositarse en los alveolos pulmonares.
4. Las principales emisiones de dióxido de azufre se realizan por las centrales térmicas de carbón y fuel-oil.
5. Las principales fuentes naturales de los NO_x son las emisiones volcánicas, las emisiones desde el suelo y el mar por la actividad de los microorganismos y las descargas eléctricas en las tormentas.
6. Los compuestos orgánicos persistentes son sustancias orgánicas de origen antropogénico que reúnen las siguientes características: toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación.
7. Dentro de los COP encontramos diversas familias de compuestos, entre ellas las dioxinas y furanos y los hidrocarburos aromáticos policíclicos.
8. El metano influye en la química atmosférica a escala global, es uno de los gases de efecto invernadero y precursor del ozono troposférico.
9. Utilizando la ecuación de los gases perfectos y realizando las correspondientes transformaciones de unidades:

$$V = \frac{350 \cdot 10^{-6} \text{ g}}{64,07 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} \times \frac{0,082 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times (273 + 20) \text{ K}}{1 \text{ bar}} \times \frac{1,013 \text{ bar}}{1 \text{ atm}} \times \frac{10^6 \text{ mm}^3}{1 \text{ L}}$$

$$[\text{SO}_2] = 132,9 \text{ mm}^3/\text{m}^3, \text{ es decir } 132,9 \text{ ppb}$$

10. La concentración de componentes gaseosos se expresa con frecuencia en ppm en volumen (ppmv), es decir, los cm^3 del componente por m^3 de aire, por lo que:

$$\% = \frac{400 \text{ cm}^3 \text{ CO}}{1 \text{ m}^3 \text{ aire}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{10^6 \text{ cm}^3} \times 100 = 0,040\%$$

11. Utilizando la ecuación de los gases perfectos y realizando las correspondientes transformaciones de unidades:

$$P \cdot V = nRT = \frac{g}{pm} RT$$

$$0,0468 \text{ ppm} = 0,0468 \text{ cm}^3 \text{ SO}_2/\text{m}^3 \text{ aire}$$

$$g = \frac{P \cdot V \cdot pm}{RT} = \frac{1 \text{ atm} \times 0,0468 \times 10^{-3} \text{ L} \times 64,07 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}}{0,08206 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 293 \text{ K}} = 1,2471 \times 10^{-4} \text{ g SO}_2/\text{m}^3$$

$$[\text{SO}_2] = 124,71 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$$

DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN LA ATMÓSFERA

3



Contenido

1. Factores que influyen en la dispersión de los contaminantes
2. Modelos de dispersión y transporte
3. Modelo gaussiano

Objetivos

- Conocer la variabilidad espacial y temporal de los contaminantes en la atmósfera.
- Conocer la estratificación térmica de la atmósfera y la relación de la estabilidad atmosférica con el gradiente de temperatura.
- Conocer los factores que afectan la dispersión de los contaminantes.
- Conocer la influencia de las características geográficas y topográficas en la dispersión de los contaminantes.
- Conocer los diferentes modelos de dispersión y transporte.
- Discernir entre los diferentes modelos según la escala espacial a que se aplica.
- Aprender y aplicar el modelo gaussiano a situaciones concretas.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

La atmósfera que rodea nuestro planeta es un sistema dinámico en constante transformación. Así, la composición de la atmósfera ha ido evolucionando a través de los siglos; por ejemplo, el nivel de oxígeno actual se alcanzó aproximadamente hace 400 millones de años y se ha mantenido mediante el equilibrio entre la producción fotosintética del oxígeno y su consumo en procesos de respiración, combustión y descomposición de la materia orgánica. Sin embargo, las emisiones antropogénicas están alterando la dinámica natural de la atmósfera y aunque es la troposfera, donde se dispersan y emiten la mayoría de los contaminantes, la capa más afectada, también otras capas superiores están siendo alteradas. La acumulación de estas emisiones y la respuesta retardada a estos cambios de los sistemas climáticos y oceánicos están provocando importantes repercusiones a nivel local, regional y global, afectando al clima, la salud y los ecosistemas. Entre los principales problemas asociados a la contaminación atmosférica destacan los relacionados con el cambio climático, la acidificación y eutrofización del medio físico, el aumento del ozono troposférico y la destrucción de la capa de ozono estratosférica.

Los contaminantes introducidos directa o indirectamente por el hombre en el aire ambiente sufren procesos de autodepuración debido a fenómenos de transporte, mezcla, transformación química o física y depósito; variando las características y concentración del efluente gaseoso con el tiempo y el espacio. Hasta mitad de los años 60, la contaminación atmosférica era considerada un fenómeno local, debido a que la dilución de los contaminantes en la atmósfera está limitada y en la mayoría de los casos, éstos quedan confinados en las proximidades de la superficie terrestre (capa de mezcla), siendo influenciados por las condiciones meteorológicas, geográficas o topográficas, sin posibilidad de diluirse en toda la troposfera y permaneciendo en la atmósfera un tiempo variable.

Como se puede observar en la Tabla 3.1 sólo cuando los tiempos de permanencia en la atmósfera de los constituyentes y contaminantes atmosféricos son superiores a 30 días, la mezcla vertical puede extenderse a toda la troposfera y para tiempos superiores a 6 meses afectar incluso a los intercambios hemisféricos, por lo que la contaminación atmosférica no puede considerarse sólo un problema local.

Tabla 3.1. Tiempos medios de permanencia de los principales constituyentes y contaminantes atmosféricos (Stanners y Bordeau, 1999)

Gases	Tiempo medio de permanencia*
Nitrógeno (N ₂)	10 ⁶ años
Oxígeno (O ₂)	10 ³ años
Vapor de agua (H ₂ O)	810 días
Dióxido de carbono (CO ₂)	50.200 años
Metano (CH ₄)	710 años
Óxido nitroso (N ₂ O)	130 años
Monóxido de carbono (CO)	0,4 años
Ozono (O ₃)	
troposférico	semanas o meses
estratosférico	meses
Amoníaco (NH ₃)	3 días
Dióxido de azufre (SO ₂)	3 días
Óxidos de nitrógeno (NO _x)	3 días
CFC (Freones)	50.150 años

* Para los contaminantes con tiempos de permanencia cortos, el intervalo indicado va desde áreas limpias a las ciudades contaminadas. (Estos valores son estimados y pueden variar según las fuentes).

La variabilidad temporal de los contaminantes puede asociarse a escalas espaciales (Seinfeld y Pandis, 2006), escalas de los procesos atmosféricos: escala global, macroescala o escala sinóptica, mesoescala o escala regional y microescala o escala local (Figura 3.1):

- Escala global. Los fenómenos ocurren a más de 5.000 km.
- Macroescala o escala sinóptica. Su escala espacial es de centenares a miles de kilómetros, mientras que la escala temporal puede ser de años. Se engloban fenómenos como los sistemas de alta y baja presión o la circulación general atmosférica (depresiones y anticiclones).
- Mesoescala o escala regional. Su escala espacial es de decenas a centenares de kilómetros, mientras que la escala temporal es de horas o días. Ejemplos característicos de esta escala son las brisas marinas, los vientos de valle, vientos regionales o tormentas.

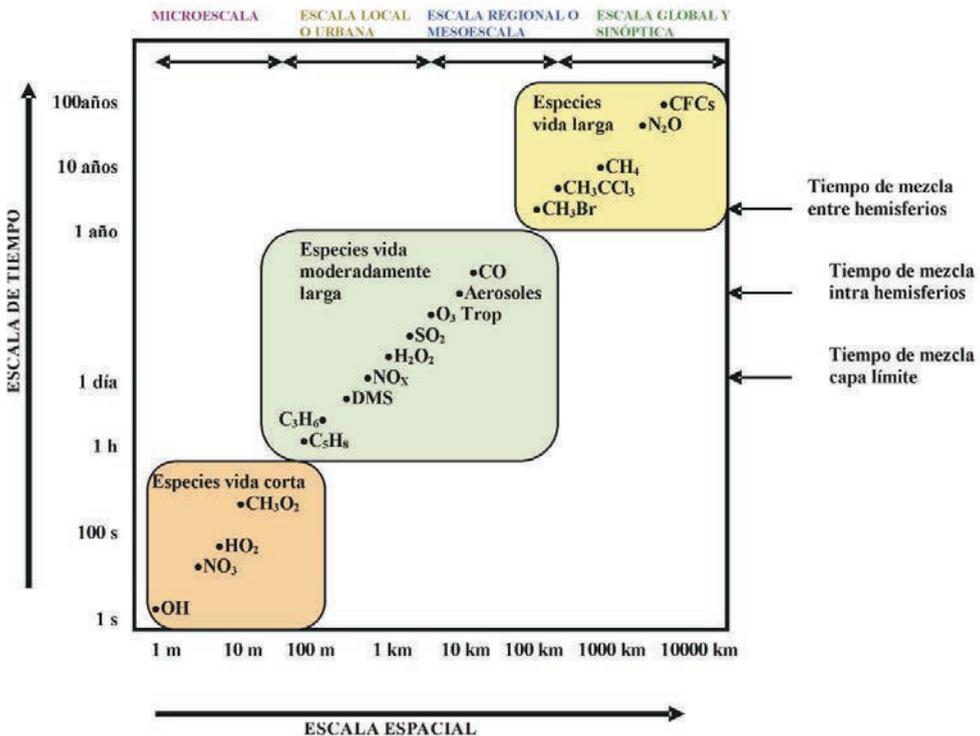


Figura 3.1. Variabilidad espacial y temporal de los contaminantes atmosféricos (Seinfeld y Pandis, 2006).

- Microescala o escala local. Su escala espacial es inferior a unos pocos kilómetros y la temporal puede ser menor a una hora. Ejemplos de esta escala son las islas de calor o los remolinos creados por los edificios altos.

Así, las emisiones locales y nacionales pueden tener repercusión a escala regional (transfronteriza) y mundial, por lo que la evaluación de la contaminación atmosférica debe extenderse también a estos niveles.

En la Tabla 3.2 se resumen los principales problemas atmosféricos en relación con las escalas espaciales de dispersión: global, regional a continental, local a regional y local.

Tabla 3.2. Problemas de contaminación atmosférica y escalas espaciales de dispersión (Kielland, 1997)

Problema ambiental	Escala de los procesos atmosféricos			
	Global	Regional a continental	Local a regional	Local
Cambio climático	Yellow			
Dstrucción de la capa de ozono	Yellow	Green		
Ozono troposférico		Green		
Cambio troposférico		Green		
Acidificación		Green		
Eutrofización		Green		
Smog (verano-invierno)		Green	Orange	
Escapes tóxicos		Green	Orange	Light Blue
Ambiente urbano			Orange	
Contaminantes industriales			Orange	Light Blue
Emergencias nucleares		Green	Orange	Light Blue
Emergencias químicas		Green	Orange	Light Blue

Como se puede observar muchos fenómenos se solapan manifestándose en distintas escalas espaciales, lo que da idea de la complejidad de la realidad. Se debe considerar la atmósfera como un complejo sistema reactivo con numerosos procesos físico-químicos que transcurren simultáneamente.

La evaluación de la contaminación atmosférica o mejor dicho, la evaluación de la calidad del aire no sólo puede realizarse mediante sistemas de medición físico-químicos, además pueden utilizarse otras técnicas para medir, calcular, predecir o estimar el nivel de los contaminantes y su evolución. La aplicación de modelos de dispersión permite integrar la complejidad de los procesos implicados dando a conocer de una forma más completa las situaciones planteadas (pasadas, presentes o futuras).

1. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES

La importancia del impacto de los contaminantes es proporcional a la concentración o depósito de los mismos a la que estén expuestos los diferentes receptores. Esta concentración está relacionada con la cantidad total de contaminantes emitida a la atmósfera y su distribución espacial y temporal, dependiendo de los procesos de transporte y transformación en la atmósfera y de los procesos de depósito.

Los modelos de contaminación permiten integrar todos los factores que influyen en la compleja problemática atmosférica en un determinado escenario y que difícilmente podría obtenerse con simples medidas físico-químicas.

Así el modelo a adoptar dependerá de las características del emisor, del medio receptor y del medio difusor y de la escala espacial y temporal. (Tabla 3.3).

Emisor

Los focos de emisión pueden clasificarse en fijos y móviles. Ejemplos típicos de focos fijos serían las instalaciones industriales o de combustión, calefacciones domésticas, etc.; es decir emisores con una localización concreta que no varía. Emisores móviles serían los vehículos a motor, aeronaves o barcos. También los emisores pueden considerarse multifocos, en este tipo

se englobarían las áreas urbanas y las áreas industriales. Otra clasificación posible de emisores se realiza atendiendo a su distribución espacial: puntual (chimeneas aisladas), lineal (carreteras o calles), superficial o de área (zonas urbanas o industriales). El tipo de emisor, fijo o móvil, puntual o lineal, condicionará el planteamiento del modelo aplicable. Así, una central térmica (emisor puntual fijo) tendrá un tratamiento diferenciado de una carretera (emisor lineal móvil), pero también la altura del foco emisor, la temperatura, caudal y velocidad de salida del efluente, la concentración y naturaleza de la emisión caracterizarán la dispersión y difusión de los contaminantes.

Tabla 3.3. Características del emisor, receptor y difusor

Emisor	
Tipo de emisor	Puntual, lineal, superficial, estacionario, fijo, móvil, multifocos, etc.
Composición de la emisión	Datos representativos de los componentes de la emisión
Otros	Altura, temperatura, caudal, velocidad del efluente
Receptor	
Características del medio físico en el entorno del emisor	Demografía, vegetación y cultivos, suelos, estructura geológica patrimonio cultural, zonas de mayor sensibilidad (poblaciones, ZEPAS, LICs, embalses, etc.)
Difusor	
Factores meteorológicos	Temperatura ambiente, gradiente vertical de temperaturas, insolación, radiación, humedad relativa, presión atmosférica, nubosidad, precipitación, velocidad y dirección del viento a la altura de la chimenea, variación de la velocidad del viento con la altura, altura de la capa de mezcla, etc.
Factores geográficos	Situación del emisor y topografía del terreno (configuración del terreno, perfiles, pendientes medias, alturas máximas, etc.)

Receptor

Las especiales características del medio físico expuesto a los efectos de la emisión determinarán también el modelo (altura y radio de cobertura),

debiéndose considerar de forma especial las localizaciones más vulnerables (poblaciones, embalses o ríos, ZEPAS y LICS, etc) debido a las exigencias de calidad del aire más restrictivas.

Difusor

Aunque el tipo de fuente emisora y las condiciones de la emisión, así como los receptores exigirán un determinado planteamiento del modelo, son sobretodo los factores meteorológicos, topográficos y geográficos los que inciden de una forma decisiva en los complejos procesos de dispersión de los contaminantes atmosféricos.

El viento produce el transporte horizontal de los contaminantes determinando la zona sometida a los mismos. Los vientos intensos aumentan el efecto de barrido, reduciendo la contaminación a nivel del suelo en la zona afectada por la emisión; siendo, en general, la concentración de contaminantes en un determinado punto inversamente proporcional a la velocidad del viento, aumentando también la turbulencia.

La estratificación térmica del aire con la altura (gradiente térmico) condiciona la capacidad de difusión atmosférica vertical. La insolación influirá directamente en el gradiente térmico. No es igual la insolación en verano o en invierno, ésta también varía con la latitud y la hora del día (Figura 3.2). El gradiente térmico está directamente relacionado con la estabilidad de la atmósfera que determinará la posibilidad de mezcla vertical de los contaminantes y la capacidad para dispersarlos (Tabla 3.4).

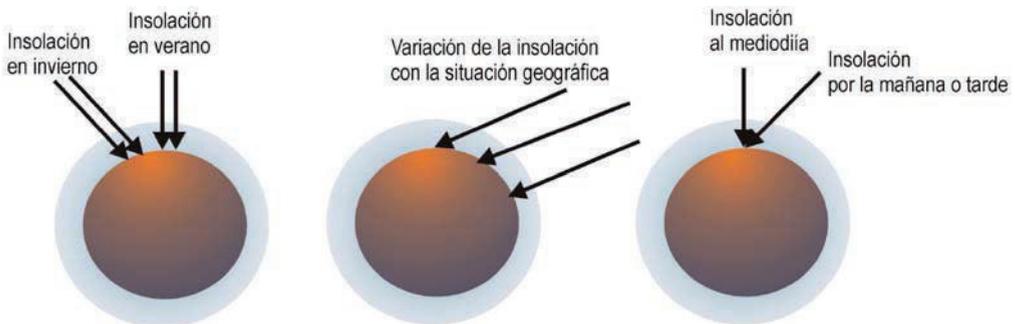


Figura 3.2. Variación de la insolación con la estación, situación geográfica y hora del día.

La estratificación térmica se puede cuantificar considerando la atmósfera como una columna estacionaria de aire seco en un campo gravitacional, en ausencia de fricción y en condiciones adiabáticas (sin intercambio de calor entre el sistema y el ambiente) y se puede calcular la disminución de la temperatura con la altura (Ecuación 3.1), conocida como *tasa de cambio adiabática seca* o *gradiente adiabático seco* (Γ).

$$\Gamma = \left(\frac{-dT}{dz} \right)_{\substack{\text{adiabática} \\ \text{seca}}} = 0,98 \text{ } ^\circ\text{C}/100 \text{ m} \approx 1 \text{ } ^\circ\text{C}/100\text{m}$$

Ecuación 3.1

Una norma atmosférica internacional, con base en datos meteorológicos y midiendo temperaturas en latitudes medias, corrige este valor variando en estas condiciones la temperatura alrededor de $0,66 \text{ } ^\circ\text{C}/100 \text{ m}$ (*tasa normal de cambio*).

Como se puede observar en la Tabla 3.4, cuando el gradiente térmico existente es mayor que la tasa de cambio adiabática, condiciones superadiabáticas, se producen condiciones atmosféricas de inestabilidad, existiendo un grado alto de turbulencia lo que genera, en el caso de una fuente fija, un penacho serpenteante que puede alcanzar el suelo en periodos cortos de tiempo. Un penacho de este tipo se asocia generalmente a vientos ligeros y un fuerte calentamiento del terreno.

En una atmósfera neutra, predominan las turbulencias mecánicas y el efecto de calentamiento térmico es bajo. En estas condiciones el penacho de una fuente fija presenta una forma cónica y se asocia a días nublados o noche con vientos moderados.

Los penachos tubulares se presentan en condiciones de estabilidad, cuando el gradiente térmico es menor que la tasa de cambio adiabática, la turbulencia mecánica es inexistente de tal forma que si la densidad del penacho no difiere significativamente de la atmósfera circundante, el penacho se mueve con el viento a una elevación constante.

También pueden producirse diferentes condiciones de inversión térmica. La primera ocurre cuando una capa estable de aire está a una pequeña distancia por encima del foco de emisión y una capa inestable se encuentra debajo del penacho, dando lugar a un penacho fumigante que batirá la superficie del terreno. La fumigación está favorecida por cielos despejados y

Tabla 3.4. Relación de la estabilidad atmosférica con el gradiente de temperatura y evolución de los penachos

Atmósfera	Gradiente térmico	Gráfico del gradiente térmico	Tipo de penacho
Inestable	$\left(\frac{-dT}{dz}\right) > \Gamma$		 Penacho serpenteante (looping) con vientos ligeros
Neutra	$\left(\frac{-dT}{dz}\right) \approx \Gamma$		 Penacho cónico (coning) en ausencia de vientos
Estable	$\left(\frac{-dT}{dz}\right) \ll \Gamma$		 Penacho tubular (fanning) en ausencia de viento
Inversión térmica: inestable o neutra abajo, inversión encima	$\left(\frac{-dT}{dz}\right) < \Gamma$ $\left(\frac{-dT}{dz}\right) \approx \Gamma$	 Estable Neutra Altura de inversión	 Penacho fumigante (fumigating)
Inversión térmica: Inversión abajo, inestable encima	$\left(\frac{-dT}{dz}\right) > \Gamma$ $\left(\frac{-dT}{dz}\right) < \Gamma$	 Inestable Estable Altura de inversión	 Penacho antifumigante (lofting)
<p>---- Gradiente de temperatura adiabático (Γ) — Gradiente de temperatura existente</p>			

vientos ligeros, predominando en verano; son características de las primeras horas de la mañana.

Otro tipo de inversión térmica, contraria a la anterior, se produce cuando la capa de inversión está por debajo del penacho y la capa inestable está por encima de ésta, dando lugar a un penacho antifumigante que evitará que lleguen concentraciones significativas de contaminantes a nivel de suelo. Este tipo de penachos está asociado al atardecer con cielos despejados.

Cuando existe inversión tanto por arriba como por debajo del foco de emisión la difusión queda atrapada entre ambas.

Es frecuente utilizar indicadores y criterios de estabilidad atmosférica basados en parámetros meteorológicos para caracterizar las posibles situaciones en la atmósfera. Uno de los más conocidos y utilizados es el método de Pasquill (1961) y sus posteriores modificaciones y adaptaciones (Gillford,

Tabla 3.5. Clases de estabilidad atmosférica (Turner, 1970)

Velocidad del viento a 10 m (m·s ⁻¹)	Día			Noche	
	Radiación solar (cal·cm ⁻² ·h ⁻¹)			Nubosidad ^d	
	Fuerte ^a	Moderada ^b	Débil ^c	> 4/8 (en su mayoría nublado)	< 3/8 (en su mayoría despejado)
< 2	A	A – B	B	E	F
2 – 3	A – B	B	C	E	F
3 – 5	B	B – C	C	D	E
5 – 6	C	C – D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

A: muy inestable. B: moderadamente inestable. C: ligeramente inestable. D: neutra. E: ligeramente estable. F: estable.

^a Corresponde a un día de verano claro con una altura del sol de 60° sobre el horizonte o más.

^b Corresponde a un día de verano con algunas nubes, o un día de verano claro con una altura del sol de 35 a 60° sobre el horizonte.

^c Corresponde a un atardecer, o a un día de verano nublado, o un día de verano claro con una altura del sol de 15 a 35° sobre el horizonte.

^d La nubosidad se define como fracción del cielo cubierto por las nubes.

1961; Turner, 1970) que establecen una serie de clases de estabilidad dependiendo de la velocidad del viento, la insolación, el grado de nubosidad y hora del día (Tabla 3.5). Así, las atmósferas inestables o neutras facilitan las corrientes verticales y la dispersión de los contaminantes, mientras que las atmósferas estables eliminan esta posibilidad llegando incluso a situaciones de inversión térmica.

Otros factores que influyen en la dispersión son las características geográficas y topográficas que pueden producir modificaciones en la velocidad y dirección de los vientos. Una montaña, una masa de agua o un edificio cercano pueden influir de forma determinante en la dispersión (Figuras 3.3 y 3.4). Los vientos y nubes pueden ser retenidos por formaciones montañosas pudiendo limitar la dispersión y creando condiciones de inversión térmica.

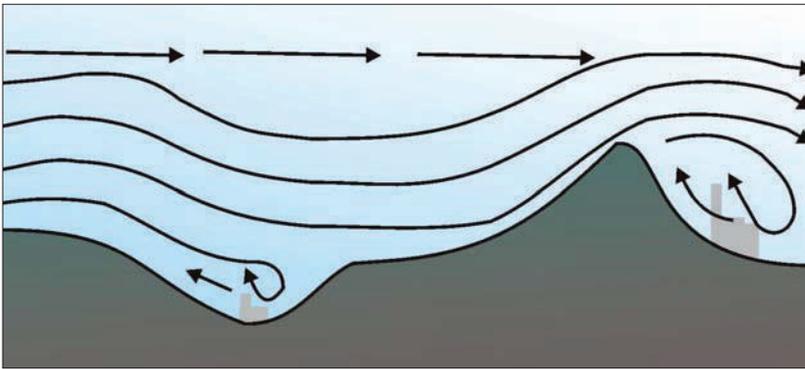


Figura 3.3. Efecto de los valles y montañas.

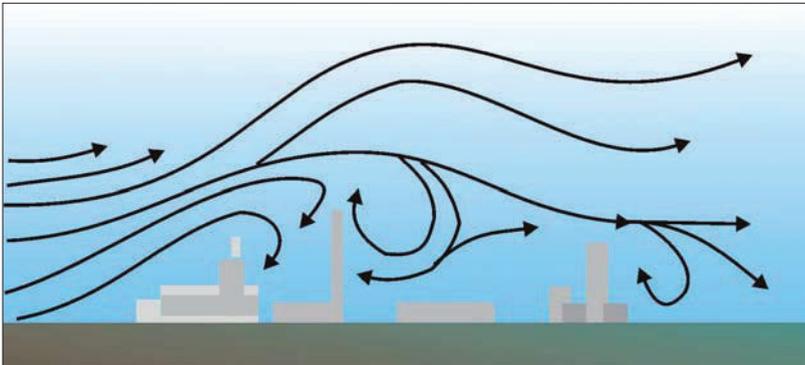


Figura 3.4. Efecto de los edificios.

Por otra parte, en los valles las masas de aire se calientan durante el día y se enfrían durante la noche creando complejos y variables vientos locales (vientos de compensación, vientos anabáticos y catabáticos valle-ladera), (Figura 3.5). También la diferencia de temperatura debida a la existencia de cuerpos de agua (lagos, mares, etc) puede causar vientos convectivos locales incidiendo en la difusión (Figura 3.6).

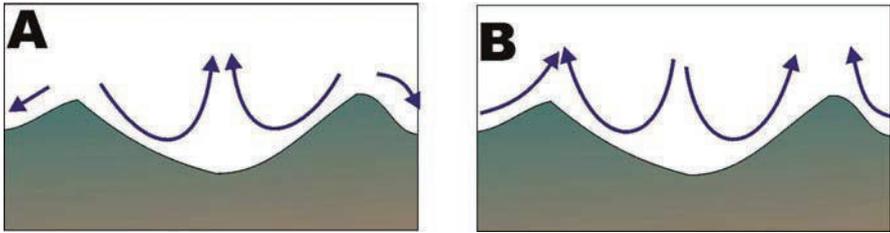


Figura 3.5. Efecto valle-montaña: A) flujos de ladera descendentes, nocturnos (vientos catabáticos). B) flujos ascendentes de ladera, diurnos (vientos anabáticos).

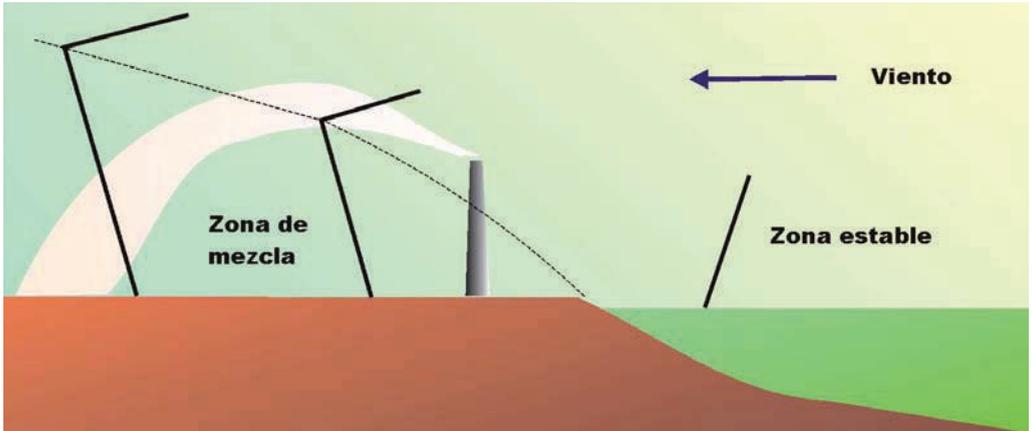


Figura 3.6. Efecto brisa (mar-tierra).

Las islas de calor que constituyen las grandes ciudades provocan un sistema circulatorio autocontenido, que sólo pueden alterar vientos intensos (Figura 3.7).

En resumen, la rotación de la Tierra, las alteraciones del viento por influencias locales, la estabilidad atmosférica, la influencia del rozamiento

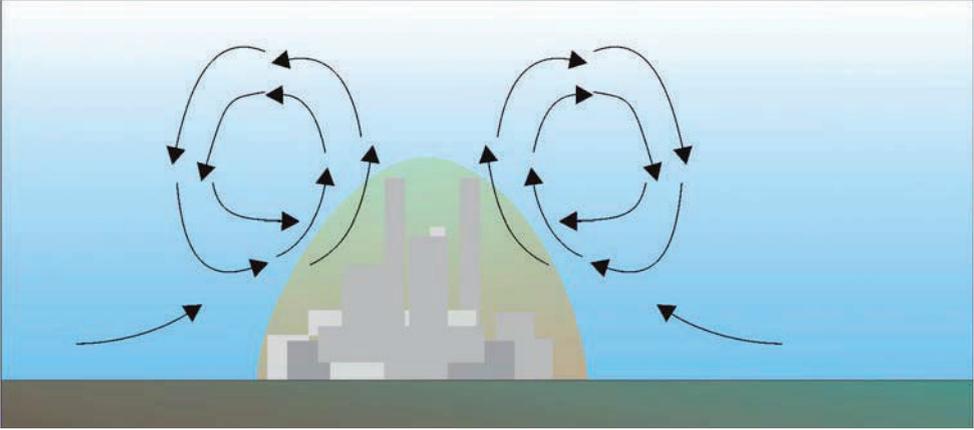


Figura 3.7. Efecto de la isla de calor urbana.

atmósfera-tierra, el comportamiento del aire como un fluido de mayor viscosidad en las capas bajas de la atmósfera (espiral de Ekman), el diferente gradiente de la velocidad del viento con la altura (cizalladuras del viento o viento térmico) configuran, entre otros, la dinámica de la atmósfera, pudiendo establecerse una relación de los distintos movimientos atmosféricos, según las diferentes escalas de variabilidad espacial y temporal (macroescala o escala sinóptica, mesoescala o escala regional y microescala o escala local), y la dispersión de los contaminantes. Todos estos factores deberán ser considerados a la hora de elegir un modelo, según la escala meteorológica de movimiento y la escala de dispersión a considerar.

2. MODELOS DE DISPERSIÓN Y TRANSPORTE

En la actualidad, la estrategia para mejorar la calidad del aire se centra principalmente en las siguientes líneas de actuación:

- Mejora de la información y conocimiento, recogiendo información precisa sobre la calidad del aire y elaborando inventarios de emisiones que permitan una mayor vigilancia.
- Reducción de las emisiones. Desarrollando y aplicando normas y programas y otros instrumentos económicos que limiten las emisiones. Incentivando cambios en las estructuras económicas, en particu-

lar, en el sector energético. Generalizando el uso de la mejor tecnología disponible y que minimicen las emisiones.

- Cooperación intersectorial, regional y transfronteriza.
- Difusión de la información y concienciación ciudadana.

El conocimiento y la información sobre la calidad del aire aparecen como una de las líneas básicas para poder ejecutar cualquier tipo de actuación de protección y mejora del aire ambiente. Los principales instrumentos utilizados para estudiar y evaluar la calidad del aire son los programas de vigilancia, los modelos de dispersión y transporte y los inventarios de emisiones.

Los programas de vigilancia, basados en la determinación de parámetros físico-químicos (medidas de inmisión), tienen como objetivo evaluar la calidad del aire ambiente y vigilar el cumplimiento de la normativa en materia de protección atmosférica. Así se obtiene la información necesaria para localizar las zonas con mayores problemas de contaminación, conocer la evolución de la contaminación a lo largo de un tiempo y un territorio, lo que permitirá definir planes de actuación en esta materia, e informar a los ciudadanos de la calidad del aire. Sin embargo, aunque los programas de vigilancia proporcionan datos de los niveles de inmisión de los principales contaminantes atmosféricos, las observaciones están limitadas a unos pocos puntos que no siempre son representativos, resultando insuficiente para la descripción completa de un determinado escenario y situación.

Junto a los programas de vigilancia y el inventario de emisiones, los modelos de dispersión y transporte se presentan como un instrumento más para los estudios de evaluación de la calidad del aire.

El modelado matemático es una herramienta imprescindible en el estudio de la contaminación atmosférica para entender los procesos implicados. Ante un fenómeno observado, se precisa la recogida de información lo más detallada posible del fenómeno. Después se elabora una hipótesis que explique el mismo. A su vez, se plantea una serie de ecuaciones que simulen matemáticamente el fenómeno observado, lo que presupone el entendimiento de fenómeno y un conjunto de soluciones.

El desarrollo de un modelo exige cumplir una serie de fases (Baldasano, 2000).

- **Análisis del sistema.** En esta fase se analizan las características del sistema, entendiendo por sistema la atmósfera y el entorno del área objeto del modelado. Para ello, ha de definirse, qué se quiere modelar y para qué, conocer los procesos y factores que influyen y de qué información se dispone.
- **Conceptualización.** Se determinan los elementos que constituirán el modelo y las relaciones entre ellos. Se analiza: la importancia y características de los procesos que dominan el sistema y que serán considerados en el modelo; variables de estado y de entrada; tipo de condiciones de contorno e iniciales escalas espaciales y temporales del modelo.
- **Formulación.** Se definen las ecuaciones que matemáticamente representan los diferentes procesos y del algoritmo de cálculo.
- **Programación.** En esta fase, se desarrolla el código computacional del modelo incluyendo la lectura de los datos, control de la impresión de los resultados, etc.
- **Ejecución incluyendo la preparación de los datos de entrada y la visualización de los resultados.** Los resultados suelen consistir en evoluciones de las variables (concentración de contaminantes, variables meteorológicas) en un punto con el tiempo y cortes horizontales y verticales de campos de dichas variables.
- **Evaluación.** En esta fase, se busca comprobar la calidad del modelo a la hora de simular los procesos observados. Para ello, se ha de disponer de datos experimentales obtenidos, bien por redes de medida fijas o por campañas de medida específicas, y de información de test determinados que implican soluciones analíticas conocidas de versiones simplificadas de las ecuaciones en las que se fundamenta el modelo. Podemos considerar tres subfases:
 - **Calibración.** Proceso de ajuste de determinados parámetros del modelo para obtener la máxima igualdad entre lo observado (medidas de campo) y los resultados del modelo.
 - **Verificación.** Proceso de determinar cuándo un modelo de simulación es una representación precisa del sistema real objeto de estudio. Para ello es necesario conseguir un conjunto de datos experi-

mentales extenso (campañas experimentales) en la zona objeto de modelado.

- **Validación.** Proceso de determinar hasta dónde se puede extrapolar la aplicación del modelo y en consecuencia sus resultados, frente a un cambio de las condiciones básicas del sistema estudiado o considerado. Necesita un extenso volumen de datos experimentales cubriendo diversos escenarios (meteorológicos, geográficos, emisiones, etc.).
- **Uso del modelo en modo operacional** (predicción de calidad del aire, estudios de impacto ambiental, estimación de medidas de reducción de la contaminación, etc.).

En definitiva, para la correcta aplicación de un modelo se debe definir el problema, construir o seleccionar el modelo adecuado, especificar los parámetros y variables de partida, ejecutar la modelación y evaluar y validar los resultados (Figura 3.8).

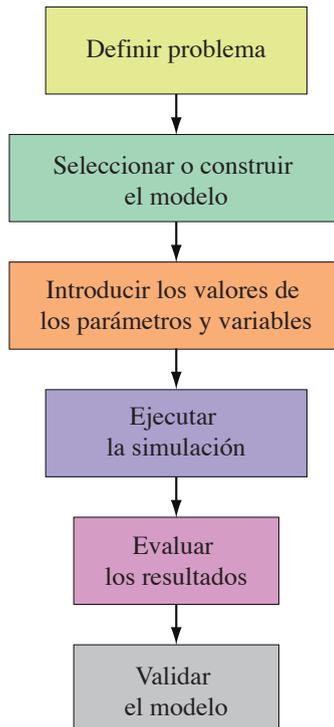


Figura 3.8. Principales fases de la modelización atmosférica.

La credibilidad y fiabilidad de los modelos de dispersión y su correcta aplicación debe basarse en la calidad de los datos de partida y un proceso serio de evaluación y validación del modelo.

Los modelos intentan representar los complejos procesos de dispersión, transporte y transformación de los contaminantes a la atmósfera. Es muy limitada en la modelización de la contaminación atmosférica la utilización de modelos físicos, es decir, las simulaciones o réplicas a pequeña escala (túneles de viento, etc.), siendo los modelos más utilizados los modelos matemáticos que estiman la calidad del aire en un escenario, en función de los datos introducidos inicialmente. Así, mediante ecuaciones y algoritmos, se implementan y describen determinados procesos físico-químicos que hacen posible estimar el comportamiento de los contaminantes, su dispersión y su transformación química, permitiendo la predicción y estimación de la calidad del aire en una determinada zona.

2.1. Aplicaciones de los modelos

Los modelos o simuladores matemáticos son herramientas imprescindibles en el estudio de los contaminantes atmosféricos que interpretan los procesos complejos de difusión, transporte y depósito que se producen en la atmósfera. Una de las principales aplicaciones de los modelos de contaminación ha sido con fines normativos, esencialmente a escala local o regional, en este caso los resultados de la estimación de los parámetros se han utilizado para conceder permisos de emisión (generalmente para fuentes puntuales) o para realizar estudios de impacto ambiental o de riesgo sobre la posible evolución de los contaminantes y sus efectos. En general, los modelos aplicados con este propósito han estimado la distribución espacial y temporal de una emisión comparándolos con los valores guías de calidad del aire establecidos. También se han utilizado para elaborar propuestas de redes de medida o programas de calidad ambiental y prevención, etc.

Al igual que los inventarios de emisiones y los programas de vigilancia, los modelos atmosféricos se utilizan para obtener de una manera integrada la distribución de las concentraciones en el tiempo y el espacio que permite evaluar la calidad del aire, en concordancia con la normativa vigente, interpolando y extrapolando los datos obtenidos en estaciones de medida o los datos de emisión.

También, las predicciones a corto plazo de la evolución de posibles episodios o situaciones dan la posibilidad de informar y alertar a la población. Por otra parte, cada vez están teniendo mayor desarrollo los modelos que permiten dar información *on-line* de la calidad del aire.

Por último, los modelos son ampliamente utilizados en investigaciones científicas permitiendo la descripción de los efectos dinámicos y la simulación de los procesos químicos de los contaminantes atmosféricos.

La utilidad de este tipo de métodos es evidente, aún más cuando los objetivos de calidad atmosférica exigen, entre otras medidas, la realización de inventarios de emisiones que incluyen numerosos compuestos, que por razones económicas no pueden ser medidos, y que deberán en muchos casos ser estimados por modelos de dispersión y transporte. Sin embargo, la utilización de estas técnicas de estimación no está generalizada y aún no se han establecido criterios objetivos y claros que ayuden a seleccionar los modelos más adecuados para una zona concreta, suficientemente contrastados y que permitan la comparación de los datos a nivel internacional.

2.2. Tipos de modelos

Como se puede intuir, se han desarrollado un gran número de modelos existiendo múltiples formas de clasificarlos:

a) Según la escala espacial

- global
- regionales o nacionales
- de medio alcance
- locales

b) Según la escala temporal

- climatológicos (estacional o anual)
- dinámicos (valores hora a hora)
- episódicos (fumigaciones, desplome, etc.)
- asociados a niveles de inmisión (matriz climatológica de estabildades)

c) Según el tratamiento de la ecuación de transporte

- eulerianos
- lagrangianos

d) Según el tratamiento de los procesos

- químicos
- depósito húmedo y seco

También se pueden agrupar en dos grandes categorías: modelos orientados a procesos y modelos estadísticos:

Modelos orientados a procesos

Los modelos orientados a procesos, modelos deterministas, relacionan causa y efecto, y se basan en descripciones matemáticas de los procesos atmosféricos de los contaminantes emitidos al aire. Estos modelos son los que tienen una mayor aplicación práctica y han constituido una buena aproximación a la situación real, asumiendo una serie de hipótesis y simplificaciones que determinarán su grado de precisión. Estos modelos exigen conocer las variables de entrada del emisor (situación, características, flujo, etc), meteorológicas (campo de viento, temperatura, etc), reactividad de los contaminantes y velocidad de depósito. Los datos iniciales pueden introducirse directamente, pero en general, se utilizan otros submodelos para conseguirlos:

- Modelos de difusión. Simulan el efecto de la dispersión turbulenta y el transporte sobre los contaminantes (gaussiano, euleriano, lagrangiano).
- Modelos meteorológicos. Permiten conocer valores de datos meteorológicos necesarios para los modelos de difusión como es el cálculo de las difusividades turbulentas (K_z y K_h), diagnóstico del viento, pronóstico meteorológico, etc.
- Modelos de sobre elevación del penacho. Simulan el efecto producido por la flotabilidad de los penachos en fuentes estacionarias.
- Modelos de depósito. Calculan el flujo de depósito de las concentraciones de contaminantes locales que pueden depositarse en determinada área.
- Modelos químicos. Simulan las variaciones en la concentración de contaminantes debidas a transformaciones químicas.

Por lo tanto, podemos considerar los modelos deterministas como una combinación de estos submodelos, dependiendo del proceso que se pretenda simular.

Modelos estadísticos

Los modelos estadísticos se basan en relaciones empíricas entre variables atmosféricas y concentraciones de contaminantes medidas en el receptor. Estos modelos, aunque no consideran los complejos procesos físicos que tienen lugar en el transporte y difusión de los contaminantes, se muestran muy útiles para predicciones a corto plazo y en condiciones locales. Dentro de este grupo de modelos estarían:

- Modelos de tiempos promediados o de distribución estadística de datos de concentración. El modelo más conocido de este tipo es el desarrollado por Larsen (1971) que relacionan los valores medios de concentración de un contaminante para dos periodos de tiempo (concentraciones estimadas), con la media de las concentraciones máximas (concentraciones reales). Este tipo de modelos sólo pueden aplicarse en las condiciones para los que han sido optimizados. Georgopoulos y Seinfeld (1982) han realizado una completa revisión de estos métodos y sus posibles aplicaciones.
- Modelos de análisis espectral. Estos modelos correlacionan datos meteorológicos y concentraciones de contaminantes de series temporales. Permite comprobar la existencia de ciclos semidiarios, diarios asociados a fenómenos locales y ciclos de 3,5 días asociados a variaciones meteorológicas de mayor escala.
- Modelos de análisis de series temporales. Evalúa patrones de evolución de series temporales de datos meteorológicos y de contaminantes. El más utilizado es el método de Box-Jenkins que se ha aplicado para realizar predicciones de concentraciones máximas de ozono o tendencias de visibilidad atmosférica.
- Modelos de análisis de regresión. Es un análisis de series temporales múltiples que establece relaciones estadísticas simultáneas entre los datos meteorológicos y la concentración de contaminantes en un determinado tiempo y área, prediciendo los valores observables en el momento actual.

- Modelos de receptor multivariables. Relaciona la composición química de la inmisión con la composición química de la emisión desde distintas fuentes, pudiendo predecir el número de fuentes emisoras que afectan al receptor.

Zannetti (1993) clasifica en ocho categorías los modelos relacionándolos con sus aplicaciones dependiendo de la escala meteorológica de movimiento y la escala espacial de dispersión (Tabla 3.6), además relaciona las principales aplicaciones y los modelos utilizados más frecuentemente, dependiendo de la escala de dispersión a manejar.

Tabla 3.6. Áreas de aplicación de los diferentes modelos dependiendo de la escala de fenómenos de dispersión (Kielland, 1997)

Escalas meteorológicas de movimiento	Microescala		Mesoescala		Macroescala
Escalas de fenómenos de dispersión	Local	Local a regional	Regional a continental	Global	
Tipo de modelo					
Sobreelevación del penacho	1,2,4				
Gaussiano	1,2,4	1,2			
Semi-empírico	1,2,3,4	1,2,4			
Euleriano	1,2,4	2,3,4	2,4		2,4
Lagrangiano	4	4	2,4		
Químico	(1,2) 4	2,3,4	2,4		2,4
Receptor		2,4			
Estocástico		2,4			

1. Propuestas normativas

2. Vigilancia

3. Información pública

4. Investigación científica

Como se ha avanzado en apartados anteriores, los modelos son herramientas imprescindibles para el estudio, vigilancia y seguimiento de la contaminación atmosférica con múltiples aplicaciones que podemos concretar en cuatro grandes áreas: con propósito normativo, como instrumento de evaluación y vigilancia, como herramienta de información pública y de investigación científica.

2.3. Modelos a escala global, escala regional y escala local

Modelos a escala global

Son modelos que estudian los cambios en la composición química de la atmósfera, frecuentemente se les conoce como modelos de transporte químico (CTM, Chemical transport model), describen y predicen la evolución de las especies químicas y el eventual cambio del clima en el futuro, priorizando en la información sobre las concentraciones de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), óxidos de dinitrógeno (N_2O), hidrocarburos no metánicos (NMHC), clorofluorocarbonos (CFC), hidrofluorocarbonos (HFC), hidroclorofluorocarbonos (HCFC) y compuestos de azufre (SO_2 , aerosoles, DMS, H_2S), los efectos en las concentraciones de ozono (O_3) y la capacidad oxidativa de la atmósfera. Este tipo de modelos pueden presentarse en una dimensión, dos o tres dimensiones. Estos últimos están considerados como la mejor herramienta cuando los contaminantes están distribuidos heterogéneamente en tiempo y espacio. La actual tendencia es incluir el mayor número de mecanismos químicos y la mejor adaptación al modelo meteorológico.

Modelos a escala regional

En Europa, los modelos aplicados a esta escala tienen como principal objetivo cuantificar los niveles de SO_x , NO_x , NH_y y fotooxidantes (en particular O_3), el depósito de compuestos acidificantes, así como la comprensión de los procesos físico-químicos de formación, transporte y depósito de estos componentes. También se han desarrollado otros modelos para considerar otros contaminantes (metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes, material particulado, etc). Algunos de estos modelos son: UIB, EURAD, REM3, DMU, EMEP/MSC-W, TREND, EMEP/MSC-E. La mayoría de estos modelos utilizan los datos de emisión de los inventarios de emisiones EMEP o CORINAIR para realizar sus predicciones.

Modelos a escala local

El principal objetivo de estos modelos está relacionado con la problemática atmosférica de las grandes urbes. Estos modelos están generalmente representados por dos modelos de sistemas:

- un modelo de viento y
- un modelo de dispersión.

Los modelos de difusión turbulenta son algunos de los más utilizados a esta escala. En ellos el modelo de dispersión parte del pronóstico del modelo de viento, es decir, primero se aplica el modelo de viento después el de dispersión.

Estos modelos dependen de los datos de entrada relativos a la emisión de los contaminantes, topografía, meteorología y emplazamiento inicial de la contaminación y así hacen una estimación y predicción de la calidad del aire en la zona.

Los modelos de difusión se abordan desde dos aproximaciones que desarrollan modelos diferenciados: modelos de difusión de Euler y modelos de difusión de Lagrange.

Modelos de difusión eulerianos

Estos modelos se obtienen de una solución aproximada de la versión más completa de la ecuación de advección-difusión (Ecuación 3.2) utilizando procedimientos numéricos aplicados en una malla espacial sobre un sistema determinado de coordenadas:

$$\frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t} = \bar{V} \cdot \nabla \bar{C}_i + \nabla \cdot (\bar{V}^t \cdot \bar{C}_i) + Q_i - D_i + R_i \quad \text{Ecuación 3.2}$$

Esta ecuación representa la variación local de la concentración media de C_i de un contaminante en función del transporte o la advección del contaminante afectado por la velocidad media del vector del viento ($\bar{V} \cdot \nabla \bar{C}_i$), la difusión turbulenta ($\nabla \cdot (\bar{V}^t \cdot \bar{C}_i)$), la tasa de emisión Q_i de dicho contaminante, la tasa de eliminación por depósito D_i sobre la superficie, bien por impacto o absorción por elementos de la superficie terrestre o por efecto de la lluvia, y

la producción o eliminación R_i del contaminante por reacciones químicas con otros contaminantes o compuestos presentes en la atmósfera.

Este método nos permite determinar las pérdidas y ganancias del contaminante en todos los puntos de una rejilla espacial imaginaria en diferentes períodos de tiempo al poder incorporar un tratamiento más detallado de la turbulencia y de las reacciones químicas. Estos modelos son especialmente útiles para abordar la simulación de los contaminantes fotoquímicos (ozono, óxidos de nitrógeno y compuestos volátiles), los cuales presentan una compleja reactividad que es favorecida por la radiación solar y la temperatura.

Este modelo se simplifica notablemente cuando se introducen determinados supuestos (la emisión no cambia con el tiempo, los datos meteorológicos no varían con el transporte, la velocidad del viento es superior a $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) dando lugar al denominado modelo de penacho gaussiano que se describe posteriormente.

Modelos de difusión lagrangianos

En los modelos lagrangianos los contaminantes están representados por elementos de tamaño diverso (nubes, segmentos o partículas), que son transportados y dispersados por el viento de una forma independiente. Son modelos que permiten representar condiciones meteorológicas complejas. Los modelos de caja lagrangianos determinan la concentración de contaminantes en un volumen de aire (caja) que varía verticalmente (capa de mezcla) y que se desplaza horizontalmente según una trayectoria que varía en función del viento. En los modelos lagrangianos de partículas se calcula la trayectoria de un gran número de «partículas» que representa una cantidad fija de contaminante y cuyas trayectorias están determinadas por el viento medio y las alteraciones estocásticas que representan el mezclado turbulento.

3. MODELO GAUSSIANO

Los modelos gaussianos se basan en hipótesis relativamente sencillas de acuerdo con la naturaleza estocástica de la turbulencia y la dispersión del contaminante. Tienen su origen en una solución particular de la Ecuación

Tabla 3.7. Mecanismos e hipótesis considerados en los modelos gaussianos

Mecanismos considerados	Hipótesis
<ul style="list-style-type: none"> • Dilución • Estabilidad térmica • Principio de continuidad (efecto fuente) • Dispersión turbulenta 	<ul style="list-style-type: none"> • Emisión de los contaminantes constante • La contaminación no disminuye por depósito o transformación química • Velocidad del viento constante en tiempo y elevación y superiores a $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ • Terreno relativamente llano y sin obstáculos • Escala de tiempo de 10 a 20 minutos • Reflexión turbulenta cerca del suelo

de Advección-Difusión en condiciones muy restrictivas. Son muy utilizados debido a que son muy intuitivos, fáciles y manejables. Estos modelos de difusión son válidos sólo en el límite de largos tiempos de difusión y en condiciones estacionarias y homogéneas. Se presuponen para su desarrollo condiciones meteorológicas estacionarias, una turbulencia homogénea y vientos constantes. Asumen que la distribución del contaminante dentro de la emisión sigue una distribución gaussiana (campana de Gauss). Los mecanismos e hipótesis considerados en este tipo de modelos se recogen en la Tabla 3.7.

El modelo de Pasquill-Gifford o de penacho gaussiano se basa en una expresión tridimensional sencilla que supone que la distribución de las concentraciones de contaminantes, según las hipótesis anteriores se ajusta a una función de distribución normal (gaussiana) con la máxima concentración localizada en el eje del penacho (Figuras 3.9 y 3.10).

Una de las aplicaciones más importantes del modelo de difusión de Pasquill-Gifford es la estimación de la concentración de un contaminante en un punto dado.

A continuación se describen las expresiones para las diferentes situaciones posibles.

En una primera aproximación, considerando una *fente puntual instantánea*, la concentración de un contaminante dado podría ser calculada utilizando la Ecuación 3.3:

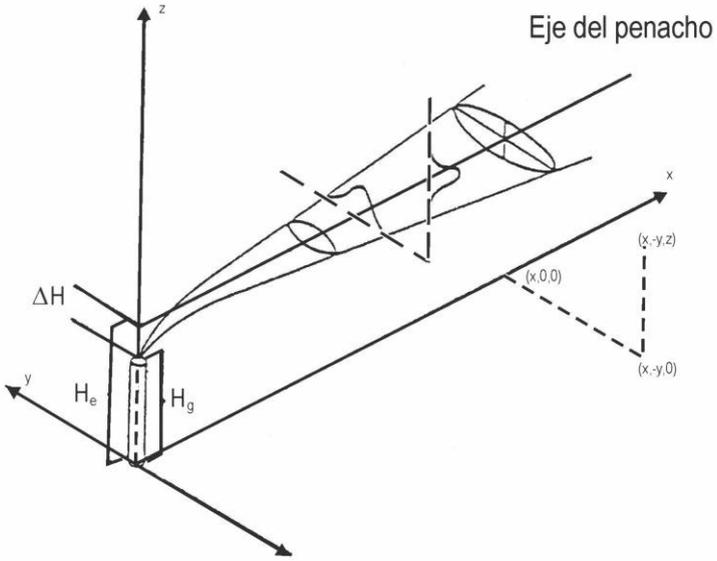


Figura 3.9. Coordenadas espaciales en el modelo gaussiano de Pasquill-Gifford.

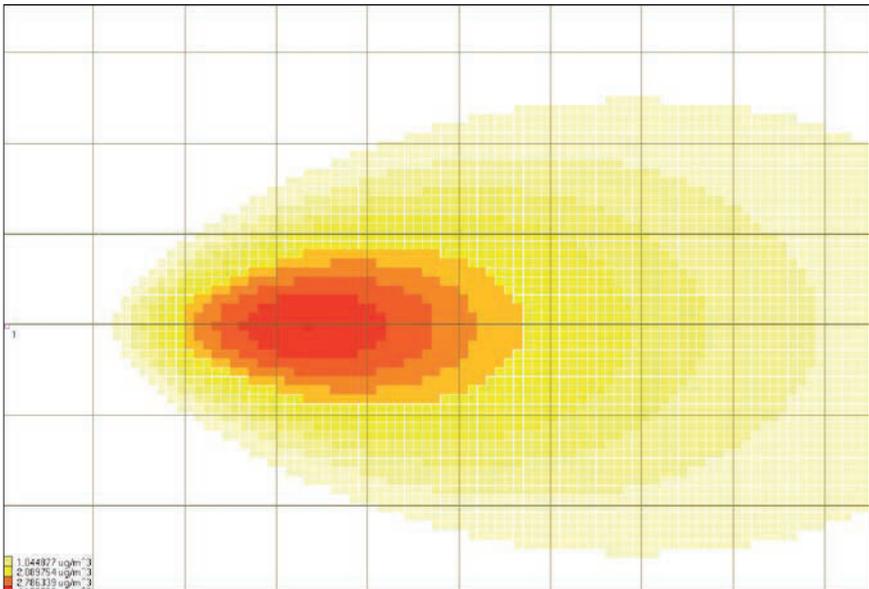


Figura 3.10. Simulación de dispersión de un contaminante en un modelo gaussiano.

$$C(x,y,z,t) = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad \text{Ecuación 3.3}$$

donde,

$C(x,y,z,t)$ es la concentración del contaminante en un punto dado.

x, y, z , son las coordenadas, en metros, siendo x la dirección del viento.

El origen de coordenadas se supone en el suelo bajo la fuente.

Q es el caudal de la emisión en $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$, son las desviaciones típicas de la distribución de contaminantes según los tres ejes (longitudinal, transversal y vertical) expresados en metros.

u es la velocidad del viento en $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$

t es el tiempo de viaje del contaminante, en segundos.

Si se considera una *fente puntual continua*, se puede suponer que el penacho es el resultado de la suma de un número infinito de emisiones instantáneas solapadas trasladadas a lo largo del eje x por el viento. Si integramos respecto al tiempo y además consideramos que la difusión respecto a x en comparación con el transporte en esa dirección es despreciable, las ecuaciones resultantes en función de la altura al suelo serían (Ecuaciones 3.4 y 3.6):

Para una *fente puntual a nivel del suelo*:

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad \text{Ecuación 3.4}$$

En el caso particular de que deseáramos calcular la concentración de este tipo de fuente al nivel del suelo y en la línea central de la dispersión, la ecuación anterior se simplificaría quedando (Ecuación 3.5):

$$C(x,0,0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \quad \text{Ecuación 3.5}$$

Para una fuente puntual a la altura H_e :

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{(z-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad \text{Ecuación 3.6}$$

Donde la componente vertical se expresa en función de la altura efectiva de la chimenea (H_e), siendo H_e la altura efectiva, resultante de la suma de la altura real de la chimenea, altura geométrica (H_g), con la sobre elevación del penacho (ΔH) debida a la velocidad y flotabilidad de los gases a la salida de la fuente (Figura 3.9).

Esta ecuación tiene en cuenta la reflexión regresiva de un contaminante debida al suelo. La reflexión produce un aumento en las concentraciones de los contaminantes gaseosos al nivel del suelo al aumentar la distancia a la fuente (Figura 3.11), disminuyendo luego paulatinamente por difusión vertical y transversal. Se han desarrollado métodos gráficos (Turner) y numéricos (Ranchoux) para estimar la distancia en la dirección del viento correspondiente a la concentración máxima a nivel del suelo debido a este efecto.

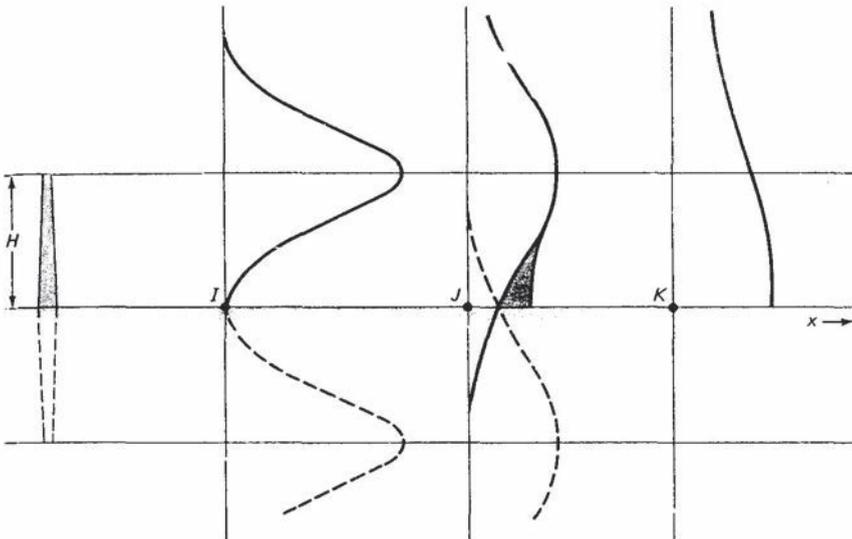


Figura 3.11. Efectos de la reflexión del suelo sobre la concentración de contaminantes en la dirección del viento (Wark y Warner, 2004).

Si se considera la reflexión al nivel del suelo ($z=0$) entonces la ecuación anterior se simplifica (Ecuaciones 3.7 y 3.8):

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad \text{Ecuación 3.7}$$

Si este cálculo lo queremos realizar en una posición situada en la línea central, es decir sobre el eje x ($y = 0$), la ecuación quedaría:

$$C(x, 0, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad \text{Ecuación 3.8}$$

La Ecuación 3.6 puede simplificarse si no consideramos este efecto de reflexión del suelo, resultando (Ecuación 3.9):

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{(z-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad \text{Ecuación 3.9}$$

Para una *fente lineal*:

Las carreteras de tráfico elevado o algunas fuentes situadas cerca del cauce de un río pueden aproximarse por su dinámica a un modelo de fente lineal continua. Así la concentración de los contaminantes gaseosos al nivel del suelo cuando la dirección del viento es perpendicular a la línea de emisión, puede expresarse como (Ecuación 3.10):

$$C(x, 0) = \frac{2q}{(2\pi)^{1/2} u \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H_e}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad \text{Ecuación 3.10}$$

Donde q es el caudal por unidad de distancia.

Este es el ejemplo más sencillo, en el que se ha considerado que la concentración y el viento son uniformes. Cuando la dirección del viento no es perpendicular o la longitud de la fente lineal es finita deben introducirse correcciones a esta ecuación.

En la Tabla 3.8 se recogen las diferentes ecuaciones a utilizar en las distintas situaciones.

Tabla 3.8. Ecuaciones del modelo de difusión gaussiano

Tipo de fuente	Ecuación de la concentración
Fuente puntual instantánea	$C(x, y, z, t) = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right)$
Fuente puntual continua	<p>A nivel del suelo</p> $C(x, y, z) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$
	<p>A nivel del suelo y en la línea central de la dispersión</p> $C(x, 0, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z}$
	<p>A la altura efectiva de la chimenea (H_e) (considerando la reflexión al nivel del suelo)</p> $C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{(z-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$ $C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$ $C(x, 0, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$
	<p>A la altura efectiva de la chimenea (H_e) (sin considerar la reflexión al nivel del suelo)</p> $C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{(z-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$

Tipo de fuente	Ecuación de la concentración
Fuente lineal	$C(x,0) = \frac{2q}{(2\pi)^{1/2} u \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{H_e}{\sigma_z} \right)^2 \right]$
<p>Q es el caudal de la emisión en $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$</p> <p>$x, y, z$, son las coordenadas, en metros, siendo x la dirección del viento. El origen de coordenadas se supone en el suelo bajo la fuente.</p> <p>$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$, son las desviaciones típicas de la distribución de contaminantes según los tres ejes (longitudinal, transversal y vertical) expresados en metros.</p> <p>u es la velocidad del viento en $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$</p> <p>$t$ es el tiempo de viaje del contaminante, en segundos.</p> <p>$C(x,y,z,t)$ es la concentración del contaminante en un punto dado.</p>	

Intensidad del viento, coeficientes de dispersión y altura efectiva de la chimenea

La concentración provocada por una fuente según el modelo gaussiano es función de una serie de parámetros, entre ellos están los coeficientes de dispersión y la altura efectiva de la chimenea. Se han realizado multitud de estudios experimentales para determinar estos parámetros basándose en datos meteorológicos y observaciones de penachos reales.

Por otra parte, la intensidad del viento variará con la altura por efecto del rozamiento con la superficie terrestre. Así, a mayor altura menor rozamiento y más intensidad. Este parámetro no puede ser medido experimentalmente y su determinación se realiza mediante cálculos aproximados. Sin embargo, debido a la complejidad de los fenómenos atmosféricos no existe ninguna fórmula plenamente satisfactoria que nos permita extrapolar los datos medidos a otras alturas, únicamente la Fórmula de Deacon (Ecuación 3.11) puede ser útil para capas límites de varios cientos de metros.

$$\frac{u}{u_1} = \left(\frac{z}{z_1} \right)^p$$

Ecuación 3.11

Donde u y u_1 es la velocidad del viento a la altura z y z_1 y p es un coeficiente relacionado con la estabilidad atmosférica y están tabulados en función de la clase de estabilidad o la temperatura (Tabla 3.9 y Tabla 3.10) o pueden ser calculados (Ecuación 3.12) a partir de los valores del parámetro n relacionado con la estabilidad (Tabla 3.11).

Tabla 3.9. Exponente p para el cálculo de la variación de la velocidad del viento con la altura (perfil del viento) para terreno rugoso^a

Clase de estabilidad atmosférica	Descripción	Valor del exponente p
A	Muy inestable	0,15
B	Moderadamente inestable	0,15
C	Ligeramente inestable	0,20
D	Neutra	0,25
E	Ligeramente estable	0,40
F	Estable	0,60

^a Para terreno suave multiplicar por 0,6

Tabla 3.10. Relación entre la diferencia de temperatura y el parámetro p para capas de aire con un espesor de 5 a 400 pies (1,5 a 122 m)

ΔT °F (°C)	p	ΔT °F (°C)	p
-4 a -2 °F (-20 a -18,9 °C)	0,145	2 a 4 °F (-16,7 a -15,6 °C)	0,44
-2,5 a -1,5 °F (-19,2 a -18,6 °C)	0,17	4 a 6 °F (-15,6 a -14,4 °C)	0,53
-2 a 0 °F (-18,9 a -17,8 °C)	0,15	6 a 8 °F (-14,4 a -13,3 °C)	0,63
-1 a 1 °F (-18,3 a -17,2 °C)	0,29	8 a 10 °F (-13,3 a -12,2 °C)	0,72
0 a 2 °F (-17,8 a -16,7 °C)	0,32	10 a 12 °F (-12,2 a -11,1 °C)	0,77

$$p = \frac{n}{2 - n}$$

Ecuación 3.12

Tabla 3.11. Índice de estabilidad de Sutton (n) para el cálculo del exponente p .

Condición de estabilidad	n
Inestable	0,20
Neutra	0,25
Moderadamente estable	0,35
Estable	0,50

También los coeficientes de dispersión gaussianos pueden ser determinados con métodos empíricos, mediante gráficos (Figura 3.12) o tablas (Tabla 3.12) en función de la distancia a la fuente (en la dirección del viento) y la clase de estabilidad de Pasquill, para su posterior aplicación en el desarrollo de los modelos gaussianos.

La altura efectiva (H_e) es otro de los requisitos básicos para estimar las concentraciones de los efluentes emitidos por chimeneas en los modelos gaussianos. Las características de la chimenea, los factores meteorológicos

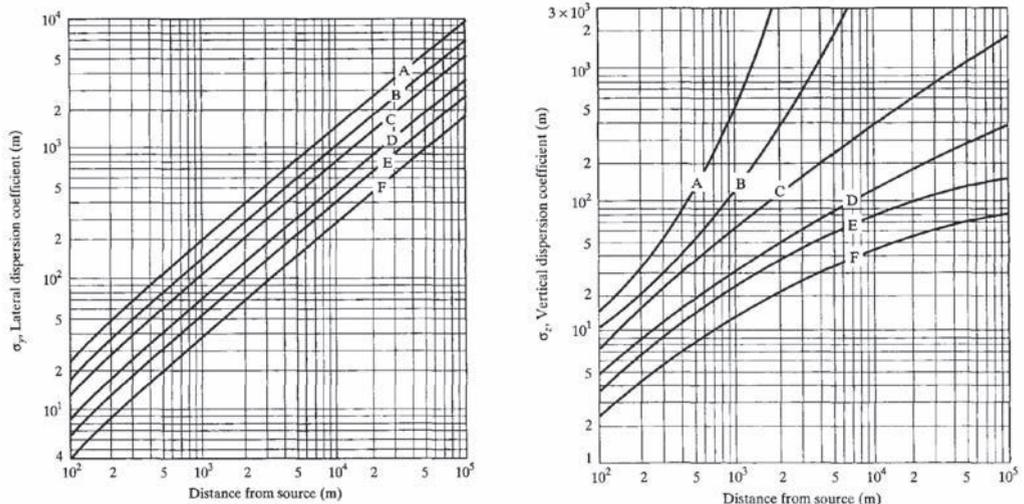


Figura 3.12. Coeficientes de dispersión σ_y y σ_z en función de la distancia a la fuente y la clase de estabilidad atmosférica.

Tabla 3.12. Coeficientes de dispersión en función de la distancia a la fuente

Distancia x (km)	Clase de estabilidad y σ_y (m)						Clase de estabilidad y σ_z (m)					
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F
0,2	51	37	25	16	12	8	29	20	14	9	6	4
0,4	94	69	46	30	22	15	84	40	26	15	11	7
0,6	135	99	66	43	32	22	173	63	38	21	15	9
0,8	174	128	85	56	41	28	295	86	50	27	18	12
1	213	156	104	68	50	34	450	110	61	31	22	14
2	396	290	193	126	94	63	1953	234	115	51	34	22
4	736	539	359	235	174	117		498	216	78	51	32
8	1367	1001	667	436	324	218		1063	406	117	70	42
16	2540	1860	1240	811	602	405		2274	763	173	95	55
20	3101	2271	1514	990	735	495		2904	934	196	104	59

y la naturaleza y condiciones en que se emite el efluente (temperatura, impulso vertical, etc.) determinan el penacho. La altura efectiva se define como la suma de la altura real de la chimenea (H_g) más el incremento de sobreelevación del penacho (Ecuación 3.13):

$$H_e = H_g + \Delta H \tag{Ecuación 3.13}$$

Existen numerosos métodos para hallar el incremento de sobreelevación del penacho (Tabla 3.13), sin embargo uno de los métodos más conocido y recomendado son las fórmulas desarrolladas por Briggs para diferentes condiciones de estabilidad atmosférica y efluentes fríos:

- a) Condiciones neutrales e inestables (clases A, B, C, D)

$$\Delta H = \frac{1,6F^{1/3}x_f^{2/3}}{u_h} \tag{Ecuación 3.14}$$

b) Condiciones de estabilidad (clases E y F)

$$\Delta H = 2,6 \left(\frac{F}{u_h S} \right)^{1/3} \quad \text{Ecuación 3.15}$$

Donde F , parámetro de flotabilidad expresado en $\text{m}^4 \cdot \text{s}^{-3}$, para todas las condiciones de estabilidad se calcula con la Ecuación 3.16:

$$F = g \cdot r^2 v_s \left(1 - \frac{T_a}{T_s} \right) \quad \text{Ecuación 3.16}$$

S , que es el parámetro de estabilidad, en s^{-2} , vendrá dado por la Ecuación 3.17:

$$S = \frac{g}{T_a} \left(\frac{\Delta T_a}{\Delta z} + 0,01^\circ \text{K} \cdot \text{m}^{-1} \right) \quad \text{Ecuación 3.17}$$

Y donde,

ΔH es la sobreelevación del penacho en m.

g , la aceleración gravitacional, es decir $9,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$

r , radio de la chimenea en m.

u_h , velocidad del viento a la altura de la chimenea en $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$.

v_s , velocidad de salida del gas de la chimenea en $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$

T_s , temperatura del gas a la salida de la chimenea en $^\circ\text{K}$

T_a , temperatura ambiente en $^\circ\text{K}$

$\Delta T_a / \Delta z$, representa el incremento de la temperatura en $^\circ\text{K} \cdot \text{m}^{-1}$ (el signo positivo indica que la temperatura crece con la altura)

x_f , la distancia a partir de la cual ya no se eleva la línea del centro del penacho dada en m. Debido a la dificultad para determinar este parámetro se utilizan las siguientes aproximaciones:

$$x_f = 120F^{0,4} \text{ si } F \geq 55 \text{ m}^4 \text{s}^{-3}$$

$$x_f = 50F^{5/8} \text{ si } F < 55 \text{ m}^4 \text{s}^{-3}$$

Otra de las fórmulas utilizadas para el cálculo de la sobreelevación del penacho es la de Holland para todas las condiciones atmosféricas y efluentes calientes, que incluye entre sus parámetros la presión atmosférica (Ecuación 3.18):

$$\Delta H = \frac{v_s D}{u} \left(1,5 + 2,68 \times 10^{-3} PD \frac{(T_s - T_a)}{T_s} \right) \tag{Ecuación 3.18}$$

Donde,

D es el diámetro de la chimenea en metros

P es la presión atmosférica en milibares

Tabla 3.13. Principales fórmulas de cálculo de sobreelevación del penacho

Efluentes fríos (cuando el efluente carece de impulso termoconvectivo)	
ST. CYR (1960)	$\Delta H = 2.2 \frac{v_s \cdot D}{u_h}$
A.S.M.E	$\Delta H = \left(\frac{v_s}{u_h} \right)^{1.4} \cdot D$
Rupp	$\Delta H = 1.5 \frac{v_s \cdot D}{u_h}$
Efluentes calientes	
Davinson (1949)	$\Delta H = \left(\frac{v_s}{u_h} \right)^{1.4} \cdot D \left(1 \pm \frac{\Delta T}{T_s} \right)$
Scorer (1962)	$\Delta H = 0.3 \frac{Q_c}{u_h}$

Efluentes calientes	
Stone-Clarke (1967)	$\Delta H = (104.2 + 0.171H_g) \frac{Q_c^{0.25}}{u_h}$
A.S.M.E.	<p>Condiciones inestables o neutras</p> $\Delta H = 7.4H_g^{2/3} \cdot F^{1/3} \frac{1}{u_h}$ <p>Condiciones estables</p> $\Delta H = 2.9 \left(\frac{F}{u_h \cdot G} \right)^{1/3} G = \frac{g}{T_s} \cdot \frac{\Delta T}{\Delta z}$
Moses y Carson (1967)	<p>Para cualquier tipo de estabilidad</p> $\Delta H = -0.029 \frac{v_s \cdot D}{u_h} + 5.35 \frac{Q_c^{0.5}}{u_h}$ <p>Condiciones inestables</p> $\Delta H = 3.47 \frac{v_s \cdot D}{u_h} + 10.53 \frac{Q_c^{0.5}}{u_h}$ <p>Condiciones neutras</p> $\Delta H = 0.35 \frac{v_s \cdot D}{u_h} + 5.41 \frac{Q_c^{0.5}}{u_h}$ <p>Condiciones estables</p> $\Delta H = -1.04 \frac{v_s \cdot D}{u_h} + 4.58 \frac{Q_c^{0.5}}{u_h}$

* Q_c es la emisión de calor del efluente en $\text{Kcal} \cdot \text{s}^{-1}$

4. BIBLIOGRAFÍA

- BALDASANO, J.M. (2000). Modelos de dispersión de contaminantes. Guía metodológica. Ministerio de Medio Ambiente.
- DE NEVERS, N. (2000). Air Pollution Control Engineering, Boston. MacGraw Hill.
- GEORGOPOULOS, P.G y SEINFELD, J.H. (1982). Statistical distributions of air pollutant concentrations. *Environmental Science and Technology*, 16, 401A-416A.
- GIFFORD, F.A. (1961). Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion. *Nuclear Safety*, 2, 47-51.
- KIELLAND, G., coordinador. (1997). Ambient air quality, pollutant dispersion and transport models, Topic report n.º 19/1996. Copenhagen. E.A.A.
- LARSEN, R.I. (1971). Mathematical model for relating air quality measurement to air quality standard. Carolina del Norte. US-EPA.
- MASTERS, G.M. (1998). Introduction to environmental engineering and science. Nueva York. Prentice Hall.
- PASQUILL, F. (1961). The estimation of the dispersion of wind-borne material. *Meteorological Magazine*, 90, 33-49.
- SEINFELD, J.H. & PANDIS, S.N. (2006). Atmospheric chemistry and physics. Nueva York. John Wiley & Sons.
- STANNERS, D. & BORDEAU, P, Eds. (1999). Informe de situación de Dobris. Una síntesis general. Copenhagen. E.A.A.
- TURNER, D. B. (1970). Workbook of atmospheric dispersion estimates. Washington. US-EPA.
- WARK, K. & WARNER, C.F. (2004). Contaminación del Aire. Origen y Control. México. Limusa.
- ZANNETTI, P. (1993). Numerical simulation modelling of air pollution: an overview. En ZANNETTI, P. *et al.*, (Eds), *Air Pollution*. (pp. 3-14). Southampton, Reino Unido. Computational Mechanics Publications.

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones propuestas antes de comprobar las soluciones.

1. La temperatura ambiente, la tasa de cambio adiabática, la humedad, la capa de mezcla son características del...
2. ¿Qué diferencia hay entre la tasa adiabática seca y la tasa normal de cambio? ¿Qué valor tienen?
3. ¿En qué condiciones de estabilidad atmosférica se producirá un penacho serpenteante?
4. ¿Qué son los vientos anabáticos y catabáticos?
5. Enumere las clases de estabilidad atmosférica según Pasquill.
6. Calcular la velocidad del viento a una altura de 350 m en un terreno rugoso con condiciones de ligera inestabilidad sabiendo que la velocidad del viento medida en un anemómetro situado a 10 m del nivel del suelo es de $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.
7. Una central térmica de 1000 MW cuenta con una chimenea de 350 m (altura efectiva) que emite $5 \times 10^8 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$ de SO_2 . Teniendo en cuenta que la velocidad del viento medida a una altura de 10 m es de $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Predecir el nivel de concentración de SO_2 a 8 km de la chimenea y en la línea central del penacho, un día nublado de verano.
8. Una instalación industrial emite una tasa de SO_2 de $180 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$ desde una chimenea de altura efectiva de 100 m. La velocidad del viento a la salida de la chimenea es de $6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Determinar la concentración de SO_2 en un punto situado a 2 km de la fuente y a 200 m de la línea central del penacho cuando la estabilidad atmosférica es de clase C.
9. Considerando que todos los vehículos que transitan por una autopista emiten $2,1 \text{ g}\cdot\text{km}^{-1}$ de CO. Estimar el nivel de CO a 100 m de dicha autopista por la que pasan 10 vehículos por segundo, en un día soleado en el que el viento sopla perpendicularmente con una velocidad de $2,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. El coeficiente σ_z tiene un valor de 4,6 m.
10. Una central térmica tiene una chimenea de 300 m de altura con un radio de 2 metros. A la salida de la chimenea los gases emitidos salen a

una temperatura de $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ y una velocidad de $15\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. La temperatura ambiente es de $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y el viento a la altura de la chimenea se ha estimado en $5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Calcular la altura efectiva de la chimenea si a) la atmósfera es estable y aumenta con la temperatura $2\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{km}^{-1}$, b) las condiciones atmosféricas corresponde a la clase C de Pasquill.

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. Medio difusor, es decir de la atmósfera.
2. La tasa de cambio adiabática seca es el valor negativo del gradiente de temperatura en la atmósfera seca en condiciones adiabáticas, y su valor es de $0,98\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$.
La tasa de cambio normal es el gradiente de temperatura atmosférico calculada en base a datos convenidos internacionalmente y su valor es de $0,66\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$.
3. Un penacho serpenteante se produce en condiciones superadiabáticas, características de condiciones atmosféricas de inestabilidad, lo que genera un grado de turbulencia que incide en el penacho haciéndole alcanzar el suelo en periodos cortos de tiempo (serpentear). Un penacho de este tipo se asocia generalmente a vientos ligeros y un fuerte calentamiento del terreno.
4. Son vientos de ladera. En los valles estrechos al anocher el aire se enfría más en las cumbres que en el interior del valle. El aire frío es más denso que el caliente por lo que bajará hacia el valle por las laderas subiendo el aire del fondo del valle por el centro (catabáticos o de ladera descendente). Por el día el proceso es el contrario (anabáticos o de ladera ascendente).
5. A: muy inestable. B: moderadamente inestable. C: ligeramente inestable. D: neutra. E: ligeramente estable. F: estable.
6. La velocidad del viento a una altura dada se calcula con la ecuación:

$$\frac{u}{u_1} = \left(\frac{z}{z_1} \right)^p$$

Con ayuda de la Tabla 3.9 se obtiene el exponente p para condiciones atmosféricas de ligera inestabilidad en un terreno rugoso, que tiene el valor de $0,20$, por lo que,

$$u = 2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1} \left(\frac{350\text{ m}}{10\text{ m}} \right)^{0,20} = 4,1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$$

7. La ecuación del modelo gaussiano a aplicar será la obtenida para una fuente puntual continua a la altura H_e , para las coordenadas $(x,0,0)$, al nivel del suelo ($z=0$) y en el eje central del penacho ($y=0$)

$$C(x,0,0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

Primero e igual que en el ejercicio anterior se calcula la velocidad del viento a 350 m en estas condiciones (día nublado de verano). En esta ocasión utilizaremos también la Tabla 3.5 para determinar la estabilidad atmosférica:

Para una velocidad de $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ un día nublado de verano le corresponderá (Tabla 3.5) la clase de Pasquill C, que indica atmósfera ligeramente inestable.

Con ayuda de la Tabla 3.9 se conoce el exponente p para esta clase de estabilidad, suponiendo el terreno rugoso, y que tiene el valor 0,20 por lo que,

$$u = 2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1} \left(\frac{350 \text{ m}}{10 \text{ m}} \right)^{0,20} = 4,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$$

Los coeficientes de dispersión para 8 km y una clase de estabilidad de Pasquill C determinados en la Tabla 3.9 son:

$$\sigma_y = 667 \text{ m}$$

$$\sigma_z = 406 \text{ m}$$

Sustituyendo en la ecuación:

$$\begin{aligned} C(8,0,0) &= \frac{5 \times 10^8 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}}{\pi \times 4,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1} \times 667 \text{ m} \times 406 \text{ m}} \left[\exp\left(-\frac{(350 \text{ m})^2}{2 \times (406 \text{ m})^2}\right) \right] = \\ &= 98,9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3} \end{aligned}$$

8. La ecuación del modelo gaussiano a aplicar será la obtenida para una fuente puntual continua a la altura H_e , para las coordenadas $(x,y,0)$, al nivel del suelo ($z=0$).

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

Los coeficientes de dispersión para 2 km y una clase de estabilidad de Pasquill C determinados en la Tabla 3.9 son:

$$\sigma_y = 193 \text{ m}$$

$$\sigma_z = 115 \text{ m}$$

Sustituyendo en la ecuación:

$$\begin{aligned} C(2000, 200, 0) &= \frac{180 \times 10^6 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}}{\pi \times 6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \times 193 \text{ m} \times 115 \text{ m}} \left[\exp\left(-\frac{(200 \text{ m})^2}{2 \times (193 \text{ m})^2}\right) \right] \left[\exp\left(-\frac{(100 \text{ m})^2}{2 \times (115 \text{ m})^2}\right) \right] \\ &= 172,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ de SO}_2 \end{aligned}$$

9. La ecuación del modelo gaussiano a aplicar será la obtenida para una fuente lineal:

$$C(x, 0) = \frac{2q}{(2\pi)^{1/2} \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{H_e}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

Para este tipo de fuente la altura efectiva puede considerarse cero, por lo que la ecuación se simplifica quedando:

$$C(x, 0) = \frac{2q}{(2\pi)^{1/2} u \sigma_z}$$

La emisión por unidad de distancia vendrá dada por:

$$q = 10 \text{ vehíc} \cdot \text{s}^{-1} \times \frac{2,1 \text{ g} \cdot \text{km}^{-1}}{\text{vehíc}} \times \frac{1 \text{ km}}{1000 \text{ m}} = 0,021 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$$

Sustituyendo en la ecuación:

$$C(100, 0) = \frac{2 \times 0,021 \times 10^3 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}}{(2\pi)^{1/2} \times 2,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \times 4,6 \text{ m}} = 1,7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} \text{ de CO}$$

10. Para calcular la altura efectiva (H_e) se necesita conocer el incremento debido a la sobreelevación del penacho (ΔH):

$$H_e = H_g + H$$

a) En condiciones de estabilidad atmosférica la fórmula aplicable para el cálculo de ΔH vendrá dada por,

$$\Delta H = 2,6 \left(\frac{F}{u_h S} \right)^{1/3}$$

Para ello se calcula F y S variables independientes de las condiciones de estabilidad:

$$F = g \cdot r^2 \cdot v_s \left(1 - \frac{T_a}{T_s} \right)$$

Sustituyendo en las unidades requeridas para expresar F en $m^4 \cdot s^{-3}$,

$$F = 9,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2} \times (2 \text{ m})^2 \times 15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \left(1 - \frac{(25 + 273)^\circ\text{K}}{(150 + 273)^\circ\text{K}} \right) = 174 \text{ m}^4 \cdot \text{s}^{-3}$$

S , que es el parámetro de estabilidad, en s^{-2} , vendrá dado por la ecuación:

$$S = \frac{g}{T_a} \left(\frac{\Delta T_a}{\Delta z} + 0,01^\circ\text{C} \cdot \text{m}^{-1} \right)$$

Sustituyendo,

$$S = \frac{9,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}}{(25 + 273)^\circ\text{K}} \left(2 \times 10^{-3} + 0,01 \right)^\circ\text{K} \cdot \text{m}^{-1} = 0,0004 \text{ s}^{-2}$$

Con los datos así obtenidos y sustituyendo en la ecuación se calcula el ΔH ,

$$\Delta H = 2,6 \left(\frac{174 \text{ m}^4 \cdot \text{s}^{-3}}{5 \text{ ms}^{-1} \times 0,0004 \text{ s}^{-2}} \right)^{1/3} = 115 \text{ m}$$

La altura efectiva de la chimenea será,

$$H_e = 300 \text{ m} + 172 \text{ m} = 472 \text{ m}$$

b) La clase C de Pasquill corresponde a condiciones de ligera inestabilidad por lo que la fórmula aplicable para el cálculo de ΔH vendrá dada por,

$$\Delta H = \frac{1,6F^{1/3}x_f^{2/3}}{u_h}$$

Como el valor F calculado es mayor de $55 \text{ m}^4 \cdot \text{s}^{-3}$, le corresponde el valor de $x_f = 120F^{0,4}$. Sustituyendo,

$$\Delta H = \frac{1,6 \times (174 \text{ m}^4 \cdot \text{s}^{-3})^{1/3} \times (120 \times (174 \text{ m}^4 \cdot \text{s}^{-3})^{0,4})^{2/3}}{5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} = 172 \text{ m}$$

La altura efectiva de la chimenea será en este caso,

$$H_e = 300 \text{ m} + 172 \text{ m} = 472 \text{ m}$$

TOMA DE MUESTRA DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

4



Contenido

1. Estrategias de muestreo
2. Sistemas y equipos de muestreo en inmisión
3. Muestreo en emisión

Objetivos

- Conocer las etapas y condicionantes del proceso analítico.
- Comprender las estrategias de muestreo.
- Asociar los parámetros, localización y puntos de muestreo según el objetivo y/o la normativa vigente.
- Conocer los sistemas y equipos de muestreo para la determinación de la inmisión de los contaminantes.
- Comprender el fundamento de los equipos de muestro en inmisión.
- Conocer los sistemas y equipos de muestreo para la determinación de emisiones en fuentes fijas.
- Comprender el fundamento de los equipos de muestro en emisión.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

La toma de muestra o muestreo es la etapa inicial, previa a cualquier proceso de medida en química, de tal forma, que la toma de muestra determinará la representatividad del resultado analítico y marcará la confianza de los datos obtenidos. Uno de los problemas relacionados con esta etapa previa es que no se puede recomendar un procedimiento único para la recogida de una muestra, pues el procedimiento elegido deberá ser siempre coherente con los distintos problemas analíticos planteados, cuyos objetivos estarán condicionados por la información analítica requerida, que vendrá en muchos casos prefijada por la normativa vigente. Los recursos disponibles y el método analítico de determinación también condicionarán la estrategia de muestro (Figura 4.1).

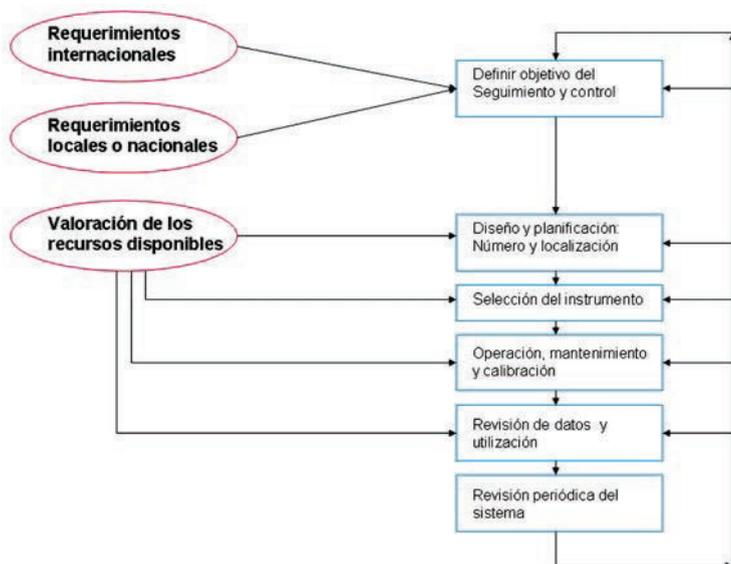


Figura 4.1. Etapas y condicionantes del proceso analítico.

La etapa del muestreo incluye, en la mayoría de los casos, otras subetapas asociadas, tales como la conservación y condiciones de transporte de las muestras, e incluso el acondicionamiento o pretratamiento de la misma (preconcentración, enfriamiento, secado, etc.) necesarios para realizar el análisis en el caso de las medidas en emisión, ya que los gases en el punto de muestreo suelen tener una mayor concentración de contaminantes y generalmente, temperaturas elevadas.

1. ESTRATEGIAS DE MUESTREO

La heterogeneidad de la atmósfera en el espacio y en el tiempo exige un meticuloso *Plan de Muestreo*, definiéndolo como la estrategia que debe seguirse para garantizar los resultados y objetivos a alcanzar. El diseño de las estrategias generales de toma de muestra, también depende de si se consideran criterios estadísticos o se han considerado otros criterios. Así, en las estrategias basadas en criterios estadísticos podemos diferenciar:

Muestras aleatorias, que se seleccionan de tal forma que cualquier porción del objeto o población tiene la misma probabilidad de ser seleccionada.

Muestras sistemáticas, en este caso las porciones de muestras se toman en intervalos (de tiempo y/o espacio) predeterminados y definidos en el plan de toma de muestra.

Muestras estratificadas, cuando se toman porciones en estratos o zonas bien definidas, dentro de las cuales se realiza el muestreo de forma aleatoria.

Las estrategias basadas en criterios no estadísticos, son aquellas en las que algunos de los elementos constituyentes tienen una probabilidad nula de ser tomados. Esta estrategia depende del criterio personal del operador; de ahí que las muestras así recogidas se denominen también *muestras selectivas o dirigidas*.

Además de lo indicado, la toma de muestra en contaminación atmosférica también dependerá de las características de la muestra, del tipo de analitos a determinar, de las condiciones en que se deberá tomar la muestra, etc. Por otra parte, debe tenerse en cuenta que los contaminantes de interés pueden presentarse en diferentes estados, como gases, sólidos en suspensión, aerosoles, etc., lo que complica aún más el procedimiento de muestreo.

La etapa de toma de muestra, al igual que otras etapas del proceso analítico, lleva inherente la posibilidad de introducir errores en los resultados finales y que esquematizamos en la Figura 4.2.

Como se ha señalado anteriormente, no hay reglas universales para el diseño de la estrategia de muestreo, debido a que la decisión será determinada,

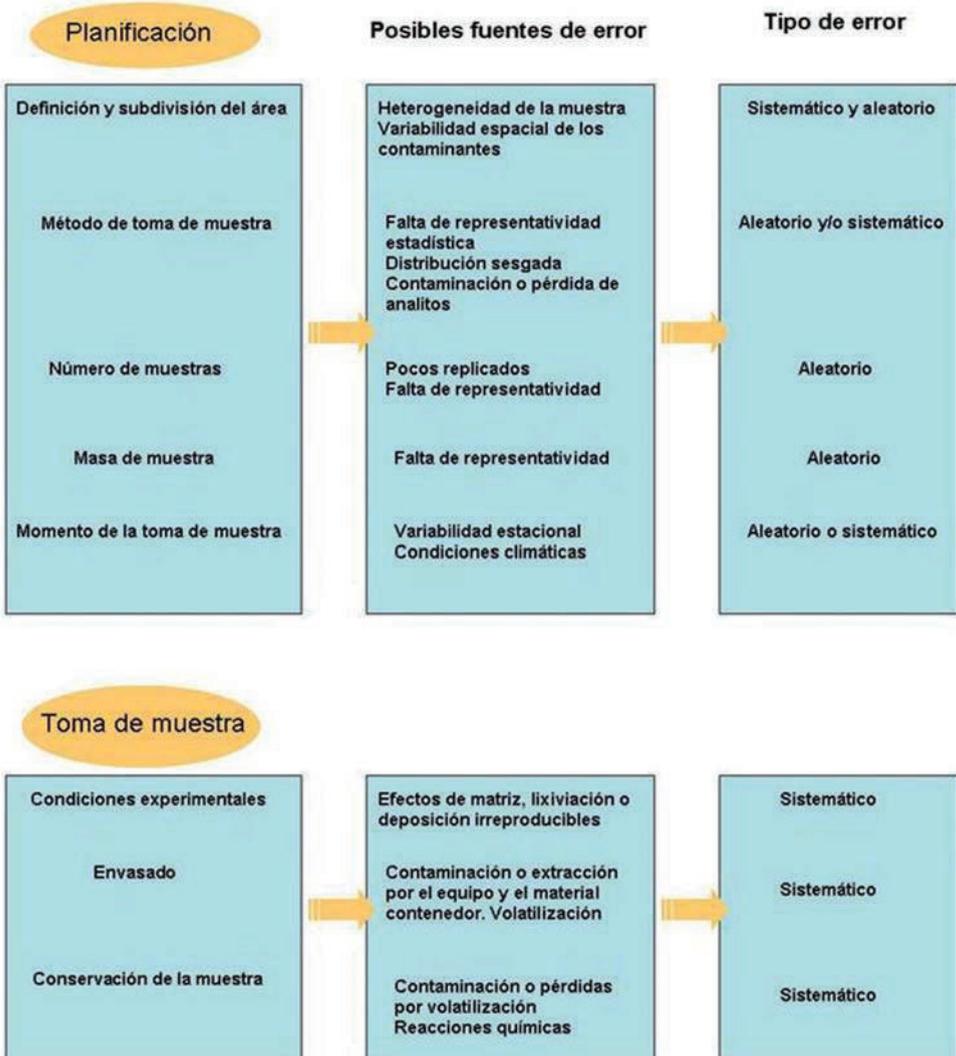


Figura 4.2. Posibles fuentes de error en la planificación y realización de la toma de muestra (Cámara et al., 2004).

en su conjunto, por unos objetivos y dependerá de la disponibilidad de recursos. El objetivo general del diseño es asegurar que se obtenga la mayor cantidad de información en relación con el trabajo asignado. La disponibilidad de recursos, en la práctica, es determinante del plan de muestreo o del diseño de una red, influyendo, por tanto, en la elección del número de puntos de muestreo, frecuencia y número de muestras, contaminantes a ser controlados e instrumentación seleccionada.

En el desarrollo de una estrategia de control y seguimiento atmosférico deben definirse una serie de puntos que sirvan de guía para la toma de muestra. Hay que considerar que cuando se elabora un programa de seguimiento usualmente se contempla más de un objetivo, por lo cual se debe llegar a una situación de compromiso entre los objetivos que se pretendan cubrir según su orden de importancia. Por ello, la estrategia del muestreo de contaminantes en el aire o en una chimenea podemos decir que estará basada en los siguientes aspectos:

- Objetivos
- Parámetros ambientales a determinar
- Localización y número de los puntos de muestreo
- Tiempos y frecuencia del muestreo

Aunque todo lo mencionado hasta ahora es común a cualquier estrategia de toma de muestras, cuando se trata de la determinación de concentraciones de contaminantes atmosféricos se debe diferenciar entre medidas en inmisión y medidas en emisión. Cuando se hable de medidas en inmisión, se refiere a la concentración de un contaminante en el aire ambiente o su depósito en superficies en un momento determinado (*nivel de inmisión*), en definitiva, nos referimos a la caracterización de la calidad del aire. Cuando hablamos de medidas en emisión, nos referimos a la concentración de contaminantes que registra una fuente determinada a la salida de la misma o a las concentraciones determinadas en los sistemas continuos de seguimiento de emisiones (Continuos Emissions Monitoring Systems, CEMS) de las diferentes instalaciones industriales u otros sistemas de análisis ligados al control y optimización de la producción industrial.

Por ello, en los siguientes apartados se referirán exclusivamente a la estrategia de muestreo en las medidas de inmisión y diseño de redes de vigilancia y seguimiento, y se dedicara un apartado específico al muestreo en emisión.

1.1. Objetivos

Las razones y objetivos para la determinación de la concentración de contaminantes en la atmósfera pueden ser muy diferentes:

- Caracterizar las emisiones de fuentes fijas o móviles.
- Estudiar la evolución de los contaminantes en el aire.
- Determinar las concentraciones de referencia o de fondo.
- Identificar puntos de muestreo representativos para realizar el muestreo o diseñar una red de seguimiento.
- Evaluar modelos de dispersión y tendencias a largo plazo.
- Estimar los efectos sobre la población, medio ambiente y bienes materiales.
- Identificar e inventariar las emisiones y sus riesgos.
- Informar y controlar la calidad del aire, supervisando el cumplimiento de la normativa vigente o estableciendo sistemas de alerta.
- Determinar la calidad del aire en un ambiente interior.

La información requerida y en definitiva los objetivos, condicionaran las actuaciones y el diseño del muestreo.

1.2. Parámetros ambientales

En segundo lugar, para una buena estrategia, habrá que delimitar los parámetros ambientales:

- Contaminantes a medir
- Parámetros meteorológicos

Entre los parámetros a medir están los contaminantes atmosféricos, que suelen clasificarse en primarios y secundarios. Los primarios son aquellos que se emiten directamente a la atmósfera por alguna fuente; los secundarios son generados a partir de reacciones de los primarios en la atmósfera.

Los contaminantes pueden ser inorgánicos (entre ellos más de 20 elementos metálicos identificados) y orgánicos (hidrocarburos, ácidos y bases orgánicas). En total se han identificado en la atmósfera más de 100 contaminantes. La elección de los parámetros a determinar y que se consideran como indicadores de la contaminación atmosférica, se realiza en base a criterios de su gravedad y efectos nocivos sobre la salud y los ecosistemas, su abundancia, su presencia generalizada y/o por su persistencia en el medio ambiente (no biodegradables y acumulativos), todo ello en concordancia con las normas de calidad establecidas. Estos contaminantes prioritarios son: óxidos de azufre (SO_x), óxidos de nitrógeno (NO_x), ozono (O_3) y sus precursores, óxidos de carbono (CO_2 y CO), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y compuestos orgánicos persistentes, las partículas en suspensión y partículas finas (PM_{10} y $\text{PM}_{2,5}$). Otros contaminantes específicos, como la suma de compuestos orgánicos volátiles excepto metano (COVNM), los metales y sus compuestos, que aparecen asociados al material, como plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As), níquel (Ni); halógenos y sus compuestos, cianuros; policlorodibenzodioxina y policlorobenzofuranos, las sustancias que agotan la capa de ozono y otras sustancias cancerígenas, teratógenas, mutágenas y xenoestrógenas.

Los parámetros meteorológicos y topográficos, dependiendo del objetivo del estudio, influyen en la dispersión, transporte y deposición de los contaminantes y en el caso de los contaminantes secundarios, afectan su formación en la atmósfera. Estos parámetros son: la dirección y velocidad del viento, temperatura, gradiente vertical de la temperatura, humedad relativa, precipitación, radiación solar, altitud, tipo de suelo y relieve.

1.3. Localización y número de los puntos de muestreo

En la estrategia del muestreo se ha de incluir la localización de la toma de muestra y diseñar y distribuir espacialmente los puntos de muestreo (geométrica, por áreas, selectiva, etc.). Existen diferentes procedimientos de selección de estos lugares que va desde la elaboración de una cuadrícula en cuyos nodos se toma la muestra hasta la utilización de complejos modelos estadísticos que proporcionan el número y distribución óptima de los puntos de muestreo (Figura 4.3 a). Es muy frecuente la elaboración de una zonificación del área de estudio, de acuerdo con las características y homogeneidad del territorio para establecer la distribución espacial de las estaciones o puntos de muestreo (Figura 4.3 b).

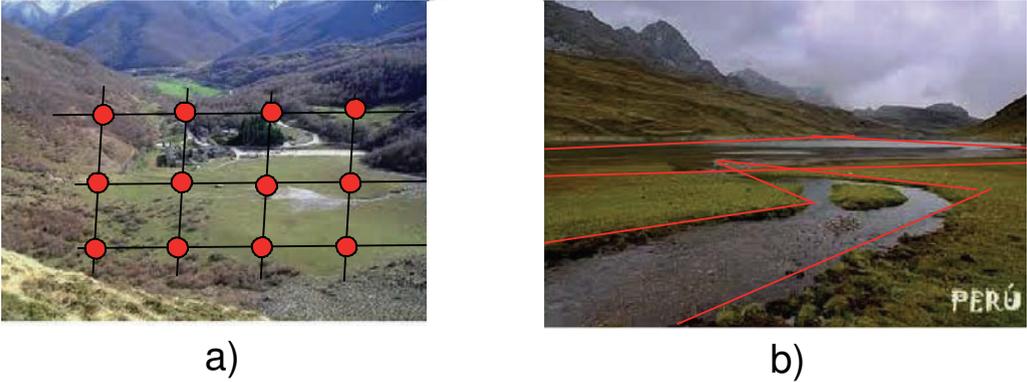


Figura 4.3. Localización y número de puntos de muestreo:
a) puntos de muestreo por cuadrícula, b) zonificación de área.

Sin embargo, todas las localizaciones deben cumplir los siguientes requisitos:

- *Representatividad del área seleccionada.* Para cumplir este requisito los datos obtenidos han de reflejar los niveles de inmisión y/o sus fluctuaciones de un área determinada. Por ejemplo, para evitar interferencias, algunos puntos de muestreo deben estar alejados de los focos de contaminación y de superficies que puedan absorber los contaminantes (vegetación, materiales de construcción, etc).
- *Comparabilidad de los datos.* Es necesario normalizar en lo posible las condiciones de muestreo con el fin de lograr la comparabilidad de los datos obtenidos en distintas localizaciones. Por ejemplo, tomando siempre la muestra, como mínimo, a 3 o 4 m sobre el nivel del suelo y a una distancia de 1,5 m de una superficie vertical u horizontal.

Tal y como recoge el RD 102/2011 para redes de vigilancia:

Por regla general, los puntos de muestreo deberán estar situados de tal manera que se evite la medición de microambientes muy pequeños en sus proximidades.

En los emplazamientos de tráfico los puntos de muestreo deberán estar ubicados de manera que sean, en la medida de lo posible, representativos de la calidad del aire de un segmento de calle no inferior a 100 m de longitud y en los emplazamientos industriales de manera que sean representativos de al menos 250 m × 250 m.

Las estaciones de fondo urbano deberán ubicarse de forma que su nivel de contaminación refleje la contribución procedente de todas las fuentes situadas a barlovento de la estación con respecto a la dirección de los vientos dominantes. El nivel de contaminación no debe estar dominado por una sola fuente salvo en el caso de que tal situación sea característica de una zona urbana más amplia. Por regla general, esos puntos de muestreo deberán ser representativos de varios kilómetros cuadrados.

Cuando el objetivo sea evaluar los niveles rurales de fondo, los puntos de muestreo no deberán estar influidos por las aglomeraciones o los emplazamientos industriales de los alrededores, es decir, los situados a menos de cinco kilómetros.

Cuando se desee evaluar las aportaciones de fuentes industriales, al menos un punto de muestreo se instalará a sotavento de la fuente con respecto a la dirección o direcciones predominantes del viento en la zona residencial más cercana. Cuando no se conozca el nivel de fondo, se situará un punto de muestreo suplementario a barlovento de la dirección dominante del viento.

Las localizaciones fijadas deben ser siempre accesibles en todo momento, seguras para el operador y protegidas de actos vandálicos. En algunos casos será necesario poseer determinada infraestructura (disponibilidad de energía eléctrica, etc.), por lo que no siempre es posible la localización inicial prevista o prefijada en base a criterios geométricos o modelos estadísticos.

En general, los puntos de muestreo orientados a la protección de la salud humana se ubicarán en zonas que registren las condiciones más altas a las que la población pueda llegar a verse expuesta. Se localizarán los puntos o estaciones de muestreo en sitios que representen la calidad del aire de las zonas que conformen este área teniendo en cuenta los puntos críticos que existan en ella y su influencia.

Si se requiere hacer un estudio de impacto de las emisiones de una determinada fuente fija, se localizarán sitios de muestreo alrededor de la misma. Generalmente, como referencia de la calidad del aire de la zona, se colocan algunos sitios de muestreo viento arriba de la fuente de emisión.

Otras consideraciones a tener en cuenta para elegir la localización de los puntos de muestreo son:

- *El tipo de emisiones y fuentes de emisión.* La recopilación de los datos de las emisiones y de las fuentes de emisión por medio de un inventario de emisiones nos darán una pauta de las zonas críticas que se pudieran tener en el área.
- *Los factores topográficos y meteorológicos.* Estos pueden utilizarse para dar una estimación inicial de las concentraciones de contaminantes e identificar posibles zonas críticas.
- *La información de la calidad del aire.* La cual nos proporciona una información inicial de situación. En los casos en los que no se cuenta con ella, se recomienda un estudio de reconocimiento para identificar los problemas de contaminación en el área.
- *Los modelos de simulación.* Estos modelos pueden ser utilizados para predecir los patrones de depósito o de dispersión de los contaminantes, así como las reacciones atmosféricas probables, lo cual nos ayudará en la selección de los sitios de muestreo.
- *Otros factores.* Entre éstos se incluyen la información sobre uso del suelo, demografía, densidad de población o «aglomeración» y salud pública.

El número de puntos de muestreo se puede elegir en función de la densidad de población en el área de estudio, en función de la concentración del contaminante o contaminantes a controlar, y también utilizando criterios estadísticos, siempre en coherencia con el objetivo del estudio. En cualquier caso la recogida de muestras dentro del área de estudio, se hará de tal manera que sean representativos de la calidad del aire de un lugar determinado para poder compararlos con estándares de calidad del aire, valores límites, normativa vigente, etc.

1.4. Tiempos y frecuencia del muestreo

Los programas de muestreo de contaminantes atmosféricos van unidos a los objetivos del mismo, pudiéndose diferenciar tres tipos de muestreo:

- *Muestreo continuo:* consiste en tomar muestras de forma continua a lo largo de un tiempo (mes, año, etc.). Este muestreo continuo puede ser en tiempo real (en el caso de los analizadores automáticos) o en

períodos predefinidos (por ejemplo, durante una hora cada día, o 10 minutos continuos cada hora, etc.)

- *Muestreo periódico*, ya sea semanal, mensual o estacional.
- *Muestreo puntual*: determinados días y horas.

Tabla 4.1. Datos para el diseño de una red de vigilancia atmosférica

Información básica	Inventario de emisiones (fuentes) Distribución geográfica de los receptores Riesgos de efectosa Datos meteorológicos disponibles Topografía de la zona Información previa sobre la calidad del aire Zonificación del terreno
Selección de contaminantes	En base al inventario de emisiones y a los más comunes (recogidos en la normativa vigente)
Zonificación	Complejos urbanos, industriales, etc.
Número de estaciones de muestreo	Representativas del área, dependiendo de la variabilidad de las concentraciones en el espacio y de los datos requeridos en función del objetivo.
Distribución geográfica de las estaciones de muestreo	Red geométrica Red selectiva Zonificación por área
Duración de Programa	Breve Intermitente Permanente
Frecuencia del muestreo	Variabilidad inherente del contaminante Precisión requerida de los datos
Organización y recursos	Entidades encargadas de la vigilancia Equipo y personal Costes de implantación y explotación

La frecuencia de muestreo y el tiempo de toma de muestra dependerán del tipo de programa que se pretenda llevar a cabo, e irán en función de los objetivos de seguimiento y de la calidad de los datos que se requiera.

Lo primero que se tendrá que definir para cualquier tipo de programa de vigilancia, ya sea de muestreo continuo o discontinuo, será la duración del mismo. La duración del Programa es el período de tiempo de evaluación (breve, intermitente, permanente, etc.) dependiendo de los objetivos. La frecuencia es el número de muestras que se tomarán en un intervalo de tiempo y determinará la precisión de los datos. Se recomienda establecer una frecuencia de muestreo que tome en consideración la variabilidad climática, estacional o inherente al contaminante, de manera que el programa de vigilancia sea representativo de lo que ocurre en la zona de estudio.

Los criterios que se tienen en cuenta a la hora de elegir el tiempo de toma de muestra pueden ser muy diversos, tales como los efectos sobre la salud producidos por los contaminantes, factores de inmisión, límites de detección del método de análisis y normas oficiales de la calidad del aire en cada país.

Así pues, para elaborar una estrategia de muestreo o diseñar una red de vigilancia atmosférica debemos recopilar inicialmente toda la información básica disponible, seleccionar los parámetros a determinar, zonificar el área, definir el número de estaciones o puntos de muestreo y su distribución, duración del muestreo y su frecuencia y por último, valorar los recursos que posibiliten la implantación y mantenimiento de la estrategia o red planificada (Tabla 4.1).

1.5. Conservación y manipulación de la muestra

Por último, se debe hacer hincapié en la importancia de las condiciones de transporte, recepción, manipulación y conservación de la muestra una vez obtenida. La manipulación debe asegurar que no se contamine, así como su perfecta identificación. En el caso de que las muestras hayan de ser analizadas por diferentes unidades analíticas, es recomendable disponer de un registro de distribución de muestras y establecer un orden de reparto o de prioridades.

La conservación de muestras, previa al análisis, debe realizarse en las condiciones adecuadas. Por ejemplo: nevera para muestras de precipitación, cámara de acondicionado para filtros de partículas que van a ser determinadas posteriormente por gravimetría, etc.

Aquellas muestras que no requieran condiciones especiales de almacenamiento, se colocan en zonas aisladas de posible contaminación y/o alteración hasta el momento de su análisis.

2. SISTEMAS Y EQUIPOS DE MUESTREO EN INMISIÓN

La metodología para la medida de los contaminantes atmosféricos se puede dividir en cinco grupos genéricos, que cubren los más amplios rangos de costes y características de funcionamiento:

- Muestreadores pasivos
- Muestreadores activos
- Analizadores automáticos en línea
- Sensores remotos
- Bioindicadores

Los muestreadores pasivos y activos, al igual que los bioindicadores, se incluyen en la metodología discontinua, que implica el posterior análisis en el laboratorio, mientras que los analizadores automáticos y sensores remotos pertenecen a la metodología continua, que proporciona los datos en tiempo real.

2.1. Muestreadores pasivos

Se basan en la exposición en el ambiente objeto de estudio, durante un apropiado período de tiempo, del dispositivo captador que mediante un proceso físico de difusión o permeación recoge los contaminantes por adsorción o absorción en un substrato químico seleccionado. Después de su exposición, que puede variar desde un par de horas hasta un mes, la muestra se lleva al laboratorio, donde se realiza la desorción del contaminante para ser analizada cuantitativamente.

Las principales ventajas del muestreo pasivo son: su simplicidad, el bajo coste, que no requieren energía eléctrica para su funcionamiento, y que son adecuados para muchas aplicaciones. Sin embargo, presentan desventajas como: que no ofrecen valores mínimos y máximos, sólo promedios; debido a su baja exactitud sólo sirven como valor referencial y además, el tiempo de resolución de la técnica es limitado.

Existen muy diferentes tipos de muestreadores pasivos disponibles para los principales contaminantes (NO_2 , SO_2 , NH_3 , COV y O_3):

- **Dosímetros pasivos personales**, son dispositivos ligeros ideales para el control de la exposición de las personas a contaminantes atmosféricos. El usuario lo lleva durante un período determinado de tiempo siendo posteriormente analizado en el laboratorio. En la Figura 4.4 se muestra una secuencia de utilización de un captador de este tipo.
- **Tubos de difusión de Palmes** son un ejemplo de captadores pasivos y cuyo funcionamiento puede verse en el siguiente esquema (Figura 4.5):



Figura 4.4. Componentes y secuencia de actuación para dosímetros pasivos personales.

En los últimos años se han desarrollado numerosos tipos de dispositivos que mejoran la velocidad y constancia de la difusión y la captación del analito (Ogawa, Radiello).

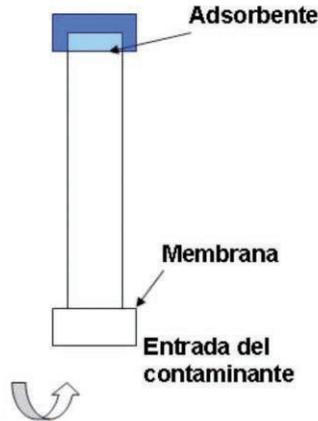


Figura 4.5. Funcionamiento del tubo Palmes.

- **Barboteadores pasivos.** También se fundamentan en procesos de difusión. En este caso constan de un tubo perforado y una tapa para retener un disco de difusión de *Knudsen*, que controla y mejora la transferencia del contaminante gaseoso al medio absorbente.
- **Tubos colorimétricos.** Algunos de los tubos colorimétricos son captadores pasivos. Estos tubos contienen una preparación química que reacciona con la sustancia a determinar cambiando de color, relacionando la longitud de la zona coloreada con la concentración. Los tubos suelen tener asociada una escala en unidades de concentración por lo que de forma directa se lee la misma; también puede determinarse la concentración por comparación con una escala de colores. La mayoría de las reacciones utilizadas en los tubos colorimétricos no son estrictamente selectivas y con frecuencia tienen múltiples interferencias en la determinación. También deben realizarse correcciones de la medida dependiendo de la presión y la temperatura ambiente. La principal ventaja de la utilización de los tubos colorimétricos es su rapidez de respuesta, ya que no es necesario un análisis posterior y, por consiguiente, están particularmente indicados en aquellos casos en los que se precisa conocer con rapidez la presencia de un compuesto que puede ocasionar daños agudos.
- **Papeles indicadores** en forma de tiras o parches dérmicos, que detectan la presencia de una cantidad no admisible de contaminante.

sobre disoluciones absorbentes utilizando barboteadores o *impinger* o sobre adsorbentes sólidos (*denuder*), o mediante mecanismos de difusión, reacción o combinación de varios de ellos. Se pueden agrupar los diferentes muestreadores activos según su fase de captación. También se incluyen en este apartado algunos captadores de partículas:

Captación en fase gaseosa

Se han utilizado para muestras de algunos gases orgánicos (metano, etano y propano) y gases inorgánicos poco reactivos (N_2 , O_2 , CO y CO_2). Son recipientes inertes (bolsas de plástico, depósitos de vidrio o de metal) en los que se introduce la muestra por bombeo (Figura 4.7). En la actualidad, los captadores tipo *canister* se utilizan frecuentemente para la determinación de COV y otros vapores tóxicos. No se recomienda para gases más reactivos que deberán ser estabilizados (O_3 , NO_x o SO_2).

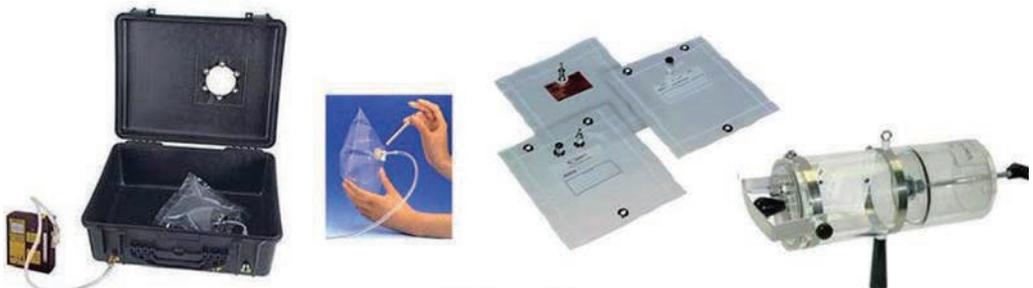


Figura 4.7. Bolsas y depósito de vidrio para captación gaseosa.

Captación en fase líquida

Uno de los métodos más frecuentes utilizados para la captación de la muestra es la absorción en fase líquida de los gases. La disolución resultante debe ser estable para que pueda ser analizada. Generalmente las técnicas utilizadas para el análisis de este tipo de muestras son espectrofotométricas, por lo que se suele añadir un reactivo que genere un compuesto coloreado que permita la determinación cuantitativa del contaminante. Las principales fases líquidas que se utilizan se recogen en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2. Principales fases líquidas para la absorción de gases

Fase líquida	Principales gases captados
Agua	Gases polares (ácido sulfhídrico, cloruros, amoníaco, metanol)
Etanol	Ésteres y aldehídos orgánicos
Ácido clorhídrico diluido	Aminas primarias
Hidróxido sódico diluido	Ácido cianhídrico y anhídrido sulfuroso
Mezcla de disolvente y reactivo	NO_x , SO_2 , H_2S

Los recipientes colectores son frascos lavadores de gases, en los que el aire puede burbujear a través de un orificio muy fino y a una distancia de pocos milímetros del fondo, acelerándose la mezcla del gas con la disolución absorbente (tipo impactador o de choque) o haciendo burbujear el gas lentamente al salir por una terminación de vidrio poroso (vidrio fritado), aumentando así la absorción en la disolución receptora.

La eficacia de captación depende de la solubilidad del gas en la solución absorbente y de la relación volumen aire muestreado/volumen de disolución absorbente.

Un esquema básico del equipo necesario para este tipo de toma de muestra constaría de filtro para la retención de partículas, barboteador para recoger la muestra de gases, cronómetro, termómetro y manómetro y la bomba aspirante (Figura 4.8).

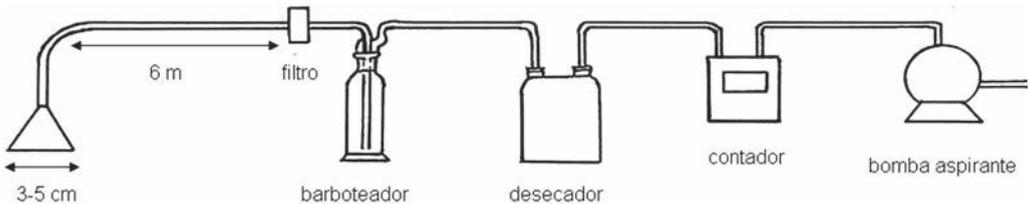


Figura 4.8. Captador de pequeño volumen (LVS).

Captación en fase sólida

En este tipo de captadores las sustancias adsorbentes se disponen en el interior de tubos de vidrio, separadas mediante espaciadores apropiados. Estos tubos suelen estar cerrados a la llama y vienen provistos de dos tapones para su protección una vez efectuado el muestreo (Figura 4.9).

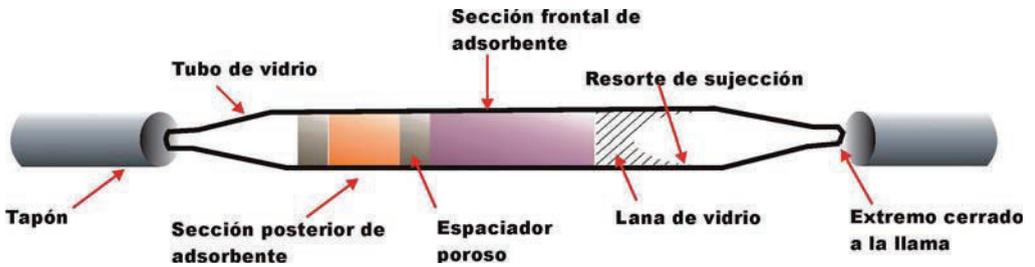


Figura 4.9. Captador en fase sólida.

Existe una amplia gama de tubos de sustancias adsorbentes dependiendo del compuesto a captar, siendo los más utilizados el carbón activo y el gel de sílice.

La recuperación de la muestra en el laboratorio se realiza mediante desorción con un disolvente o mediante desorción térmica.

Dentro de este grupo de captadores también estarían los tubos colorimétricos descritos anteriormente; en este caso se induciría el flujo de aire mediante una bomba aspiradora. Otro tipo de dispositivo es el *denuder*; en él, el aire se hace pasar por un tubo en condiciones de flujo laminar de manera que se produzca la difusión del gas hacia las paredes del tubo, absorbiéndose el contaminante, separándose así del resto de la muestra. Por otra parte, las partículas continúan la trayectoria siendo atrapadas por un filtro a la salida de éste.

Captación de partículas

Los efectos debidos a las partículas, en lo que respecta a la salud, están ligados al tamaño de las mismas, al tener diferente penetración en el sistema respiratorio. Así, los estándares de calidad del aire se centran en el control de las partículas en suspensión de $10\ \mu\text{m}$, partículas toráci-

cas (PM_{10}) y en la fracción particulada más perjudicial, las partículas de $2,5 \mu m$ ($PM_{2,5}$), partículas respirables, más finas y que pueden llegar a zonas más profundas del tracto respiratorio. Por esto, el muestreo de partículas puede comprender diferentes etapas: captación de la muestra, distribución de tamaños, cuantificación del peso y composición química.

Así, la toma de muestra de contaminantes sólidos se realizará de diferente manera dependiendo del tipo de partícula y posterior análisis a realizar. Las determinaciones que más frecuentemente se realizan son:

- Determinación de las partículas sedimentables
- Determinación de las partículas totales en suspensión (PTS)
- Determinación del material particulado total en suspensión (MPTS)

En la Tabla 4.3 se recogen los diferentes captadores utilizados en el muestreo de partículas y sus características, diferenciados por el flujo de captación.

Tabla 4.3. Tipos de captadores y características

Tipo de captador	Características
Captador de alto volumen (HVS)	Flujo aproximado: $68 \text{ m}^3/\text{h}$ Límite de detección: $1 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Rango de captación de partículas: $0,1 - 100 \mu\text{m}$ Apropiado para PTS
Captador de medio volumen (MVS)	Flujo aproximado: $6 \text{ m}^3/\text{h}$ Límite de detección: $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ No apropiado para PTS. Adecuado para la captación de dioxinas y otros compuestos orgánicos semivolátiles
Captador de bajo volumen (LVS)	Flujo aproximado: $2,3 \text{ m}^3/\text{h}$ Límite de detección: $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Apropiado para análisis de partículas y opacidad
Clasificador de aerosoles de amplio rango (WRAC)	Flujo aproximado: $2.500 \text{ m}^3/\text{h}$ Impactores: $10, 20, 40$ y $60 \mu\text{m}$ Adecuado para MPTS

El captador de alto volumen es el muestreador más utilizado para la determinación de PTS, debido a su bajo coste y fácil manipulación y mantenimiento. Esta determinación es una estimación del material particulado en suspensión (MPTS), ya que en condiciones ambientales de viento o cuando existe una gran cantidad de partículas la recolección suele ser incompleta.

Los captadores de medio y bajo volumen son apropiados para otro tipo de determinaciones: dioxinas, furanos y compuestos orgánicos semivolátiles o análisis de partículas y opacidad.

El clasificador de aerosoles de amplio rango (Wide Range Aerosol Classified, WRAC) utiliza un flujo de muestreo de alrededor de 2.500 m³/h con una velocidad de entrada de 2,3 m/s. Debido a las dimensiones del WRAC es el único sistema capaz de realizar un muestreo representativo de las partículas con diámetros superiores a 60 µm a pesar de condiciones meteorológicas con fuertes vientos. También es el único sistema capaz de muestrear al mismo tiempo partículas totales y fracción torácica al contar con impactores de 10, 20, 40 y 60 µm. WRAC es considerado por la Unión Europea el muestreador de referencia para la medición del material de partículas suspendidas total (MPTS).

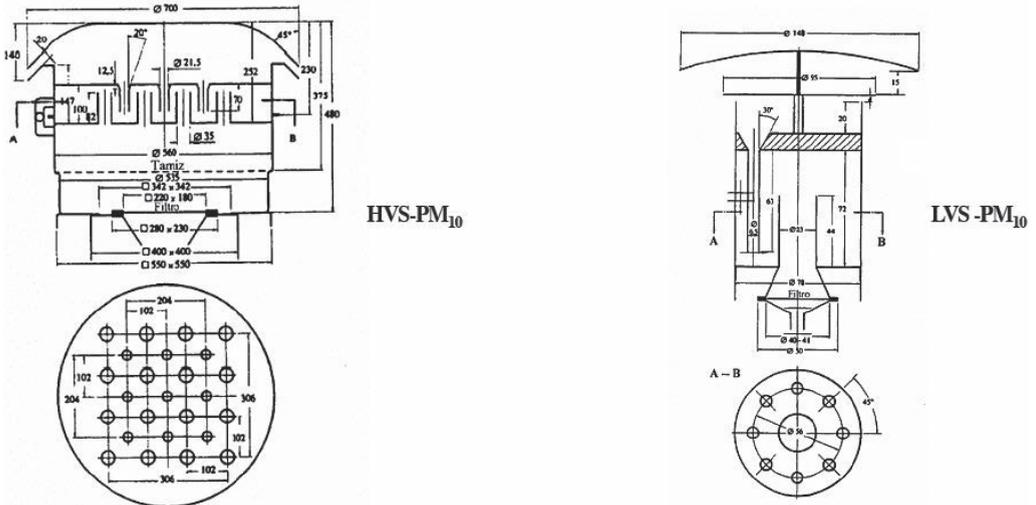


Figura 4.10. Cabezales de captadores de alto (HVS) y bajo(LVS) volumen según UNE-EN 12341:1999.

Estos equipos además permiten la instalación de distintos cabezales portafiltros y accesorios de captación para retener y seleccionar los diferentes tamaños (Figura 4.10).

Otro factor a tener en cuenta en el muestreo de partículas es la selección del filtro que dependerá del tipo de muestreo que se lleve a cabo y del posterior análisis a realizar.

2.3. Otros sistemas de muestreo

En este apartado incluimos los analizadores automáticos «*on line*», de los que hemos hablado anteriormente, los sensores remotos y los bioindicadores.

Analizadores automáticos en línea

Los muestreadores o analizadores automáticos combinan la toma de muestra con la detección analítica para simplificar y acelerar la determinación de los contaminantes. El fundamento de los muestreadores automáticos se basa en la medida de propiedades físicas o químicas del gas que va a ser analizado en continuo, utilizando métodos ópticos (absorción o emisión de radiaciones de una longitud de onda determinada) y electrónicos.

En los analizadores automáticos la muestra se toma y se analiza en tiempo real, siendo específicos de cada contaminante. Son muy ventajosos frente a los muestreadores activos y pasivos sobre todo cuando se necesita una rápida respuesta (horas o incluso menos).

El aire muestreado entra en una cámara de reacción donde, ya sea por una propiedad óptica del gas que pueda medirse directamente o por una reacción química que produzca quimiluminiscencia o fluorescencia, se mide la absorción de la radiación lumínica por medio de un detector que produce una señal eléctrica proporcional a la concentración del contaminante muestreado.

Sensores remotos

Los analizadores automáticos registran la concentración de los analitos en el punto donde están instalados. En el caso de los sensores remotos, és-

tos pueden dar información integrada de multicomponentes a lo largo de una trayectoria específica y en sistemas complejos, sistemas móviles, etc.; permitiendo así la elaboración de mapas tridimensionales y patrones de resolución de datos, entre otros.

Las aplicaciones de los sensores remotos son muy especializadas y se utilizan en investigaciones de fuentes de emisión y mediciones verticales de contaminantes gaseosos (ozono troposférico y estratosférico). Son equipos muy complejos y costosos y no siempre sus resultados pueden ser comparables con analizadores convencionales.

Están basados en un emisor de radiaciones de diferentes longitudes de onda y un receptor, separados ambos por una distancia que puede oscilar entre 200 m y varios kilómetros. Los contaminantes presentes en esa ruta óptica absorben estas radiaciones y esta absorción es posteriormente cuantificada.

Algunos de estos controles remotos se han llevado a cabo por medio de instrumentos montados en aviones o en satélites, cuyos métodos incluyen el uso de correlaciones espectrométricas, el reflejo de la radiación solar en las partículas de los aerosoles, absorción infrarroja y emisión espectroscópica, láser de color y de inducción infrarroja fluorescente y la aplicación de técnicas astronómicas.

Desde un punto de vista comercial son instrumentos muy caros y extremadamente complejos, y algunos de ellos presentan además dificultades respecto a la validación de los datos obtenidos y sus niveles de confianza.

Bioindicadores

Los bioindicadores son organismos o comunidades de organismos que reaccionan con determinadas características del medio ambiente cambiando sus funciones vitales y/o su composición química, lo que permite obtener conclusiones sobre la presencia de sustancias nocivas en el medio. El uso de plantas en el campo de la bioindicación es particularmente útil ya que se basa en técnicas simples y relativamente económicas.

Este sistema de muestreo permite obtener, de forma general, conclusiones sobre los efectos que las concentraciones de contaminantes tienen sobre los seres vivos. Complementan a los ya citados métodos físico-quími-

cos y aportan información sobre los efectos de la contaminación sobre los organismos.

Podemos clasificarlos como:

- *Bioindicadores*: son en sentido estricto, las plantas que presentan efectos visibles tras ser expuestas a la contaminación. Se emplea la superficie de las plantas como receptoras de contaminantes; esencialmente la planta es un muestreador que tras su exposición al aire ambiente, puede ser recolectada para observación y/o análisis en el laboratorio por medio de métodos químicos clásicos (biomasa, concentraciones, etc). Un ejemplo es el caso del tabaco, al que el ozono produce manchas necróticas en las hojas, y el de la *Tradescantia*, en la que la contaminación produce un aumento en la generación de micronúcleos (alteraciones del ADN) en las células madre de los granos de polen, observables al microscopio, y que se utiliza para detectar los efectos mutagénicos de algunos contaminantes.
- *Bioacumuladores*: no presentan efectos visibles tras su exposición, sino que acumulan el contaminante y sus metabolitos. En este caso se aprovecha la capacidad de la planta para acumular contaminantes o sus metabolitos en el tejido vegetal. Son ejemplos el caso de las acículas del abeto para el azufre total y de los pastos para los fluoruros, el azufre y algunos metales pesados. Nuevamente la planta deberá ser recolectada y analizada por métodos químicos clásicos.

A pesar de que se han desarrollado guías para la utilización de los bioindicadores, todavía quedan problemas no resueltos en cuanto a la estandarización de estas técnicas. En general, cuanto menor sea la variación climática entre los sitios de las áreas de muestreo, más fácil será que se pueda desarrollar una técnica estandarizada que permita una comparación de datos significativa. Actualmente, es todavía extremadamente difícil desarrollar procedimientos de control de calidad para el uso de bioindicadores en localidades muy diferentes.

3. MUESTREO EN EMISIÓN

La toma de muestra en emisión, es decir a la salida de la fuente, en general se realiza en las chimeneas o conductos por los que se evacúan los

gases de los distintos procesos de producción. El control de las emisiones no sólo tiene por objetivo cumplir las normativas de seguridad de la instalación para prevenir potenciales situaciones de riesgo o de incumplimiento de la legislación medioambiental respecto a la contaminación y calidad del aire (inventario de emisiones, etc.), también tienen un interés especial para los gestores de las instalaciones, ya que tendrán datos para optimizar y controlar sus sistemas de producción o de control asegurando la eficiencia, por ejemplo, relacionando emisiones y variables del proceso (consumo de combustible, exceso de oxígeno en la combustión, pérdida de material en las emisiones, etc.), comprobando la efectividad de las técnicas de control de contaminantes implantadas, evaluando así las necesidades de mantenimiento y control. Todo ello puede redundar en la reducción de costes.

Los sistemas de medidas instalados para este fin suelen clasificarse en *sistemas in-situ*, en el que parte del sistema de análisis está montado en la propia chimenea en contacto directo con el flujo de gas, y en *sistemas extractivos*, que como su propio nombre indica, extraen la muestra del flujo de gases de la chimenea, que debe ser acondicionada y transportada a la sección donde se analiza, la mayoría de las veces fuera de la planta de producción. En este apartado hablaremos exclusivamente de la toma de muestra y su acondicionamiento en estos sistemas extractivos.

Al igual que en el diseño de una estrategia de muestreo o red de control en inmisiones, también uno de los pasos más importantes para muestrear las emisiones es determinar la localización de los puntos de muestreo que deben ser elegidos de tal forma que la muestra sea representativa del flujo de gases, como hemos recogido en apartados anteriores.

En la toma de muestra para el análisis de *contaminantes gaseosos*, se elige un punto en el que la mezcla de los mismos sea lo más homogénea posible, por lo que la zona elegida debe ser una zona turbulenta que favorezca este efecto. La muestra es recogida a través de una sonda de vidrio borosilicatado o de cristal de cuarzo enfundado, con un sistema de calentamiento capaz de mantener la temperatura de los gases a la salida de la misma a 120 °C (Figura 4.11).

Sin embargo, en el caso de la toma de muestra para la determinación de las emisiones de partículas, la toma de muestra debe realizarse en condiciones isocinéticas para que la muestra sea representativa (Figura 4.12).

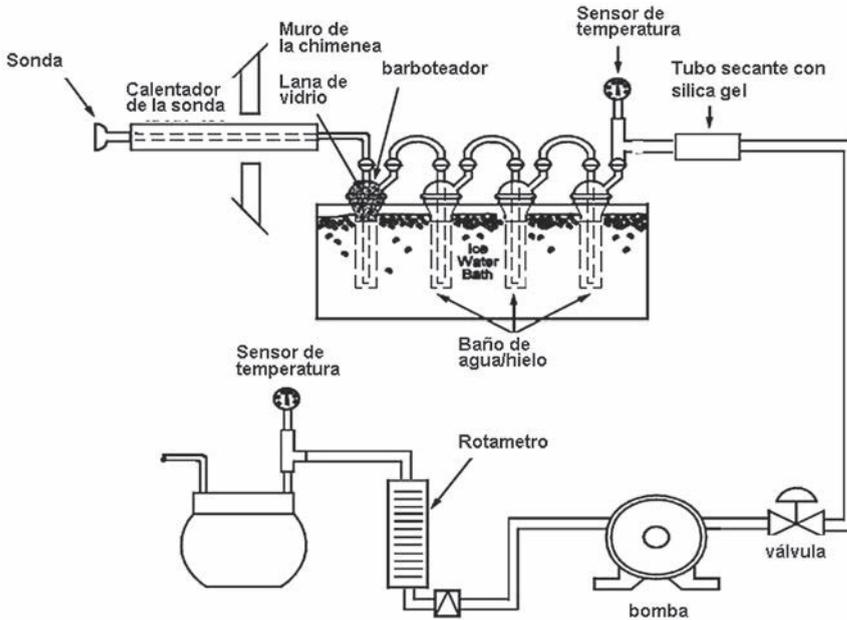
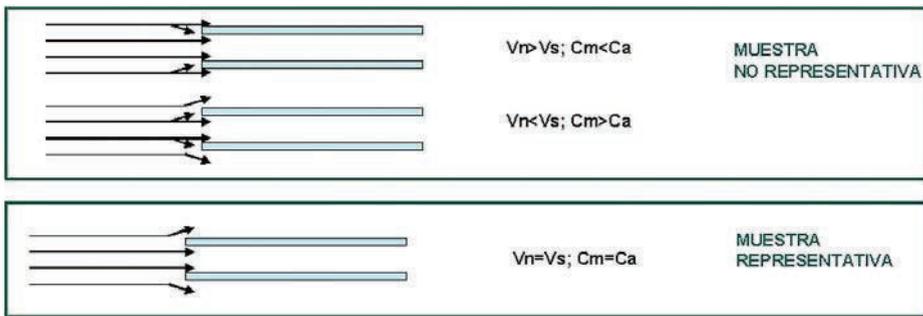


Figura 4.11. Sistema de muestreo para SO_2 (Método US-EPA N.º 6).



V_n : velocidad de la toma de muestra
 V_s : velocidad de los gases del conducto
 C_m : concentración en la muestra
 C_a : concentración en el conducto

Figura 4.12. Condiciones de muestreo característica del muestreo de partículas en emisión.

Estas condiciones se consiguen utilizando un sistema en que en todo momento se controla la velocidad de muestreo, y en el que destaca la boquilla de la sonda de acero inoxidable, la sonda de vidrio borosilicatado

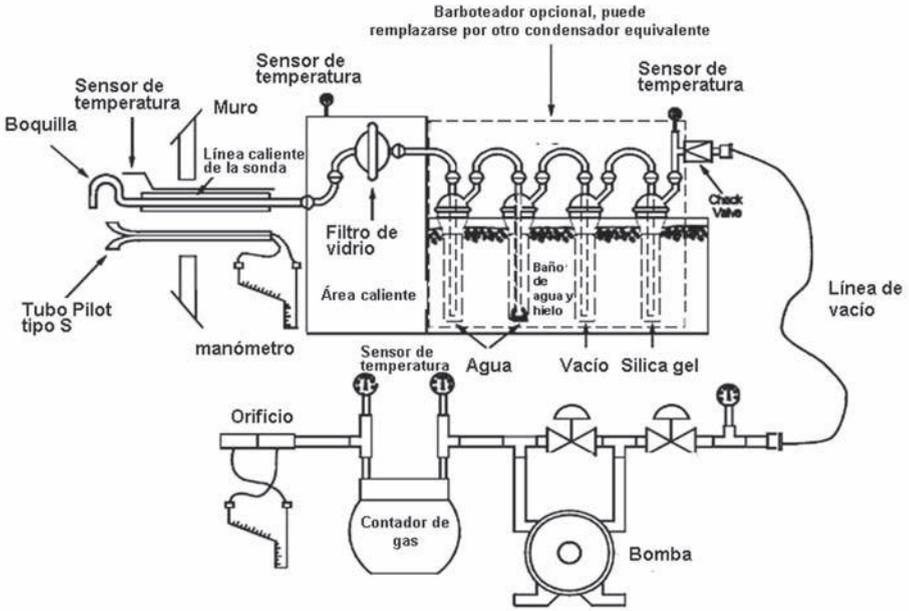


Figura 4.13. Sistema de muestreo para partículas (Método US-EPA N.º 5).

o de cuarzo enfundado y el tubo pitot tipo S, que se adosará a la sonda para determinar la velocidad de los gases (Figura 4.13).

Una vez extraída la muestra se somete a un pretratamiento en la misma chimenea, mediante el cual se elimina el material particulado más grueso arrastrado con los gases. Dependiendo del acondicionamiento podemos distinguir varios tipos de sistemas extractivos:

- **En base seca**

En el que se elimina la humedad a los gases antes de realizar la medición. El sistema está constituido por una sonda que se ubica en la chimenea y un dispositivo de pretratamiento con filtros calentados para evitar la condensación. A ello se suma una conducción que también se mantiene caliente con varias líneas internas, una de las cuales porta la muestra. Después la muestra pasa a un sistema de tratamiento final donde los gases se enfrían a una temperatura próxima a los 2 °C, lo que produce la condensación de la humedad que se elimina de forma continua. Así llega a los analizadores una muestra seca, libre de partículas y en un flujo controlado.

- **En base húmeda**

En este caso, todos los componentes del sistema, desde la toma de muestra hasta los analizadores, se mantienen a altas temperaturas, de manera que nunca se produce condensación. Este sistema se utiliza en casos más particulares, cuando los gases a analizar tienden a disolverse en el líquido condensado, como es el caso del amoníaco.

- **Con dilución**

Se utiliza en algunos procesos donde los gases de salida tienen numerosos compuestos complejos, o existe mucha humedad o material particulado que dificultan la medición. Este método consiste en tomar una parte de la muestra y diluirla con aire seco en una proporción medida en forma muy exacta (30, 50 o más veces). Esas condiciones de dilución permiten que el analizador de gases pueda operar a temperatura ambiente, lo que le resta complejidad al sistema y disminuye su costo inicial de implementación. En este caso, la baja concentración a analizar, debida a la dilución, exige equipos y técnicas de análisis suficientemente sensibles, similares a las utilizadas en las medidas de inmisiones.

Las distintas características de las instalaciones, conductos, chimeneas y diferentes emisiones derivadas de los procesos específicos de la producción, aumenta la necesidad de equipos para la determinación de emisiones que se adaptan a cada situación y lugar. La actual tecnología está permitiendo el desarrollo e implantación de nuevos equipos y sistemas continuo de seguimiento de emisiones (CEMS) que facilitan la toma de muestra de las emisiones.

4. BIBLIOGRAFÍA

- CÁMARA, C., FERNÁNDEZ, P., MARTÍN, A., PÉREZ, C. y VIDAL, M. (2004). Toma y tratamiento de muestras, Madrid. Síntesis.
- MARTÍNEZ, A.P. y ROMIEU, I. *Introducción al monitoreo atmosférico*. Último acceso 1 de mayo de 2012 en <http://www.bvsde.ops-ms.org/bvsci/e/fulltext/intromon/intromon.html>
- REAL DECRETO 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire.
- STERN, C. (1986). *Air Pollution* Vol. 3. Londres. Academic Press.
- US-EPA. *Test Methods*. Último acceso 1 de mayo de 2012 en <http://www.epa.gov/ttn/emc/>

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones propuestas antes de comprobar las soluciones.

1. Defina brevemente la toma de muestra aleatoria.
2. ¿Qué tipo de error se puede introducir con la planificación de la toma de muestra (definición, subdivisión del área de estudio, etc.)?
3. ¿Cuál es la diferencia entre muestreo por cuadrícula y muestreo por zonificación de área?
4. ¿Qué tipo de captador son los dosímetros personales?
5. ¿Para qué se utiliza el clasificador de aerosoles de amplio rango (WRAC)?
6. ¿En qué condiciones se debe extraer el flujo de gases de una chimenea para determinar su concentración en partículas?
7. ¿En qué consiste el acondicionamiento de la muestra en base seca en un sistema extractivo?
8. ¿Qué fase líquida pondría en el barboteador para captar gases polares (ácido sulfhídrico, cloruros, amoníaco, etc)?
9. ¿Cuál es la característica que diferencia a los captadores activos de los pasivos?
10. Se utiliza un tubo Dräger para medir los gases nitrosos en un conducto de una instalación industrial. La lectura directa nos indica 1 ppm de NO₂ siendo la presión atmosférica en la zona 0,9 atm. Expresar el resultado en mg·m⁻³ (20 °C y 101,3 kPa), sabiendo que el resultado sólo es afectado por la presión.

Datos:

$$\text{pm NO}_2 = 46,01 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$$

$$R = 8,314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1} = 0,08206 \text{ atm}\cdot\text{L}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1} = 1,987 \text{ cal}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$$

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. La toma de muestra aleatoria, es cuando las muestras se seleccionan de tal forma que cualquier porción del objeto o población tiene la misma probabilidad de ser seleccionada.
2. Se puede introducir un error sistemático además del aleatorio.
3. El muestro por elaboración de cuadrícula es equidistante u no depende de de la zona ni de la homogeneidad del terreno. Sin embargo, el muestreo por zonificación del área de estudio, se lleva a cabo de acuerdo con las características y homogeneidad del territorio
4. Los dosímetros personales son captadores activos.
5. El clasificador de aerosoles de amplio rango (Wide Range Aerosol Classified, WRAC) utiliza un flujo de muestreo de alrededor de 2.500 m³/h con una velocidad de entrada de 2,3 m/s. Debido a las dimensiones del WRAC es el único sistema capaz de realizar un muestreo representativo de las partículas con diámetros superiores a 60 µm a pesar de condiciones meteorológicas con fuertes vientos. También es el único sistema capaz de muestrear al mismo tiempo partículas totales y fracción torácica al contar con impactores de 10, 20, 40 y 60 µm. WRAC es considerado por la Unión Europea el muestreador de referencia para la medición del material de partículas suspendidas total (MPTS).
6. En condiciones isocinéticas.
7. En el acondicionamiento en base seca se elimina la humedad a los gases antes de realizar la medición. El sistema está constituido por una sonda que se ubica en la chimenea y un dispositivo de pretratamiento con filtros calentados para evitar la condensación. A ello se suma una conducción que también se mantiene caliente con varias líneas internas, una de las cuales porta la muestra. Después la muestra pasa a un sistema de tratamiento final donde los gases se enfrían a una temperatura próxima a los 2 °C, lo que produce la condensación de la humedad que se elimina de forma continua. Así llega a los analizadores una muestra seca, libre de partículas y en un flujo controlado.
8. La fase líquida más utilizada es el agua.

9. La principal característica que los diferencia, es que los captadores activos utilizan una bomba de aspiración para hacer pasar el aire a través del medio captador.
10. Según la Ley de Boyle-Mariotte, el volumen ocupado por una misma masa gaseosa, a temperatura constante, es inversamente proporcional a la presión que soporta, es decir:

$$P_1 \cdot V_1 = P_2 \cdot V_2$$

1 ppm = 1 cm³ NO₂/m³ aire, por lo que,

$$V_1 = \frac{P_2 \cdot V_2}{P_1} = \frac{1 \text{ atm} \times 1 \text{ cm}^3}{0,9 \text{ atm}} = 1,1 \text{ cm}^3$$

La concentración será 1,1 ppm.

Utilizando la ecuación de los gases perfectos y realizando las correspondientes transformaciones de unidades:

$$P \cdot V = nRT = \frac{g}{pm} RT$$

$$g = \frac{P \cdot V \cdot pm}{RT} = \frac{0,9 \text{ atm} \times 1,1 \times 10^{-3} \text{ L} \times 46,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}}{0,08206 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 293 \text{ K}} = 1,9 \times 10^{-3} \text{ g NO}_2/\text{m}^3$$

$$[\text{NO}_2] = 1,9 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$$

ANÁLISIS DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

5



Contenido

1. Análisis de los principales contaminantes gaseosos
2. Análisis de contaminantes particulados

Objetivos

- Comprender los métodos de análisis de los contaminantes atmosféricos.
- Conocer las técnicas instrumentales utilizadas para la determinación de los contaminantes atmosféricos.
- Conocer los métodos de referencia para la medición de los contaminantes atmosféricos.
- Diferenciar la distinta metodología para la determinación de los contaminantes en inmisión y emisión.
- Conocer los sistemas de medida en continuo.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

Para proteger el aire ambiente es necesario controlar las emisiones antropogénicas a la atmósfera y vigilar los niveles de inmisión fijados como objetivos de calidad en la legislación vigente.

La evaluación de la calidad del aire (medidas de inmisión) implica la obtención de los datos relativos a las concentraciones de los contaminantes, que permitirán diagnosticar las condiciones ambientales de una determinada zona, desarrollar modelos de dispersión de los contaminantes, realizar estudios científicos y evaluar sus efectos sobre la población, ecosistemas y materiales.

Por otra parte, los datos de las emisiones de fuentes fijas o móviles, tomados a la salida de la fuente, se utilizan para verificar el cumplimiento de los límites de emisión de los distintos contaminantes, la eficacia de los sistemas de control de emisiones implementados y también, permiten establecer el rendimiento y la eficiencia de los sistemas de producción.

Las técnicas analíticas empleadas para medir los contaminantes en inmisión y emisión tienen los mismos fundamentos. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las concentraciones de los contaminantes en emisión son mucho más elevadas que las de inmisión, puesto que entre unas y otras se produce el proceso de difusión atmosférica, dispersión y depósito, que rebaja considerablemente el valor de las primeras. Además, a la salida de la fuente, los gases pueden presentar humedad, hollín y partículas, pueden ser corrosivos y estar a temperaturas elevadas. En estos casos, el acondicionamiento de la muestra es imprescindible si se quiere utilizar una instrumentación similar a la empleada en las medidas en inmisión. También se han desarrollado equipos de medida robustos que se pueden instalar en la propia chimenea y en las condiciones agresivas que se han comentado.

Tabla 5.1. Métodos de referencia para determinación de contaminantes en inmisión (RD 102/2011)

Contaminante	Método de referencia	
Dióxido de azufre	Fluorescencia de ultravioleta	UNE-EN 14212:2006
Dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno	Quimioluminiscencia	UNE-EN 14211:2006
Plomo, Arsénico, Cadmio y Níquel	Espectrometría de absorción atómica con cámara de grafito o por espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo	UNE-EN 14902:2006
PM ₁₀	Gravimetría	UNE-EN 12341:1999
PM _{2,5}	Gravimetría	UNE-EN 14907:2006
Benceno	Cromatografía de gases	UNE-EN 14662:2006
Monóxido de carbono	Espectrometría infrarroja no dispersiva	UNE-EN 14626:2006
Ozono	Fotometría ultravioleta	UNE-EN 14625:2006
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	HPLC-fluorescencia	UNE-EN 15549:2008
Mercurio	Espectrometría de absorción atómica	FprEN 15852

Los métodos utilizados para el análisis de contaminantes, al igual que los de muestreo, pueden ser continuos o discontinuos. Los métodos continuos implican la captación y análisis del contaminante en el punto de muestreo, de forma continua y automática, mientras que los métodos discontinuos suponen la captación del contaminante en el punto de muestreo, el transporte al laboratorio y su posterior análisis. Tanto los métodos continuos como los discontinuos son aplicables para la determinación de los contaminantes en emisión y en el aire ambiente.

Para la evaluación de las concentraciones de los principales contaminantes en el aire ambiente, se han fijado métodos de referencia en la legislación vigente (Tabla 5.1). Sin embargo, para la determinación de los niveles de emisión no se han establecido métodos de referencia, únicamente para las grandes instalaciones de combustión (GIC) y refinerías, se recomienda utilizar las normas CEN (Comité Europeo de Normalización) pertinentes y en caso de no disponerse de normas CEN, aplicar las normas ISO (International Organization for Standardization) u otras normas nacionales o internacionales que garanticen la obtención de datos de calidad científica equivalente (RD 430/2004).

Otra diferencia sustancial entre las medidas en inmisión y emisión es la expresión de las concentraciones. En inmisión, el volumen debe ser referido a una temperatura de 293 K y a una presión de 101,3 kPa. En emisión, el volumen será referido a condiciones normalizadas de temperatura y presión, es decir, 273 K y 101,3 kPa.

El número de contaminantes atmosféricos susceptibles de ser analizados es muy elevado, por ello es que en esta Unidad se pretende hacer una breve revisión sobre las técnicas instrumentales utilizadas en el análisis de los principales contaminantes presentes en el aire, haciendo una distinción entre el análisis de los contaminantes gaseosos de la atmósfera, y el análisis de material particulado.

1. ANÁLISIS DE LOS PRINCIPALES CONTAMINANTES GASEOSOS

1.1. Métodos de medida en discontinuo

Los métodos de medida en discontinuo implican la toma de una muestra en un punto determinado y el transporte al laboratorio para su posterior análisis. La técnica analítica utilizada en el laboratorio para la determinación de la concentración del contaminante dependerá del tipo de dispositivo con que la muestra fue tomada, el contaminante a analizar y los objetivos del análisis.

1.1.1. Métodos espectrofotométricos

Algunos de los principales métodos de análisis de los componentes inorgánicos de los gases se fundamentan en una determinación espectrofoto-

métrica, es decir por espectrometría de absorción molecular. Esta técnica se basa en la medición de la transmitancia T o de la absorbancia A de una disolución al pasar por ella una radiación electromagnética (UV-Vis), que se relaciona linealmente con la concentración según la Ley de Lambert-Beer.

$$A = -\log T = \log \frac{I_o}{I} = \epsilon bc$$

donde A es la absorbancia; T es la transmitancia; I_o es la intensidad incidente e I la intensidad transmitida; ϵ es la absortividad molar; b la longitud de la trayectoria de la muestra y c la concentración.

Análisis de SO₂

La espectrofotometría UV-V es el fundamento de algunos métodos de análisis de los óxidos de azufre.

Método colorimétrico de West-Gaeke o método de la pararrosanilina

La muestra de aire que contiene el SO₂ se hace burbujear a través de una disolución de tetracloromercuriato de potasio, formándose un complejo estable y no volátil, el dicloro-sulfitomercurato (II). Este complejo se hace reaccionar con formaldehído y pararrosanilina en disolución ácida para formar un compuesto intensamente coloreado, el ácido pararrosanilinetilsulfónico, que tiene un color púrpura y que se mide a 548 nm y pH=1,6 por espectrofotometría. Aunque fue método de referencia, no obstante, no es muy utilizado debido a que los reactivos que se emplean son muy tóxicos.

Método de la thorina

En el método de la thorina la solución captadora es una disolución de peróxido de hidrógeno, previamente acidificada. El SO₂ se oxida a ácido sulfúrico y al añadir una cantidad conocida de perclorato de bario se forma sulfato bórico. El exceso de ión bario que no ha reaccionado se hace reaccionar con la thorina (sal sódica del ácido (hidroxi-2-disulfo-3,6-naftilaz-1)-

2-benceno arsónico), formando un compuesto rojo que se determina espectrofotométricamente a una longitud de onda de 520 nm. El ión sulfato también se puede formar captando el contaminante sobre filtros impregnados en hidróxido de potasio, en forma de sulfito potásico, que posteriormente se oxida a sulfato potásico, por adición de peróxido de hidrogeno.

Análisis de NO₂

Existen también varios métodos espectrofotométricos importantes para la determinación de los óxidos de nitrógeno.

Método de Griess-Saltzman

En el método de Griess-Saltzman los óxidos de nitrógeno se recogen en forma de NO₂ sobre una disolución de trietanolamina. La reacción de NO₂ con ácido sulfanílico forma un compuesto de diazonio que con N-(1-naftilendiamina dihidrocloruro) en presencia de ácido acético forma un colorante diazo coloreado, de color rosa rojizo, que puede ser determinado por espectrofotometría a una longitud de onda de 550 nm.

Método modificado de Jacobs Hochheisser o del arsenito

El NO₂ es captado en una disolución alcalina de arsenito sódico. El ión nitrito así formado reacciona con sulfamida y N-1-naftilendiamina en ácido fosfórico para formar un colorante azo de color intenso púrpura que se puede determinar por espectrofotometría a 543 nm. Este método puede utilizarse para la determinación de NO₂ en presencia de grandes concentraciones de SO₂.

Método para medir óxidos de nitrógeno totales

Se fundamenta en transformar NO en NO₂ y determinar la concentración de ambos mediante algunos de los métodos anteriormente descritos.

La forma más utilizada para oxidar NO es hacerlo pasar por un filtro de fibra de vidrio en el que se ha precipitado trióxido de cromo.

Análisis de O₃

Para el análisis de ozono se han desarrollado varios métodos colorimétricos. En uno de ellos se utiliza como colorante el carmín de índigo (5.5-índigo sulfonato ácido), mientras que en otro el método se basa en hacer pasar el ozono a través de una disolución de yoduro potásico, liberando yodina, la cual se determina espectrofotométricamente. En ambos casos se trata de métodos inespecíficos, puesto que determinan oxidantes totales. No obstante, a pesar de estos inconvenientes se sigue recomendando este último método para determinar de forma aproximada la cantidad de oxidantes totales en muestras de aire.

Tabla 5.2. Métodos espectrofotométricos para la determinación de contaminantes gaseosos

Contaminante	Disolución captadora	Reactivo fotométrico
SO ₂	Tetracloromercuriato	Pararosanilina y formaldehído
NO ₂	Trietanolamina	N-(1-naftil etilendiamina dihidrocloruro
NO	Después de la oxidación a NO ₂ se mide igual que éste.	
H ₂ S	Suspensión de hidróxido de cadmio	Azul de molibdeno
	Suspensión de hidróxido de cadmio	N,N-Dimetil-p-fenilendiamina dihidrocloruro
HCl	0,1 M NaOH	Tiocianato de mercurio y sal de férrica
Ozono	5.5índigo sulfonato ácido	
NH ₃	0,005 M H ₂ SO ₄	Fenol e hipoclorito sódico
Formaldehído	Tetracloromercuriato	Pararosanilina y sulfito
Fenol	0,1 M NaOH	p-nitroanilina

Una determinación específica del ozono se basa en la reacción de este contaminante con 1,2 di-4 piridil-etileno, para formar 4-piridialdehído,

que reacciona con la 3-metilbenzotiazolinonahidrazona (MBTH), para producir la correspondiente hidracida de color amarillo, cuya absorbancia se cuantifica a una longitud de onda de 430 nm.

En la Tabla 5.2 se recogen algunos métodos espectrofotométricos indicando la disolución de captación y el reactivo fotométrico.

1.1.2. Métodos cromatográficos

Las técnicas cromatográficas agrupan un conjunto de métodos de separación e identificación de componentes en mezclas complejas. En todos los métodos cromatográficos (Tabla 5.3), la muestra se disuelve en una fase móvil (gas, líquido o fluido supercrítico) la cual se hace pasar por una fase estacionaria. Las dos fases se eligen de forma que los componentes de la muestra se muevan de forma distinta y puedan separarse.

Tabla 5.3. Clasificación de los métodos cromatográficos

Clasificación	Tipo	Fase estacionaria	Tipo de equilibrio
Cromatografía de gases (CG)	Gas-líquido (CGL)	Líquido adsorbido o unido a una superficie sólida	Distribución entre líquido y gas
	Gas-sólido	Sólido	Adsorción
Cromatografía de líquidos (CL)	Líquido-líquido	Líquido adsorbido o unido a una superficie sólida	Distribución entre líquidos miscibles
	Líquido-sólido	Sólido	Adsorción
	Intercambio de iones	Resina de intercambio iónico	Intercambio iónico
	Exclusión por tamaño	Líquido en los intersticios de un sólido polimérico	Distribución-exclusión
	Afinidad	Grupo de líquidos específicos unidos a una superficie sólida	Distribución entre el líquido de la superficie y el líquido móvil
Cromatografía de fluidos supercríticos		Especies orgánicas enlazadas a una superficie sólida	Distribución entre el fluido supercrítico y la superficie enlazada

Análisis de SO₂

Método de la trietanolamina

Para la captación se utiliza una mezcla de trietanolamina/glicol. El SO₂ se quimiadsorbe en la trietanolamina en forma de iones sulfito y sulfato. A partir de aquí, el análisis se puede realizar mediante cromatografía iónica. La cromatografía iónica utiliza un detector conductimétrico.

Método del carbonato de sodio

El SO₂ se capta por quimisorción mediante un filtro impregnado de carbonato potásico y glicerina. El SO₂ sufre un proceso de oxidación, permaneciendo en el filtro en forma de iones sulfato y sulfito. Las muestras se analizan en el laboratorio previa extracción de los iones en medio acuoso, mediante cromatografía iónica.

Análisis de NO₂

La captación del NO₂ se puede realizar de diferentes formas, reteniéndolo en un filtro impregnado con trietanolamina, donde queda quimioabsorbido en forma de nitrito o impregnado con yoduro sódico e hidróxido sódico, reduciéndose también de esta forma a nitrito.

El nitrito se extrae del filtro con agua desionizada y se determina por cromatografía iónica.

Análisis de CO

El CO es captado con el empleo de un absorbente, por ejemplo, zeolita, en el que el monóxido de carbono es transferido por difusión molecular. El contaminante se desorbe térmicamente, proceso en que se sufre una transformación a metano, para ser analizado empleando la técnica de la cromatografía de gases, con sistema de detección de ionización en llama, GC-FID.

Análisis de contaminantes orgánicos

Los principales métodos de determinación de compuestos orgánicos en el aire se fundamentan en la cromatografía de gases. La muestra se inyecta

directamente o se realiza la desorción desde el dispositivo captador, siendo separado cromatográficamente y registrado por el detector más adecuado (de ionización de llama (FID), fotométrico de llama (FPD), de captura de iones (ECD), de foto ionización (PID), de masas (MS), etc.)

También los contaminantes extraídos mediante disoluciones pueden ser determinados utilizando la cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC) con detector UV-Vis o de fluorescencia.

Método de determinación de BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno, Xileno)

Los BTEX son un conjunto de hidrocarburos de especial relevancia en la atmósfera, dado que, además de las propiedades cancerígenas y tóxicas que poseen, son considerados uno de los principales responsables de la formación del ozono en la troposfera. En la vigilancia de la calidad del aire se utiliza como primer indicador el benceno, luego el tolueno, seguido del etilbenceno y finalmente el xileno, (BTEX), de ahí su denominación.

Una vez captada la muestra, es llevada al laboratorio donde se realiza la extracción con disulfuro de carbono (CS_2), y se cuantifica utilizando la cromatografía de gases y un detector de ionización en llama (FID), o un detector de fotoionización (PID). En ocasiones no es necesaria la monitorización de cada uno de estos compuestos por separado, sino que se emplea la concentración media de BTEX, suma de las concentraciones de benceno, tolueno, etilbenceno, m/p-xileno y o-xileno.

Método de determinación de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV)

La muestra es captada por captadores con adsorbentes sólidos (carbón activo o carbones grafitizados) y posteriormente los analitos se desorben en el laboratorio, con disolventes orgánicos o mezclas de ellos cuando se ha utilizado como adsorbente el carbón activo o por desorción térmica, cuando se han utilizado otros carbones grafitizados. Las muestras se analizan por cromatografía de gases, empleando un detector de ionización de llama, captura de electrones o un espectrómetro de masas. Las muestras que se desorben térmicamente se extraen bajo el flujo de un gas inerte, como puede ser el helio, y se condensan en una trampa de nitrógeno líquido antes de ser introducidas en el

cromatógrafo. Otro método común para la determinación de los COV consiste en obtener las 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.

1.1.3. Espectroscopía atómica

Absorción atómica

La espectroscopía de absorción atómica se fundamenta en la propiedad de los átomos de un elemento en absorber radiaciones de una determinada energía ($E=h\nu$) pasando a un estado excitado. Posteriormente volverá al estado más estable (su estado fundamental) emitiendo la radiación absorbida, característica de las transiciones electrónicas del elemento. En el caso del plomo esta radiación tiene una longitud de onda característica de 283,3 nm.

Los principales metales pueden determinarse por este método. Para la determinación de arsénico, antimonio y selenio se utiliza la técnica de formación de hidruros (convierte el elemento en su hidruro antes del análisis).

Para el mercurio, que es muy volátil, se utiliza la técnica del vapor frío (el vapor de mercurio se arrastra hasta la celda de medida con la ayuda de una corriente de aire, y allí se determina el contenido en mercurio por espectrofotometría de absorción atómica sin llama).

Fluorescencia atómica

Es similar a la técnica anterior pero los átomos excitados emiten fluorescencia al pasar a un estado no excitado. Esta técnica se utiliza para la determinación de mercurio.

Plasma acoplado por inducción

Estas técnicas de emisión atómica con fuentes de plasma con espectrometría de emisión atómica (ICP-AES), con espectrometría de emisión óptica (ICP-OES) o con espectrometría de masas (ICP-MS) pueden determinar un gran número de elementos presentes en la muestra con gran sensibilidad y selectividad.

1.1.4. Otros métodos

Métodos volumétricos

SO₂. Acidez total

El dióxido de azufre del aire se hace borbotea a través de una solución de peróxido de hidrógeno, donde se oxida y queda retenido como ácido sulfúrico. Este ácido sulfúrico origina un aumento de la acidez de la solución que se determina por volumetría, pudiendo calcular del valor obtenido, la concentración del dióxido de azufre presente en la disolución. Este método se usa para determinar un índice de contaminación del aire por contaminantes ácidos y gaseosos, y aunque no es específico para SO₂, se admite como representativo de la concentración de óxidos de azufre, dada la simplicidad del método.

SO₂. Yodometría

El dióxido de azufre se hace pasar por una disolución de I₂ en exceso y de concentración conocida. El yodo libre se valora con tiosulfato utilizando como indicador almidón. Para mejorar la estabilidad del complejo yodo-almidón se añade una mezcla de n-acetil-paraminofenol y manitol.

Métodos electroquímicos

Algunos contaminantes pueden ser medidos por métodos electroquímicos por ejemplo los fluoruros (ácido fluorhídrico) pueden ser determinados por electrodos selectivos. También pueden ser determinados por polarografía SO₂, O₂, NO, CO₂ en una mezcla de gases y metales.

1.2. Métodos de medida en continuo. Analizadores automáticos

1.2.1. Medidas en inmisión

La mayoría de las Redes de Vigilancia de la Calidad del Aire emplean métodos en continuo para la medición de los niveles de inmisión de contaminantes gaseosos y partículas, desplazando a los métodos tradicionales de toma de muestra y análisis posterior en el laboratorio. Las estaciones de

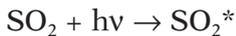
vigilancia se instalan en los puntos de muestreo seleccionados, estando dotadas de analizadores automáticos.

La medición en continuo de los gases contaminantes de la atmósfera implica tres etapas, que son el muestreo, la técnica de medida implementada en el analizador y la recogida de la señal. La etapa más importante es la etapa de medida, aunque si no se toman las precauciones oportunas, las otras dos pueden llegar a ser importantes fuentes de error. Por ello, el mantenimiento y la calibración periódica del analizador son operaciones básicas para asegurar la calidad analítica de las medidas de concentración realizadas.

Las técnicas de análisis continuos implican una metodología específica del contaminante atmosférico a medir. Algunas de estas técnicas han sido adoptadas como métodos de referencia para la determinación de gases contaminantes en inmisión (Tabla 5.1).

Analizadores automáticos para SO₂

El método empleado para la medición automática de SO₂ es la fluorescencia ultravioleta. Esta técnica se basa en la propiedad que tienen algunas moléculas de emitir radiación fluorescente característica, cuando vuelven a su estado fundamental después de ser excitadas. Así, cuando una radiación ultravioleta de longitud de onda específica (214 nm) incide sobre las moléculas de SO₂, se produce una excitación electrónica en dichas moléculas, de forma que cuando éstas vuelven a su estado fundamental, se produce una emisión de radiación fluorescente característica a una longitud de onda de 350 nm.



Reacción de fluorescencia

La Figura 5.1 muestra el esquema de un analizador automático para el SO₂. La radiación ultravioleta es emitida por una lámpara de xenón (Xe), cinc (Zn) o similar y pasa a través de un monocromador por filtro interferencial de una anchura de banda de ± 10 nm, centrado a 214 nm, a una cámara de reacción donde las moléculas de SO₂ absorben la radiación ultravioleta. Esta absorción de radiación origina un estado de excitación de las

moléculas de SO_2 , permaneciendo en este estado entre 10^{-8} y 10^{-4} segundos, disipando parte de la energía absorbida internamente por vibración y rotación. Cuando las moléculas regresan a su estado fundamental, emiten una radiación luminosa característica fluorescente, a una longitud de onda de 350 nm. Esta luz fluorescente es detectada por un tubo fotomultiplicador con filtro interferencial de banda ancha centrado a 350 nm. La señal eléctrica que se produce en el detector de fluorescencia se procesa electrónicamente para producir una corriente eléctrica proporcional al número de moléculas de SO_2 excitadas que, a su vez, es proporcional a la concentración de SO_2 en la cámara de reacción durante un tiempo determinado. El uso de monocromadores por filtro interferencial, tanto para la radiación de excitación como para la radiación de fluorescencia del SO_2 , permite la eliminación de posibles interferencias debidas a la presencia de otros contaminantes o vapor de agua en la muestra a analizar.

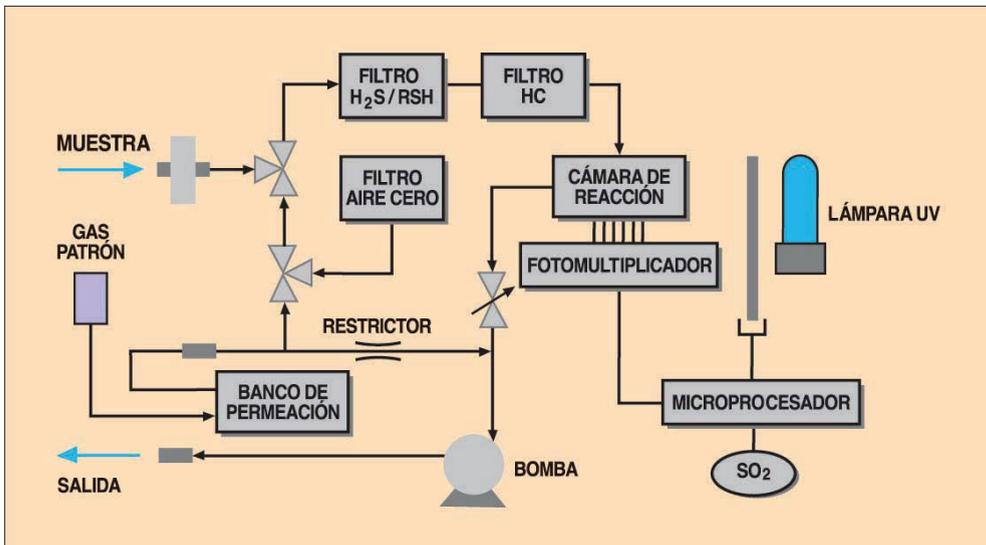
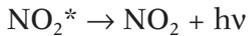
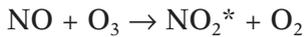


Figura 5.1. Esquema de un analizador automático para SO_2 .

Analizadores automáticos para óxidos de nitrógeno, NO_2 y NO

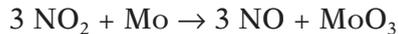
El método de la quimioluminiscencia es el método de referencia para la medición automática de las concentraciones de los óxidos de nitrógeno, NO_x , según la normativa oficial. La quimioluminiscencia se produce cuan-

do una reacción química genera una especie electrónicamente excitada, que emite luz cuando vuelve al estado fundamental o transfiere su energía a otra especie que, posteriormente, da lugar a una emisión. La determinación de los óxidos de nitrógeno se basa en la reacción que sufre el monóxido de nitrógeno con el ozono, para formar un estado de energía excitado del dióxido de nitrógeno. Este dióxido de nitrógeno excitado decae inmediatamente a su estado fundamental, emitiendo luz en la región espectral desde aproximadamente 600 nm a 2400 nm, con un pico alrededor de 1200 nm (región infrarroja). Este fenómeno de emisión es conocido como quimioluminiscencia.



Reacción de quimioluminiscencia

En los analizadores automáticos (Figura 5.2), la muestra de aire a analizar se filtra previamente para eliminar impurezas y se hace pasar por un conducto que se bifurca en dos líneas. Por la primera línea el aire pasa a un convertidor catalítico (malla de molibdeno a 350 °C), donde se produce la reducción del NO₂ captado de la atmósfera a NO para posteriormente pasar a la cámara de reacción de NO_x.



Por la segunda línea de operación, la muestra de aire tal y como fue captada se conduce a la cámara de reacción de NO. En algunos equipos comerciales sólo aparece una cámara de reacción que alternativamente opera como cámara de NO y de NO_x. En estas cámaras de reacción, el NO existente se combinará con el O₃ (introducido a un caudal constante por un ozonizador interno) para formar dióxido de nitrógeno excitado, el cual pasa a su forma estable emitiendo radiación quimioluminiscente en una banda alta del espectro visible (a partir de 650 nm). Esta radiación emitida se mide mediante un tubo fotomultiplicador asociado a un conjunto amplificador electrónico y a un filtro óptico. El fotomultiplicador enfoca de forma alternativa cada una de las dos cámaras de reacción, de forma que en la cámara de NO_x se detecta tanto el NO que contiene la muestra original, como el que procede de la conversión del NO₂ en el catalizador. En la cámara de NO se detecta exclusivamente el NO que contiene la

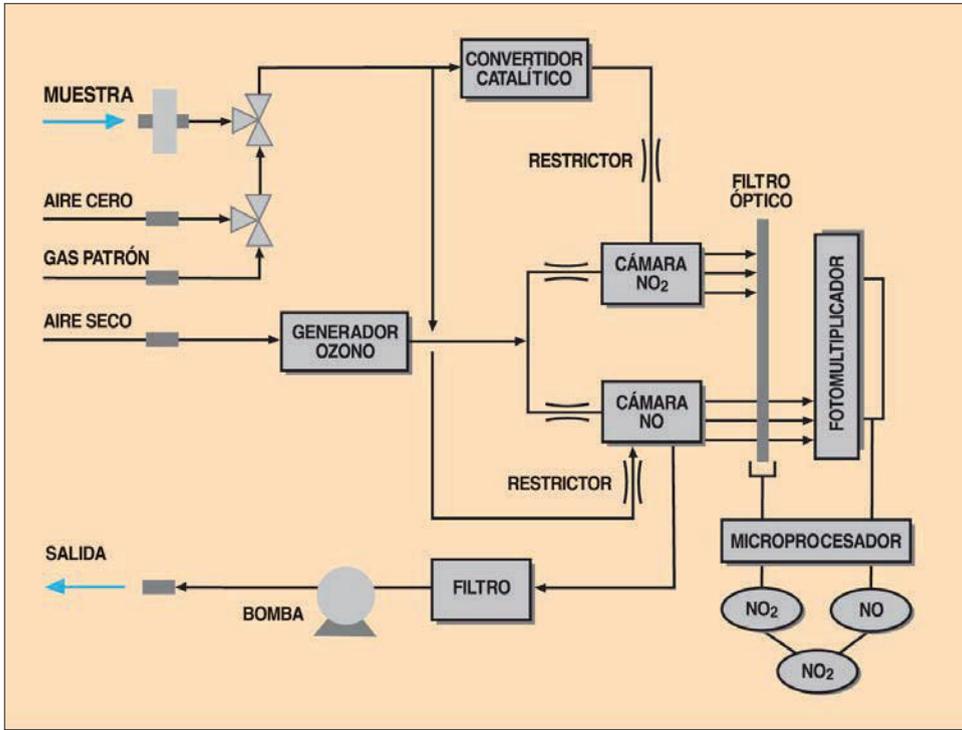


Figura 5.2. Esquema de un analizador automático para NO_x.

muestra original. Finalmente, el sistema electrónico determina la concentración de NO₂ por diferencia entre las medidas detectadas en las dos cámaras.

Analizadores automáticos para el monóxido de carbono, CO

La monitorización automática del monóxido de carbono se realiza mediante el método de espectrometría de absorción por infrarrojo no dispersivo (NDIR). Este método se basa en la propiedad que tienen las moléculas de CO de absorber radiación infrarroja a longitudes de onda comprendidas entre 4,5 y 4,9 μm . El analizador (Figura 5.3) ha de distinguir entre la absorción por CO y la absorción por otros gases interferentes, por ello dispone de una celda de referencia y una celda para la muestra. La celda de referencia contiene un gas inerte que no absorbe radiación infrarroja mientras que por la celda de muestra se hace pasar el flujo de aire a analizar. Un filamento ca-

lentado produce la radiación infrarroja que incide de forma alternativa sobre la celda de referencia y la celda de muestra. La celda que contiene CO retira las longitudes de onda sensibles de CO antes de que la señal infrarroja ingrese a la cámara de absorción, mientras que todas las longitudes de onda se transmiten a la otra celda. La diferencia en la intensidad de las dos señales de absorción, dividida por la intensidad de la fuente de radiación infrarroja, proporciona la medida de la concentración de CO en la muestra.

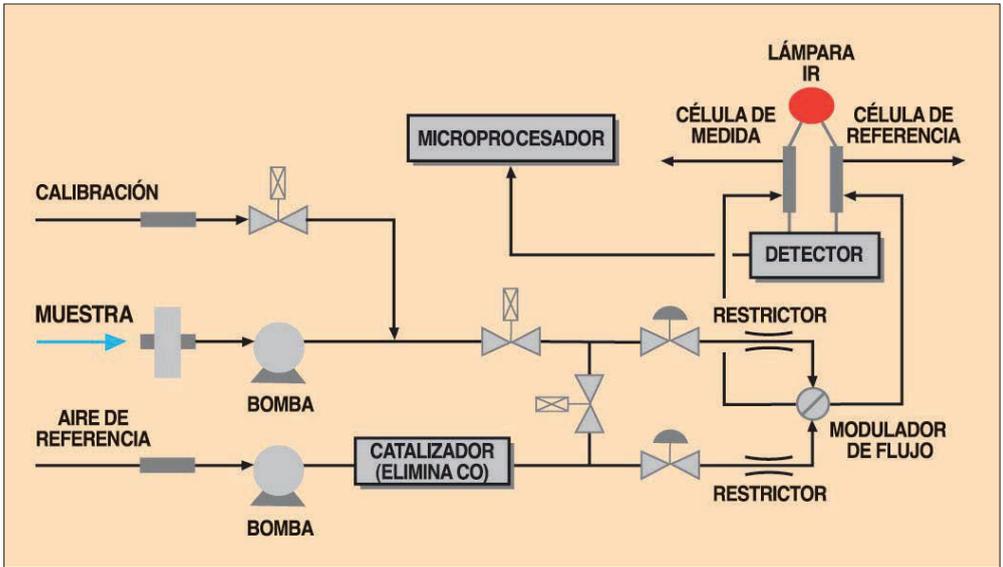


Figura 5.3. Esquema de un analizador automático para CO.

Analizadores automáticos para el ozono, O₃

El método de referencia especificado en la legislación para el análisis continuo de ozono es la espectrometría de absorción ultravioleta. El principio de medida de esta técnica se basa en la absorción característica de la molécula de ozono cuando es irradiada por radiación ultravioleta, que será máxima para longitudes de onda de alrededor de 250 nm.

En el analizador automático (Figura 5.4) la muestra de aire a analizar pasa por un filtro y se bifurca en 2 canales. Por el primer canal, una porción de la muestra captada se hace pasar a través de un catalizador que elimina el ozono presente en la misma. Este aire sin ozono se introduce en

una celda de referencia, que sirve como patrón de referencia en el analizador. La porción de muestra de aire que ha pasado por el segundo canal se introduce directamente en una celda de medida. Una lámpara de mercurio produce la radiación ultravioleta que irradiará las dos celdas. La detección de la radiación que llega después de recorrer cada una de las celdas se realiza por tubos fotomultiplicadores, que generan una señal eléctrica proporcional a la absorción producida en cada celda, pudiendo calcularse la absorción producida por el ozono por la diferencia entre las señales medidas en la celda de medida y en la de referencia. Siguiendo la Ley de Lambert – Beer se determina la concentración de ozono en la muestra de aire.

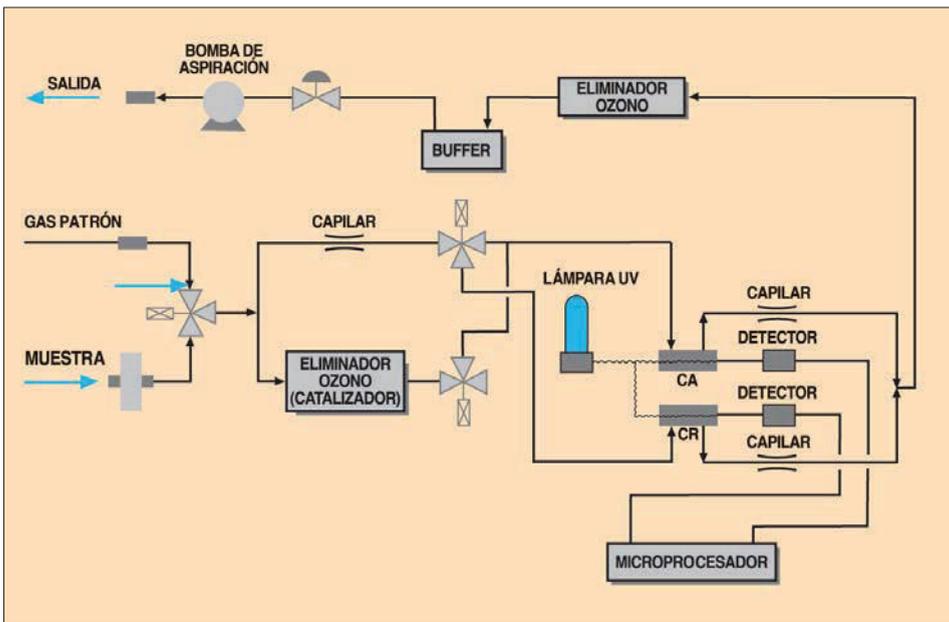


Figura 5.4. Esquema de un analizador automático para SO_2 .

Analizadores automáticos para BTEX

La técnica analítica utilizada para la monitorización continua de benceno, tolueno, etilbenceno y xileno es la cromatografía de gases. En un analizador automático de este tipo (Figura 5.5), la muestra de aire se hace pasar por un filtro de material adsorbente, generalmente tenax o carbón activo, situado en el interior de un tubo de preconcentración, donde se

produce la adsorción de los contaminantes BTEX. En un siguiente paso, los compuestos se desorben de este tubo de preconcentración mediante un rápido calentamiento del mismo, de forma que los analitos son dirigidos a las columnas de separación. En primer lugar pasan a una columna de fraccionamiento para posteriormente ser dirigidos a la columna de análisis, y de ahí al cromatógrafo, que actúa empleando un detector de ionización por llama (FID) o un detector de fotoionización (PID).

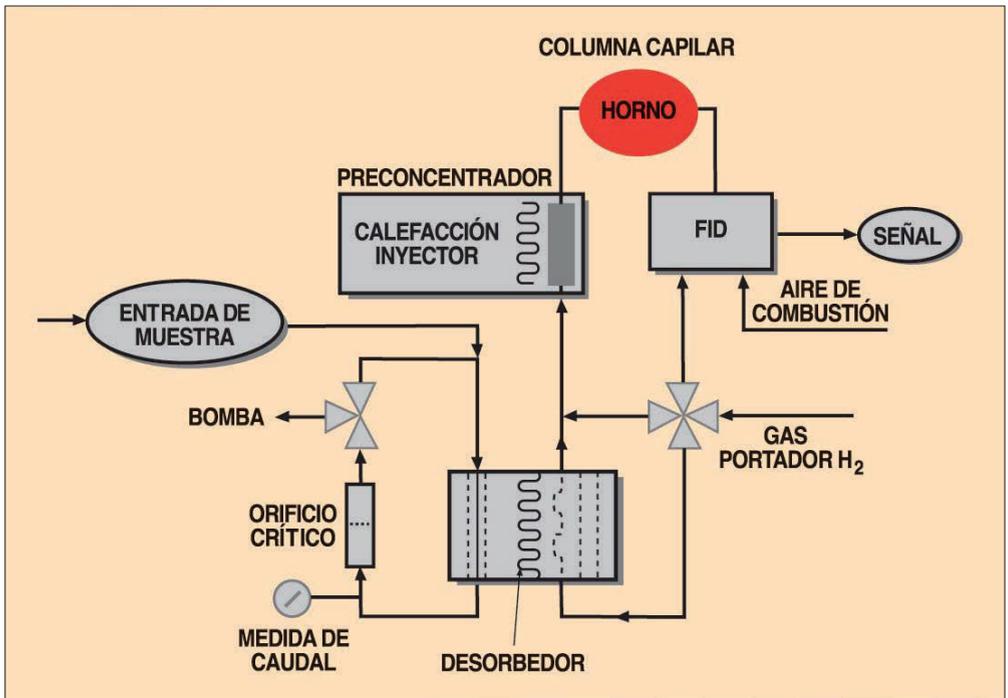


Figura 5.5. Esquema de un analizador automático para benceno.

1.2.2. Medidas en emisión

El seguimiento continuo de las emisiones procedentes de fuentes fijas es imprescindible para contar con información precisa y en tiempo real. Los sistemas de medida en continuo de las emisiones (Continuous Emission Monitoring Systems, CEM) suelen clasificarse en general en dos tipos, sistemas extractivos y sistemas *in situ*. En el primer tipo la muestra se extrae de la chimenea y la medición se realiza en otras instalaciones. En el

segundo tipo, las medidas en continuo de los gases se realizan generalmente en la chimenea y efectúa una medición directa sin extraer ni llevar los gases a un sistema externo.

En la Unidad Didáctica anterior se han ilustrado algunos ejemplos de los sistemas de extractivos, que pueden utilizar técnicas y analizadores similares a los de inmisión.

Los sistemas *in situ*, al estar instalados directamente en las chimeneas, están expuestos a condiciones ambientales mucho más agresivas, como son la vibración, la corrosión, el calor y la humedad, lo cual puede afectar a los equipos y dificulta el mantenimiento de los mismos. Por otro lado, estos sistemas carecen de elementos de calibración con patrones certificados de manera regular y automática. Esto ha hecho que las autoridades y normativas de muchos países no apliquen estos sistemas o les exijan alguna forma de validación de los datos para evitar dificultades.

Tabla 5.4. Métodos de análisis en continuo para emisiones

Método		Sistema	Contaminantes
Fotométricos	Infrarrojo no dispersivo	Extractivo	SO ₂ , NO, NO ₂ , HCl, CO, CO ₂
	Correlación filtro de gas	Extractiva	HCl
		In situ	SO ₂ , NO, CO, CO ₂
	Absorción óptica diferencial	Extractiva e <i>in situ</i>	SO ₂ , NO ₂
	Segunda derivada	In situ	SO ₂ , NO ₂
Luminiscentes	Fluorescencia ultravioleta	Extractiva	SO ₂
	Quimioluminiscencia	Extractiva	NO, NO ₂ , NH ₃
	Fotometría de llama	Extractiva	gases sulfurosos
Electroquímicos	Polarografía	Extractiva	O ₂ , SO ₂ , NO, CO ₂
	Electrocátalisis	Extractiva e <i>in situ</i>	O ₂ , SO ₂

Algunos sistemas *in situ* se fundamentan en la absorción por los contaminantes de una radiación electromagnética. Consisten en instalar un emisor en un costado de la chimenea, y un receptor al otro lado. Entre ambos, emisor y receptor, se transmite la radiación que atraviesa el flujo de gas de la chimenea. Esta radiación puede ser de tipo infrarroja, ultravioleta o láser, dependiendo del contaminante gaseoso que se pretenda analizar. El receptor determina el porcentaje de absorción de radiación por parte de los compuestos que se desean medir. De esta forma se relacionan los niveles de absorción con la concentración del gas que se está midiendo.

En la Tabla 5.4 se muestra un resumen de las técnicas en continuo utilizadas en las medidas de emisiones.

2. ANÁLISIS DE CONTAMINANTES PARTICULADOS

Las partículas presentes en la atmósfera son consideradas como un contaminante ambiental, que puede ser nocivo por sí mismo, pero no hay que ignorar que los perjuicios originados por la contaminación por partículas dependen no sólo de su tamaño sino también de su composición química, a la vez que son portadores de otros contaminantes que en condiciones normales no alcanzarían el tracto pulmonar. El análisis completo de las partículas atmosféricas implica, por tanto, la determinación de la concentración, la caracterización de la distribución por tamaños de partículas (análisis morfológico) y el análisis químico y mineralógico. Estas caracterizaciones permiten estimar los efectos adversos que pueden causar las partículas atmosféricas en la salud humana y en el medio ambiente, así como determinar la contribución de las diferentes fuentes de partículas al contenido total de material particulado presente en la atmósfera.

En los siguientes apartados se considerarán de forma breve los aspectos más relevantes relacionados con los diferentes tipos de análisis que se emplean habitualmente para la caracterización completa de una muestra de partículas atmosféricas.

2.1. Caracterización de las partículas. Análisis morfológico

El estudio de la morfología de las partículas constituye una importante fuente de información acerca del proceso de formación de las mismas, ayu-

dando también a interpretar su comportamiento tanto en la atmósfera como en el aparato respiratorio humano una vez que son inhaladas. Además, mediante el análisis morfológico de las partículas es posible determinar características físicas tales como forma, tamaño, aspecto y textura de las mismas. Desde el punto de vista de la contaminación ambiental, es de especial interés el tamaño, dada su diferente toxicidad en función del mismo.

La determinación del tamaño de las partículas en una muestra gaseosa se lleva a cabo, generalmente en la etapa del muestreo, mediante el uso de impactadores adecuados, como se ha visto en la Unidad Didáctica anterior.

Una vez ha sido captada la muestra de material particulado, ésta se puede someter al análisis morfológico, empleando técnicas no destructivas, siendo las más comunes empleadas la microscopia, para analizar el tamaño y la forma de partículas gruesas (mayores a 1 μm) y la microscopia electrónica, para llevar a cabo análisis morfológico detallado de aerosoles menores a 1 μm , consiguiendo en este caso simultáneamente datos de tamaño, forma y concentración. También es habitual emplear conjuntamente la microscopia electrónica de barrido y la espectrometría de dispersión de Rayos X, consiguiendo simultáneamente la caracterización morfológica y química de las partículas.

2.2. Cuantificación de la masa de las partículas

Los métodos de referencia para la toma de muestra y la medición de las PM_{10} y las $\text{PM}_{2,5}$ se describe en las normas UNE-EN 12341:1999 y UNE-EN 14907:2006, según se recoge en el Real Decreto 102/2011, relativo a la mejora de la calidad del aire. Ambos métodos son gravimétricos. Sin embargo, en la mayor parte de las estaciones de control de la calidad de aire en la UE se utilizan sistemas automáticos de medida de partículas, para lo que hacen uso de técnicas equivalentes, tales como la técnica de la atenuación de la radiación β , o la microbalanza oscilante de elementos cónicos.

2.2.1. Métodos de análisis discontinuos

Análisis gravimétrico

El método de referencia que se emplea con los captadores de partículas activos (HVS) para cuantificar la concentración del material particulado se

basa en la determinación de su masa pesando el filtro antes y después del muestreo con una balanza de precisión, a temperatura y humedad relativa controladas. El material particulado en suspensión que contiene la muestra de aire es separado inercialmente en una o más fracciones de tamaño dentro de cada intervalo considerado y se recoge sobre filtros separados durante períodos específicos de muestreo, generalmente 24 horas. El volumen de aire se determina midiendo el caudal y el tiempo de toma de muestra, corrigiéndolo a condiciones estándares. El correcto manejo de los filtros es fundamental para obtener datos válidos en el análisis. Los filtros deben estar acondicionados en un ambiente donde la temperatura y la humedad estén controladas, generalmente a una temperatura de 20 °C y 50% de humedad relativa, al menos 24 horas antes y después de la exposición. Los filtros se deben pesar adecuadamente con una balanza apropiada que se haya calibrado con un método acreditado.

Reflectometría

La estimación de la masa del material particulado se puede realizar también mediante la reflectometría, técnica que se basa en la medición de la reducción en el reflejo de la luz y determina la opacidad de una muestra. El uso de la reflectometría se ha venido utilizando para medir la contaminación de humos negros en la atmósfera, midiendo el ennegrecimiento de un papel de filtro cuando una muestra de aire se hace pasar a través de él. El reflectómetro determina la opacidad de la muestra y, comúnmente, estas medidas de reflectancia se transforman, mediante una tabla de equivalencias, obtenida a partir de la curva de calibración calculada experimentalmente por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos y la Comisión de Comunidades Europeas, en concentración superficial de la mancha del filtro, expresada en microgramos de humo por centímetro cuadrado. Este valor se convierte en concentración por volumen de aire, conociendo la superficie de la mancha y el volumen del aire que ha pasado.

2.2.2. Métodos de análisis continuos

Los analizadores continuos de partículas utilizan técnicas tales como la atenuación de la radiación β y la microbalanza oscilante de elementos có-

nicos. Sin embargo, dentro de este apartado se va a incluir una reseña sobre la técnica de la nefelometría como técnica de monitoreo continuo, que aunque no se recomienda para mediciones de masa, se aplica fundamentalmente para estimar la degradación de la visibilidad.

Nefelometría

La nefelometría se basa en la medida de la dispersión total de la radiación producida por las partículas del medio. Así, cuando el haz luminoso (monocromático) atraviesa un medio transparente en el que existe una suspensión de partículas sólidas, éste se dispersa en todas direcciones y como consecuencia se mide su turbidez. El nefelómetro no es más que una cámara óptica, generalmente con forma de cilindro iluminado por un lado, colocado perpendicularmente al eje longitudinal de la cámara. La fuente de luz está localizada detrás de un difusor e ilumina los aerosoles en longitudes de onda del espectro visible, dispersando a la luz entre 0° y 180° . La luz dispersada por las partículas en la cámara es detectada e integrada por un tubo fotomultiplicador en un rango de 9° a 171° . Este instrumento se calibra por medio de la introducción de gases con índices de refracción conocidos, los cuales producen una determinada dispersión de energía luminosa. La conversión de esta dispersión de la luz a concentraciones de masa gravimétricas está afectada por la humedad de la muestra, ya que a humedades relativas de 70% o mayores, las partículas incrementan su tamaño provocando que los valores de dispersión de luz observados aumenten, lo cual ocasiona sobrestimaciones de la masa de los aerosoles. Para evitar este problema la mayoría de los instrumentos cuentan actualmente con dispositivos térmicos en la zona de captación de la muestra.

Atenuación de la radiación β

Los monitores automáticos que se basan en la absorción de la radiación β se les conocen como BAM (*Beta-particle Attenuation Monitor*). Como su propio nombre indica, estos sistemas de medición continua se basan en la medición de la atenuación gradual que sufren los rayos β al pasar a través de un filtro en forma de cinta en el cual se depositan las partículas (Figura 5.6). Como emisor de rayos β se emplea normalmente

una fuente radioactiva de actividad apropiada (ej. isótopos de carbono 14 o kriptón 85) y como detector un contador Geiger Müller o una cámara de ionización. El aire entra en el equipo con un flujo constante y las partículas se van depositando sobre un filtro continuo en forma de cinta. Primero se mide la atenuación de los rayos β , a través de un segmento de filtro no expuesto a la muestra para corregir con la atenuación debida al «blanco». Posteriormente, la cinta es expuesta a la muestra de aire por lo que se acumula un depósito de partículas y la atenuación de los rayos β se mide nuevamente. Las lecturas de la atenuación con muestra, corregidas con las del blanco se convierten a concentraciones de masa con tiempos promedio desde 30 minutos. Los rayos β son atenuados de acuerdo a una función exponencial aproximada de la masa de las partículas depositadas en el filtro.

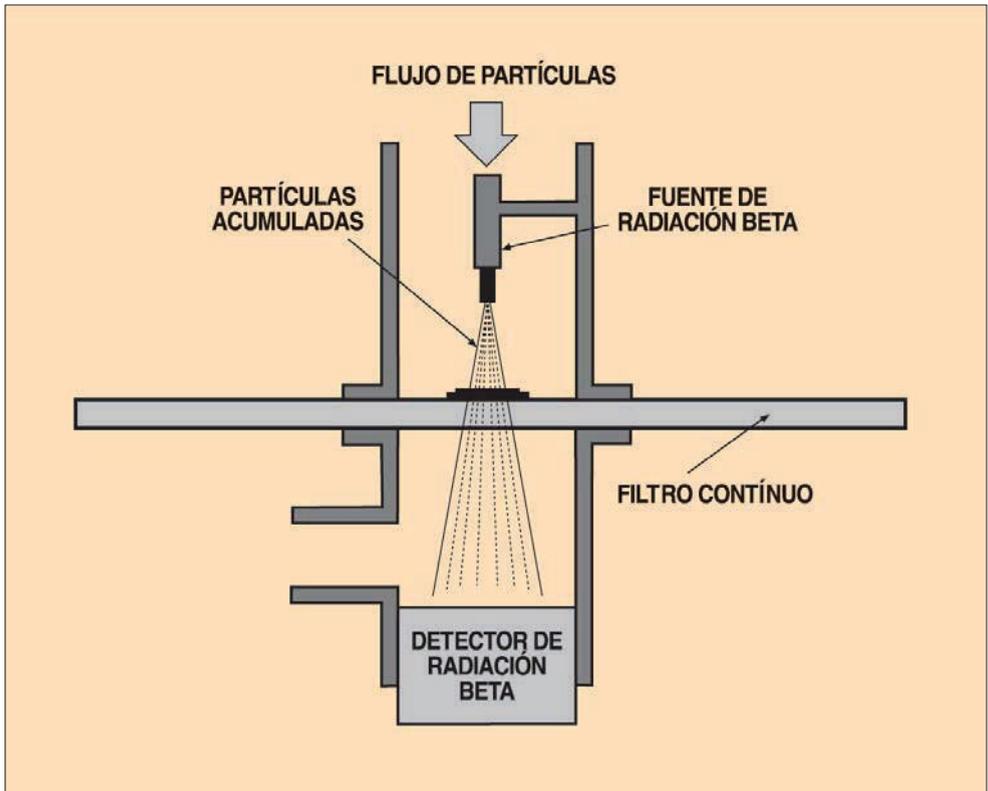


Figura 5.6. Esquema de un analizador continuo de partículas suspendidas utilizando la atenuación de radiación β .

Microbalanza oscilatoria de elementos cónicos

Los monitores automáticos conocidos como TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) se basan en el uso de una microbalanza oscilante de elementos cónicos. La muestra de aire pasa a través de un filtro, colocado en el extremo de un elemento de vidrio hueco, el cual oscila a una resonancia característica (Figura 5.7). A medida que las partículas se van acumulando en el filtro, disminuye la frecuencia de oscilación en forma proporcional a ese incremento de masa. La concentración de la masa de las partículas se calcula a partir de una calibración que relaciona la frecuencia de vibración y la cantidad de material particulado, teniendo en cuenta el volumen de la muestra de aire.

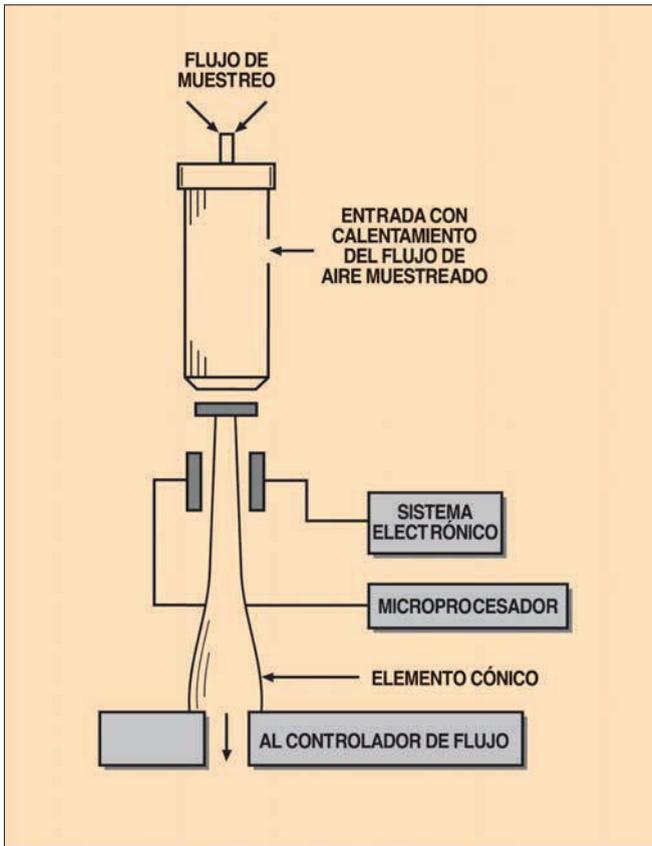


Figura 5.7. Esquema de un analizador continuo de partículas suspendidas utilizando microbalanza oscilatoria.

2.3. Análisis químico de las partículas

La caracterización química y mineralógica del material particulado permite conocer los diferentes compuestos sólidos que integran la muestra, facilitando la identificación de las fuentes de emisión y los focos responsables del aporte de partículas, así como la composición y distribución de los elementos tóxicos en las mismas.

La caracterización química se lleva a cabo generalmente con el propósito de determinar la presencia de compuestos o contaminantes específicos, tales como metales (calcio, aluminio, plomo, sodio, potasio, vanadio, magnesio, cobre, manganeso, níquel, etc., que pueden encontrarse en forma atómica o iónica), especies inorgánicas (sulfatos, nitratos, cloruros, etc.) y compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles (terpenos y aceites esenciales procedentes de la vegetación, hidrocarburos alifáticos y aromáticos policíclicos, pesticidas, dioxinas, benzofuranos, etc.).

Todas estas especies constituyentes de las partículas se pueden encontrar adheridas a ellas, adsorbidas en su superficie o formando parte de sus estructuras cristalinas, dependiendo del estado físico de la especie en el momento de la emisión. Por otro lado, hay que tener en cuenta que la toxicidad de las partículas asociada a la presencia de sustancias contaminantes va a depender de su distribución, puesto que esto condicionará el modo de actuación de dichas sustancias.

Los análisis químicos para determinar los contaminantes atmosféricos presentes en las partículas suelen realizarse en muestras captadas sobre filtros. La fluorescencia de Rayos X permite el análisis no destructivo de la muestra, ya que éste se realiza sobre el propio filtro, dejando la muestra intacta para otro tipo de análisis. Sin embargo, lo habitual es tratar este filtro o una parte del mismo, para separar el material sólido, por lavado y filtración, o realizar una digestión ácida del filtro. Tanto en un caso como en otro, se emplearán reactivos adecuados que dependerán de la especie a analizar, y por supuesto, de la técnica de análisis a emplear. Una vez cuantificada la muestra, hay que tener en cuenta que el resultado del análisis de un filtro no siempre representa los compuestos que se encuentran en el aire, ya que muchas veces éstos son resultado de reacciones químicas que tienen lugar durante el muestreo. Estas interferencias pueden minimizarse utilizando *denuders*, para prevenir la neutralización de partículas ácidas, la volatilización de sales de amonio y evitar la formación de sulfatos.

Tabla 5.5. Técnicas de análisis utilizadas en la caracterización química de las partículas atmosféricas

Contaminante	Técnica de análisis *
Aniones inorgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Métodos tradicionales: volumetría, gravimetría, turbidimetría, colorimetría, electrodos selectivos • HPLC-DAD, HPLC-UV-Vis, HPLC-MS, HPLC-Intercambio iónico
Cationes inorgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Métodos tradicionales: volumetría, colorimetría • HPLC-Intercambio iónico (Fe, Cr,..), • AAS, AAS-Vapor frío (Hg), AAS -Generación de hidruros (As, Se, Te, Sb, Sn, Ge) • AES (Na, Li, K, Cs) • ICP -MS, ICP -AES
Metales	XRF, AAS, AES, ICP-MS, ICP-AED
Compuestos orgánicos volátiles, COVs	CGC-MS, CGC-ECD, CGC-PID
Hidrocarburos aromáticos policíclicos, PAHs	HPLC -DAD, HPLC-UV, HPLC-Fluorescencia, CGC-MS,
Pesticidas	HPLC-DAD, HPLC-UV, CGC-MS, CGC-ECD
Policlorobifenilos, PCBs	HRGC-MS, HRGC-CD
Fenoles	HPLC-DAD, HPLC-UV CGC-MS, CGC-ECD
Dioxinas y furanos	HRGC-MS

* Siglas utilizadas en la denominación de las técnicas

HPLC - Cromatografía líquida de alta resolución con detector de diodos integrados

DAD - Detector de diodos integrados, diodo array

UV-Vis - Detector Ultravioleta-Visible

MS - Detector de masa

AAS - Espectrofotometría de Absorción atómica

AES - Espectrofotometría de Emisión atómica

ICP-MS - Espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inducido

ICP-AES - Espectrometría de Emisión Atómica con plasma de acoplamiento inducido

ECD - Detector de captura electrónica,

CGC - Cromatografía de Gases Capilar

HRGC - Cromatografía de gases de alta resolución

PID - Detector de fotoionización

MS - Detector de masas

XRF - Fluorescencia de Rayos X

Las partículas pueden contener un número importante de compuestos químicos diferentes, cada uno de los cuales requiere de una técnica de análisis diferente. En la Tabla 5.5 se recogen los contaminantes más comúnmente determinados en el material particulado así como las técnicas de análisis empleadas en cada caso.

La normativa vigente fija los valores objetivo de las especies contaminantes presentes en el material particulado. El Real Decreto 102/2011 define así nuevos niveles de arsénico, cadmio, níquel y benzo(a)pireno en la fracción particulada PM_{10} (Tabla 5.6) y también obliga a la especiación química de las concentraciones en partículas $PM_{2,5}$, en las medidas anuales en ubicaciones rurales de fondo. Debe incluirse al menos las siguientes especies: SO_4^{2-} , NO_3^- , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Carbono elemental (CE), Carbono orgánico (CO).

Tabla 5.6. Valores objetivo par el arsénico, cadmio, níquel y benzo(a)pireno en condiciones ambientales

Contaminante	Valor Objetivo (1)	Fecha de cumplimiento
Arsénico (As)	6 ng/m ³	1 de enero de 2013
Cadmio (Cd)	5 ng/m ³	1 de enero de 2013
Níquel (Ni)	20 ng/m ³	1 de enero de 2013
Benzo(a)pireno (B(a)P)	1 ng/m ³	1 de enero de 2013

(1) Niveles en aire ambiente en la fracción PM_{10} como promedio durante un año natural.

3. BIBLIOGRAFÍA

COMUNIDAD DE MADRID. (2001). Descripción de la red de control de la calidad del aire de la Comunidad de Madrid. Zonificación, estaciones, analizadores, centro de proceso de datos (CPD), sistema de adquisición de datos (SAD). Madrid. Comunidad de Madrid.

COSUDE. (2001). Manual de Laboratorio. Proyecto Aire Puro para Centro América. Lima. Swisscontact.

IHOBE. *Guías técnicas para la medición, estimación y cálculo de las emisiones del aire*. Último acceso 1 de mayo de 2012 en <http://www.ihobe.net>

- KORC MARCELO, E., (2004). Guías para la Calidad del aire. Ginebra. OMS.
- OROZCO BARRENETXEA, C., PÉREZ SERRANO, A., GONZÁLEZ DELGADO, M.N., RODRÍGUEZ VIDAL, F.J., ALFAYATE BLANCO, J.M. (2004). Contaminación ambiental. Una visión desde la Química. Madrid. Thomson.
- PACSI VALDIVIA, S. *Revisión de metodologías existentes*. Último acceso 1 de mayo de 2012 en http://www.lamolina.edu.pe/cgta/cursovirtual/moni_atm/monitoreo.htm.
- REAL DECRETO 430/2004, de 12 de marzo, por el que se establecen nuevas normas sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión, y se fijan ciertas condiciones para el control de las emisiones a la atmósfera de las refinerías de petróleo.
- REAL DECRETO 687/2011, de 13 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 430/2004, de 12 de marzo, por el que se establecen nuevas normas sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión, y se fijan ciertas condiciones para el control de las emisiones a la atmósfera de las refinerías de petróleo.
- REAL DECRETO 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire.
- SEOÁNEZ CALVO, M. (2002). Tratado de la Contaminación atmosférica. Problemas, tratamiento y gestión. Madrid. Grupo Mundi-Prensa.
- SKOOG, D.A., HOLLER, F.J., CROUCH, S.R. (2008). Principios de análisis instrumental. México. Cengage Learning.
- US-EPA. *SI:476B Continuous Emission Monitoring Systems - Operation and Maintenance of Gas Monitors*. Último acceso 1 de mayo de 2012 en http://yosemite.epa.gov/oaqps/eogtrain.nsf/DisplayView/SI_476B_0-5?OpenDocument

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones y ejercicios propuestos antes de comprobar las soluciones.

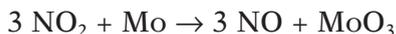
1. ¿Cuál es el método de referencia utilizado para determinar inmisiones de dióxido de azufre, según la normativa vigente? Descríbalo brevemente.
2. ¿Qué operación previa debe realizarse para poder medir NO_2 por el método de quimioluminiscencia de referencia?
3. En los métodos de análisis discontinuos la espectrofotometría es una técnica muy versátil. Enumere algunos contaminantes gaseosos que se pueden determinar con esta técnica.
4. Indique el método de análisis empleado en las Redes de Vigilancia y Control de la Contaminación Ambiental para la monitorización continua de los niveles de inmisión del monóxido de carbono.
5. ¿Cuál es el método de referencia para la determinación de plomo, arsénico, cadmio y níquel en inmisión, según la legislación vigente?
6. ¿Qué contaminante se determina con el método de Griess-Saltzman? Describa brevemente el método.
7. Enumere algunos de los métodos electroquímicos que se utilizan en inmisión y emisión.
8. ¿Qué tamaños de partícula se deben evaluar según la normativa?
9. Se ha determinado una concentración de NO_2 de 200 ppm. Expresar esta concentración como si fuera una inmisión (20 °C y 1 atm) y como si fuera una emisión (0 °C y 1 atm) en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$.
10. La emisión de una fuente móvil contiene un 2,2% en volumen de monóxido de carbono. ¿Cuál será la concentración de CO en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$? El volumen debe ser referido a una temperatura de 293 K y una presión de 101,3 kPa.

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. El método de referencia es la fluorescencia ultravioleta. La muestra se irradia con luz ultravioleta (214 nm) que excita las moléculas del gas permaneciendo en fluorescencia durante 10^{-8} y 10^{-4} segundos, durante este tiempo las moléculas disipan parte de la energía. Cuando las moléculas regresan a su estado normal emiten una radiación característica (350 nm) que es recogida por un fotomultiplicador:



2. Para medir NO_2 se debe transformar antes a NO mediante un catalizador, por ejemplo una malla de molibdeno a 350°C , de esta forma el NO_2 se reduce a NO .



3. Se pueden analizar entre otros: SO_2 , NO_x , O_3 , H_2S , HCl , NH_3 ; formaldehído, fenol.
4. Espectrometría de absorción por infrarrojo no dispersivo (NDIR).
5. La espectrometría de absorción atómica con cámara de grafito o por ICP-MS.
6. El método de Griess-Saltzman se utiliza para determinar los óxidos de nitrógeno.
Los óxidos de nitrógeno se recogen en forma de NO_2 sobre una disolución de trietanolamina. La reacción de NO_2 con ácido sulfanílico forma un compuesto de diazonio que con N-(1-naftiletildiamina dihidrocloruro) en presencia de ácido acético forma un colorante diazo coloreado, de color rosa rojizo, que puede ser determinado por espectrofotometría a una longitud de onda de 550 nm.
7. Electrodo selectivos (HF), polarografía (SO_2 , O_2 , NO , CO_2 , metales), electrocatálisis (SO_2 , O_2).
8. La normativa vigente exige la evaluación de las partículas de 10 y $2,5 \mu\text{m}$.

9. Para inmisión, el volumen debe ser referido a 293 K y 1 atm, luego, 200 ppm=200 cm³ NO₂/m³ aire, por lo que utilizando la ecuación de los gases perfectos y realizando las correspondientes transformaciones de unidades:

$$P \cdot V = nRT = \frac{g}{pm} RT$$

$$g = \frac{P \cdot V \cdot pm}{RT} = \frac{1 \text{ atm} \times 200 \times 10^{-3} \text{ L} \times 46,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}}{0,08206 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 293 \text{ K}} = 0,3827 \text{ g NO}_2/\text{m}^3$$

$$[\text{NO}_2] = 382,7 \text{ mg/m}^3$$

De forma similar, para emisión,

$$g = \frac{P \cdot V \cdot pm}{RT} = \frac{1 \text{ atm} \times 200 \times 10^{-3} \text{ L} \times 46,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}}{0,08206 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 273 \text{ K}} = 0,4107 \text{ g NO}_2/\text{m}^3$$

$$[\text{NO}_2] = 410,7 \text{ mg/m}^3 = 410,7 \text{ Nm/gm}^3$$

10. Para 293 K y 101,3 kPa:

$$\text{Volumen CO /m}^3 \text{ aire} = \frac{2,2 \text{ m}^3 \text{ CO}}{100 \text{ m}^3 \text{ aire}} \times \frac{10^3 \text{ L CO}}{1 \text{ m}^3 \text{ CO}} = 22 \text{ L CO /m}^3 \text{ aire}$$

Despejando de la ecuación general de los gases, la masa de CO por m³ de aire será:

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T = \frac{m}{pm} R \cdot T$$

$$m = \frac{P \cdot pm \cdot V}{R \cdot T}$$

Sabiendo que 101,3 kPa equivalen a 1,0 atmósferas y que R= 0,082 atm·L·K⁻¹·mol⁻¹, se sustituye en la ecuación anterior obteniendo:

$$\begin{aligned} \text{Concentración CO /m}^3 \text{ aire} &= \frac{1,0 \text{ atm} \times 28,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \times 22 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3} \times 10^3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}}{0,082 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 293 \text{ K}} = \\ &= 2,56 \cdot 10^4 \text{ mg CO /m}^3 \text{ aire} \end{aligned}$$

EFFECTOS LOCALES Y REGIONALES DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

6



Contenido

1. Impactos de la contaminación atmosférica a escala local
2. Impactos de la contaminación atmosférica a escala regional

Objetivos

- Conocer y comprender los impactos de la baja calidad del aire sobre la salud humana.
- Conocer y comprender los impactos de fuentes puntuales de contaminación sobre los ecosistemas: el caso de las centrales térmicas.
- Conocer y comprender los impactos provocados por el ozono troposférico.
- Conocer y comprender los impactos provocados por el depósito de sustancias eutrofizantes y acidificantes.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

Las actividades humanas introducen perturbaciones a diferentes escalas en las relaciones biológicas y el ambiente físico. Estas perturbaciones ocurren como consecuencia fundamentalmente de la forma en que la humanidad, en constante aumento de población, transforma la energía y utiliza los recursos naturales, y la inercia con que la biosfera reacciona para asimilarlo. En general, las sociedades humanas inducen una aceleración de los flujos y ciclos naturales y provocan una simplificación de la diversidad biológica y espacial de la naturaleza. Además, algunas actividades suponen el vertido al medio de determinadas sustancias nocivas para los seres vivos.

Como ya se ha explicado, el término «contaminación» alude a la presencia de determinadas sustancias en el medio en concentraciones tales que induzcan efectos nocivos sobre los seres vivos. La existencia de la contaminación atmosférica es bien conocida desde la época de los romanos, si bien la mayor producción científica relacionada con los efectos de la contaminación atmosférica se ha producido desde la segunda mitad del siglo XIX hasta nuestros días como consecuencia de la expansión de las actividades industriales, energéticas y de transporte de los seres humanos. Ya desde el siglo XIX se conocía que los contaminantes atmosféricos impactaban áreas relativamente alejadas de las urbes industrializadas. Actualmente se ha documentado la existencia de efectos de contaminantes atmosféricos emitidos a cientos o miles de kilómetros respecto a su fuente de emisión. Es bien conocido el interés reciente de los impactos a escala global inducidos por distintos compuestos emitidos a la atmósfera por diversas actividades humanas.

Varias ramas científicas se centran en el estudio de los efectos de los contaminantes atmosféricos sobre los seres vivos. En el caso de los efectos sobre la salud humana es la *Salud Pública*, definida como la ciencia y el

arte de prevenir las enfermedades, prolongar la vida y la promoción de la salud a través de esfuerzos organizados y decisiones con conocimiento de la sociedad, las organizaciones, públicas y privadas, las comunidades y los individuos (Winslow, 1920). Una rama de los estudios de la Salud Pública consiste en el análisis de los factores ambientales responsables del empeoramiento de la salud de una población, entre ellos de la calidad del aire. La *Ecotoxicología*, es la ciencia que estudia los efectos tóxicos provocados por los contaminantes sobre los ecosistemas (Real Academia Española, RAE), ya sea sobre las especies que los conforman y sus relaciones, el medio en el que viven o las interrelaciones entre estos dos componentes. Una rama de la Ecotoxicología analiza los efectos de la contaminación del aire sobre los ecosistemas.

Varios son los factores que determinan o modulan los efectos de la contaminación atmosférica sobre los distintos receptores. Una vez que las sustancias nocivas que son emitidas a la atmósfera o sus productos de reacción alcanzan la superficie del suelo, su toxicidad vendrá determinada por 1) la exposición a esa sustancia y 2) diversos factores abióticos y bióticos que modulan la respuesta de los seres vivos presentes en los ecosistemas.

La exposición (E) se define típicamente como concentración de contaminante en el medio (c) durante un tiempo (t). Existen diversos índices de exposición, quizá el de más fácil comprensión sea el siguiente (Ecuación 6.1) (Gimeno *et al.*, 2001):

$$E = c \cdot t$$

Ecuación 6.1

En función de estos dos términos de la ecuación se distingue entre exposiciones agudas y exposiciones crónicas. Las *exposiciones agudas* son aquéllas en las que el organismo está sometido a una concentración elevada durante un corto período de tiempo. Las *exposiciones crónicas* suponen la presencia de bajas concentraciones de contaminantes durante un extenso periodo de tiempo. Las respuestas que provocan ambos tipos de exposición son también distintas, las exposiciones agudas suelen ser más nocivas para los organismos vivos. En el caso de la contaminación atmosférica, en general, se ha producido en el mundo desarrollado una transición desde las exposiciones agudas en las cercanías de las urbes o focos industriales a exposiciones de tipo crónico en las que las concentraciones de las sustancias nocivas se encuentran en concentraciones cercanas a su umbral de

toxicidad. En cambio, en algunos países emergentes persisten niveles elevados de contaminación atmosférica que pueden dar lugar a exposiciones agudas.

La toxicidad inducida por la contaminación de origen atmosférico está además determinada por la sensibilidad de los receptores presentes en el medio. La variabilidad genética de los seres vivos puede favorecer o impedir que se registren efectos negativos de los contaminantes, independientemente de las concentraciones de la sustancia de interés en el medio o del tiempo de exposición al que éstos estén sometidos. En este sentido, se ha constatado que existe una gran variabilidad ínter e intra específica de los seres vivos a los distintos contaminantes atmosféricos. Además, determinados estadios de desarrollo pueden presentar una gran sensibilidad a la presencia de contaminantes atmosféricos. Por ejemplo, en el caso de los seres humanos, los niños y los ancianos suelen ser los más sensibles a los contaminantes de la atmósfera.

Normalmente los seres vivos no están expuestos a un único contaminante, si no a una combinación de los mismos. El resultado de esta co-exposición es que se pueden producir efectos *sinérgicos* (el efecto total es mayor que la suma de los efectos individuales de cada contaminante), *aditivos* (el efecto total es igual que la suma de los efectos individuales de cada contaminante) y *antagónicos* (el efecto total es menor que la suma de los efectos individuales de cada contaminante).

Por otro lado, los ecosistemas se caracterizan por la presencia de innumerables interrelaciones entre los seres vivos y con el medio físico. Estas interrelaciones también pueden contribuir a que la sensibilidad frente a los contaminantes atmosféricos de determinados seres vivos aumente o disminuya. Por ejemplo, determinados factores abióticos, como la elevada humedad relativa del aire o las deficiencias nutricionales pueden agravar la respuesta de determinadas especies vegetales frente a la contaminación, mientras que otros factores pueden disminuir su sensibilidad a los contaminantes. Además, los contaminantes atmosféricos pueden alterar la respuesta de los seres vivos a otros factores abióticos, tales como las oscilaciones térmicas estacionales o diarias. Las relaciones bióticas también se pueden ver alteradas por los contaminantes de origen atmosférico, por ejemplo incrementando o disminuyendo la sensibilidad de determinados seres vivos frente a sus patógenos. En su conjunto, estas perturbaciones

pueden inducir alteraciones en la estructura y función de los ecosistemas, afectando a las relaciones de competencia entre los individuos de una misma población y entre diferentes especies, como por ejemplo las relaciones depredador-presa, parasitismo o de competencia por los recursos.

Los mecanismos de acción de la contaminación atmosférica sobre los ecosistemas son complejos. Normalmente, la contaminación de origen atmosférico suele afectar en primer lugar a las especies que se encuentran en los primeros eslabones de la red trófica: los productores primarios. Esto tiene implicaciones muy importantes para el ecosistema, ya que se alteran los flujos de materia y energía propios del mismo. No es de extrañar que la mayor parte de bibliografía científica relacionada con la contaminación atmosférica se centre en las perturbaciones que ésta produce en la biología de los vegetales.

La presencia de una determinada sustancia contaminante supone una alteración de la biología de los organismos. En el mejor de los casos no se produce daño, siempre y cuando los mecanismos de detoxificación y reparación de dicho organismo permitan amortiguar dicha agresión. Desgraciadamente, la activación de estos procesos metabólicos tiene un coste energético para el organismo y puede repercutir negativamente al enfrentarse a otras perturbaciones inducidas por diversos factores ambientales (presencia de patógenos, cambios estacionales de temperatura, aporte hídrico, nutrientes, etc.), provocando su debilitamiento. Este proceso se aceleraría si los mecanismos de reparación del individuo no fueran suficientes para compensar la agresión sufrida, lo que supondría la desaparición progresiva o catastrófica de determinados individuos.

En el caso de que se pierdan individuos de una determinada especie, se produce una disminución de la variabilidad genética de la población, lo que puede suponer una menor resistencia de dicha población frente a agresiones posteriores. Si la exposición de un determinado ecosistema a un determinado contaminante implicase la desaparición total de una especie, el ecosistema perdería diversidad y todas las relaciones existentes podrían verse amenazadas. Como consecuencia de ello, el ecosistema tiende a perder estabilidad y se induciría la formación de otro ecosistema mediante un proceso de sucesión ecológica, con otra composición de especies, más simplificado y con menor resistencia a nuevas perturbaciones, independientemente de su origen «natural» o antrópico.

Como se ha destacado, los fenómenos de contaminación provocan sus efectos sobre numerosos tipos de receptores y actúan a distintas escalas. Este capítulo contempla los efectos sobre la salud humana y los ecosistemas. Existen estudios acerca de los impactos de estos compuestos sobre los materiales, puesto que muchos de ellos son capaces de provocar corrosión en la piedra y los metales y la degradación de otros compuestos utilizados en la construcción. Estos efectos no serán tratados aquí. Las escalas sobre las que el tema se va a centrar son la local y la regional, mientras que la escala global de efectos se tratará en la Unidad Didáctica 7. Esta Unidad comienza con una perspectiva local de los efectos de la pérdida de la calidad del aire sobre la salud humana y los ecosistemas. En particular se detallará un caso de estudio, relacionado con las emisiones de dióxido de azufre por las centrales térmicas. La Unidad termina con los problemas a escala regional, provocados por el transporte transfronterizo de la contaminación atmosférica, sobre la salud y las sociedades humanas y sobre los ecosistemas y su funcionamiento.

1. IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA A ESCALA LOCAL

1.1. Calidad del aire urbano. Efectos sobre la salud humana

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2001) los seres humanos necesitamos entre 10 y 20 m³ de aire al día y es un derecho fundamental el acceso a este volumen de aire con una calidad adecuada de forma que no se produzcan efectos perjudiciales sobre la salud y el bienestar de las personas. Sin embargo, la expansión demográfica mundial y el intenso desarrollo industrial han incrementado las emisiones de gases potencialmente dañinos para la salud de las personas, los ecosistemas y los materiales. Las graves consecuencias de la exposición a un alto grado de contaminación del aire en las ciudades se pusieron de manifiesto a mediados del siglo xx, después de que varias ciudades europeas y estadounidenses sufrieran graves episodios de contaminación atmosférica. Afortunadamente, los descensos en la calidad del aire de las últimas décadas también han venido acompañados por un aumento en la preocupación de la sociedad respecto a las consecuencias de vivir en una atmósfera contaminada y a la previsión futura de evolución del problema. Esta preocupación se ha traducido en un número importante de estudios epidemiológicos y toxico-

lógicos, la puesta en marcha de políticas de control de la contaminación y el desarrollo de criterios de salubridad del aire, como los definidos por la Organización Mundial de la Salud.

A pesar de esta preocupación, según estimaciones de la Agencia Europea de Medio Ambiente, los porcentajes de población urbana expuesta a niveles por encima de los estándares de calidad del aire establecidos por la Unión Europea y la Organización Mundial de la Salud entre 1997 y 2006 están entre el 18 y el 50% para partículas PM_{10} , 14-61% para el O_3 o 18-42% para el NO_2 (EEA, 2009a). La mayor exposición de la población europea a estos niveles elevados de contaminación se produce fundamentalmente en zonas urbanas y suburbanas.

La mala calidad del aire provoca numerosos efectos dañinos sobre la salud de las personas. Se consideran como enfermedades relacionadas con la contaminación atmosférica aquellas que:

- Su ocurrencia o frecuencia se relaciona con variaciones en los niveles de contaminación en el aire.
- Aquellas afecciones de las que se tiene suficiente evidencia sobre su ocurrencia o frecuencia en relación con la contaminación atmosférica, aunque la relación directa aún no se haya encontrado.

Tabla 6.1. Enfermedades relacionadas con la contaminación atmosférica (Tunnicliffe y Ayres, 2001).

Tracto respiratorio superior	Crup, dificultad respiratoria Rinitis, alergias
Tracto respiratorio inferior	Asma Obstrucción pulmonar crónica Carcinoma bronquial
Cardiovascular	Ataque al corazón
Cerebrovascular	Apoplejía
Sanguíneo	Leucemias
Otros	Síndrome de muerte súbita infantil

Entre las afecciones relacionadas con la contaminación del aire se encuentran enfermedades que afectan al tracto respiratorio superior e inferior, enfermedades cardio-y cerebro-vasculares, leucemias o cáncer de pulmón (Tabla 6.1).

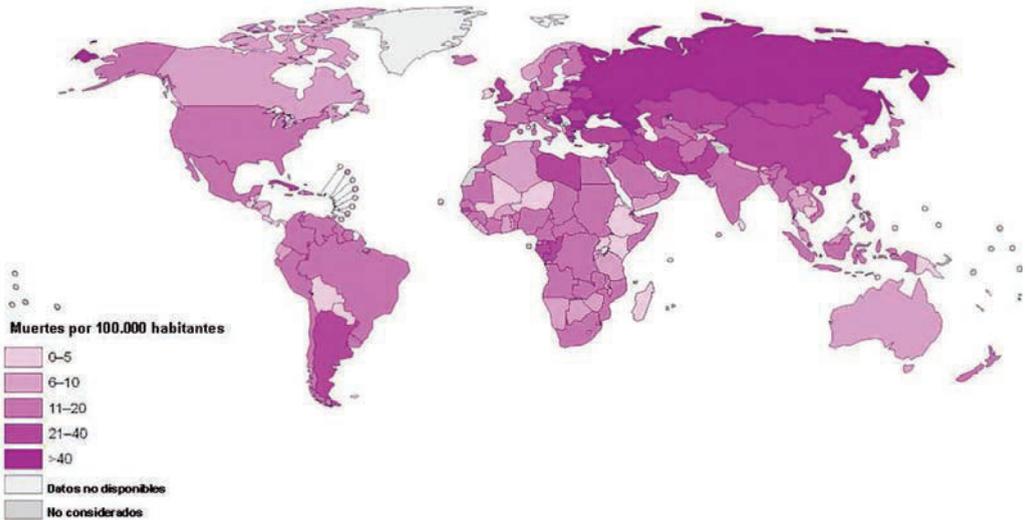


Figura 6.1. Número de muertes por 100.000 habitantes causadas en 2008 por la contaminación atmosférica en el mundo (OMS, 2011).

Los estudios relativos a la calidad del aire en las ciudades concluyen que, aun sin superar los niveles de calidad del aire considerados como seguros, existe una correlación entre el incremento de los niveles de contaminación y determinados efectos nocivos para la salud. Es decir, no existe una exposición por debajo de la cual no se produzcan efectos perjudiciales. El Informe Mundial de la Salud (Rodgers, 2002) cifra la incidencia de la contaminación del aire sobre la mortalidad en un 1,4% del total de muertes en el mundo. El reparto estimado de muertes a nivel mundial por causas relacionadas con la contaminación del aire se representa en la Figura 6.1. En Europa la mitad de las muertes debidas a la contaminación del aire están relacionadas con las emisiones de los vehículos a motor.

Por otra parte, cabe destacar la importancia de la exposición a contaminantes del aire en ambientes interiores. Se calcula que un habitante de la ciudad pasa entre un 80 y un 90% de su tiempo en ambientes cerrados

cuya calidad del aire no está regulada en el mismo grado que la calidad del aire ambiente, salvo en el caso de los edificios laborales industriales.

1.1.1. Colectivos más vulnerables a la contaminación atmosférica

Los grupos más vulnerables frente a la contaminación del aire son:

- Niños
- Ancianos
- Personas enfermas con problemas crónicos respiratorios o cardiovasculares
- Mujeres embarazadas

Los niños, debido a numerosos factores como su inmadurez fisiológica y a diferencias en la exposición presentan una vulnerabilidad especial respecto a los adultos. Por ejemplo, las vías aéreas y los alvéolos pulmonares de los niños aún se están desarrollando y los mecanismos de defensa son todavía inmaduros. Además, los posibles efectos tienen más tiempo para manifestarse a largo plazo, por lo que se considera que su daño es mayor en cuanto a la pérdida de esperanza de vida o años con incapacidad. Estudios epidemiológicos apuntan hacia asociaciones entre la exposición prenatal y diversos aspectos del desarrollo del feto o el bajo peso al nacer. También existen evidencias de relación entre la exposición durante el primer año de vida y el incremento de la mortalidad infantil y en general, según la OMS, del aumento de la incidencia de la bronquitis, cambios en la función pulmonar, trastornos cognitivos con la exposición a diferentes contaminantes atmosféricos en la infancia.

Las personas mayores también son muy vulnerables. La exposición a la contaminación del aire se asocia a factores inmunológicos, Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica, asma y al agravamiento de otras patologías respiratorias o cardiovasculares preexistentes.

1.1.2. Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud humana

Establecer un vínculo causal entre la contaminación atmosférica y los efectos perjudiciales para la salud plantea muchas dificultades. Algunos factores que dificultan la aproximación al estudio de estas relaciones son:

- Exposición a combinaciones de contaminantes atmosféricos.
- Diversidad de vías de exposición y posibles repercusiones para la salud.
- Variabilidad en los grados de afección según los segmentos de población y según el agente contaminante.
- Movilidad y la capacidad de bioacumulación de los contaminantes.
- Carácter multifactorial, posibilidad de efectos indirectos, de efectos crónicos, que únicamente desencadenan enfermedad al cabo de un largo periodo de tiempo.
- Concurrencia de diferentes combinaciones de elementos como la predisposición genética, la forma de vida, la cultura, los factores socioeconómicos, la localización geográfica, el clima, etc.

Aunque no se conocen los mecanismos exactos mediante los cuales la contaminación atmosférica afecta a los procesos patológicos, químicos y físicos de los seres vivos durante la realización de sus funciones vitales, sí se conocen sus efectos. Los estudios de series temporales (a corto plazo) y de cohortes (a largo plazo) han permitido establecer asociaciones estadísticas entre los contaminantes presentes y los efectos sobre la salud.

Al hablar de efectos sobre la salud humana es preciso especificar el tipo de contaminante o contaminantes a los que está expuesta la población. Estos contaminantes pueden ser diferentes en función de la localización geográfica, pero también lo son en los meses de verano o los de invierno, pues los procesos atmosféricos favorecen más la concentración de unos tipos u otros. Además, los seres humanos están normalmente expuestos a una mezcla de gases con efectos tóxicos. De hecho, las mezclas de contaminantes potencian los efectos tóxicos de los contaminantes tomados de forma individual. Es el caso de la asociación de las partículas (PM) y el dióxido de azufre (SO₂). El SO₂ es un agente irritante de las mucosas del tracto respiratorio. En un ambiente con presencia de partículas, el efecto es más dañino pues el SO₂ paraliza los cilios, encargados de atrapar a las PM, por lo que resulta más fácil que alcancen los pulmones. Además las partículas pueden arrastrar los compuestos con azufre presentes y provocar entonces graves daños e incluso la muerte.

La exposición a estos contaminantes se ha relacionado con efectos sobre la salud que van desde simples molestias hasta aumentos en el número de defunciones, pasando por cambios funcionales transitorios o permanentes del sistema respiratorio, incrementos del riesgo de padecer enfermedades o del número de ingresos hospitalarios según su gravedad (Figura 6.2).

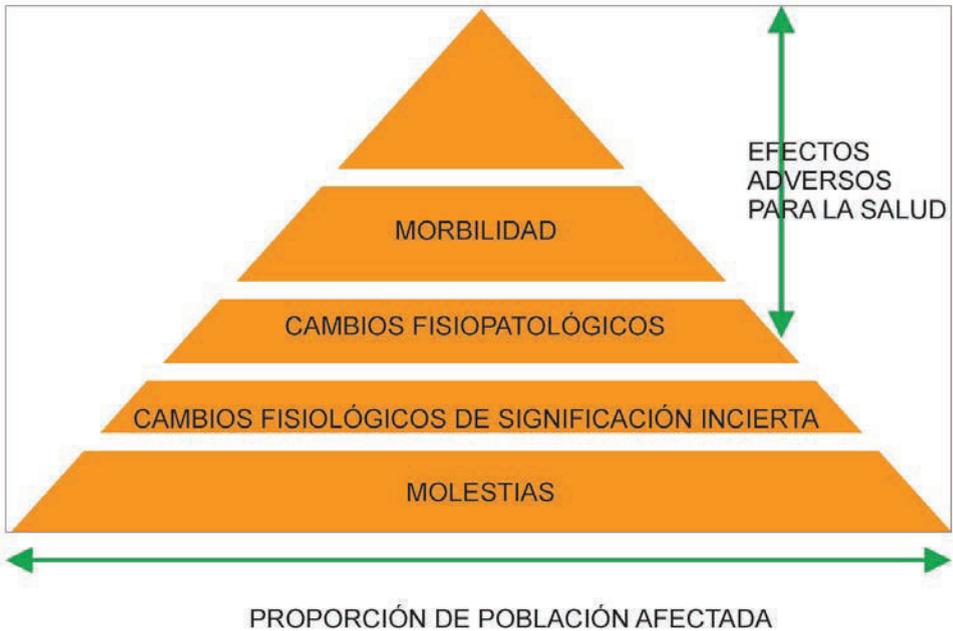


Figura 6.2. Representación de los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud y proporción de población afectada por cada uno (APHEIS, 2005; OSE, 2007).

Dados los efectos sobre la salud y los niveles que se registran en la actualidad, los contaminantes que representan un mayor peligro para la salud de los ciudadanos europeos son las partículas, el ozono y el dióxido de nitrógeno (EEA, 2009a). De todos ellos, las partículas en suspensión son las que presentan un mayor número de evidencias sobre sus efectos para la salud.

En la Tabla 6.2 se resumen algunos efectos sobre la salud y los umbrales legales, contenidos en la directiva 2008/50/CE para la protección de la salud humana, de los contaminantes del aire más comunes.

Tabla 6.2. Efectos directos sobre la salud humana y umbrales. (OSE, 2007)

Contaminante	Efectos	Umbrales legales
Partículas en Suspensión (PM)	<p>Aparato respiratorio: Agravante de enfermedades respiratorias como el asma.</p> <p>Aparato circulatorio: Aumento coagulación sanguínea y viscosidad. Aumento presión arterial. Aumento frecuencia cardiaca. Infarto de miocardio.</p> <p>Sistema nervioso: Reacciones del sistema nervioso vegetativo asociadas al aumento del ritmo cardiaco y arritmias.</p> <p>Aumento muertes prematuras</p>	<p>Valor límite PM₁₀:</p> <p>Anual: media anual < 40 µg·m⁻³.</p> <p>Diario: Máximo 35 días anuales con [PM₁₀] > 50 µg·m⁻³.</p> <p>En vigor desde 2005.</p>
Ozono (O ₃)	<p>Aparato respiratorio. Potente oxidante: Inflamación de las vías respiratorias. Daños a los pulmones. Otros cambios morfológicos, bioquímicos y funcionales del sistema respiratorio.</p> <p>Irritación de ojos</p> <p>Disminución de las defensas del organismo</p>	<p>Valor objetivo O₃:</p> <p>Promedio de 3 años: más de 25 días con [O₃] > 120 µg·m⁻³, calculado como máximo diario de medias móviles octohorarias.</p> <p>En vigor desde 2010.</p>
Óxidos de nitrógeno (NO _x)	<p>Aparato respiratorio. Soluble en agua para formar ácido nítrico y nitroso que afecta al aparato respiratorio: Aumentos de sensibilidad de las vías aéreas, bronquios y alvéolos. Asma. Reducciones en la función pulmonar. Aumentos en la sensibilidad de los pulmones a infecciones de virus y bacterias.</p> <p>Exposiciones más bajas pero más prolongadas pueden además provocar daños en la sangre.</p>	<p>Valor límite NO₂:</p> <p>Anual: Media anual < 40 µg·m⁻³.</p> <p>Horario: Máximo 18 horas al año con [NO₂] > 200 µg·m⁻³.</p> <p>En vigor desde 2010.</p>
Óxidos de azufre (SO _x)	<p>Aparato respiratorio. Irritantes de las mucosas: Enfermedades crónicas del sistema respiratorio: bronquitis, enfisema. Acción bronco-constrictora.</p> <p>Aumento sensibilidad de las alergias</p> <p>Muerte (ej. <i>smog</i> de Londres)</p>	<p>Valor límite SO₂:</p> <p>Diario: Máximo 3 días anuales con [SO₂] > 125 µg·m⁻³ de media diaria</p> <p>Horario: Máximo 24 ocasiones con [SO₂] > 350 µg·m⁻³ de media horaria</p> <p>En vigor desde 2005</p>
Monóxido de carbono (CO)	<p>Sistema circulatorio. Gas asfixiante capaz de desplazar al oxígeno a la hora de fijarse a la hemoglobina de la sangre. Letal en concentraciones elevadas. Efectos reversibles</p> <p>Sistema nervioso. Concentraciones muy elevadas disminuyen la coordinación, la capacidad de atención y cognitiva y el sentido de la orientación además de causar cefaleas y náuseas.</p>	<p>Valor límite CO:</p> <p>Máximo 0 días anuales con [CO] > 10 mg·m⁻³ de medias móviles octohorarias.</p> <p>En vigor desde 2005.</p>

1.1.3. Efectos de las partículas (PM) sobre la salud humana

Las partículas del aire se pueden clasificar en función de su tamaño (Figura 6.3) pues en función de éste cambian sus propiedades físicas y químicas y, por lo tanto, sus efectos sobre la salud. Las más grandes tienen un diámetro mayor de 10 μm . Estas partículas se depositan por gravedad rápidamente por lo que no son transportadas a largas distancias desde el lugar en que son emitidas. Suelen generarse a partir del polvo arrastrado por el viento, el aerosol marino o en las erupciones volcánicas. En el otro extremo del rango se encuentran aquellas PM con diámetros inferiores a los 100 nm. Se generan por condensación de los gases calientes emitidos en los procesos de combustión como el de los motores de los vehículos. Normalmente se aglomeran para formar partículas de entre 0,2 y 2 μm de diámetro. Debido a su pequeño tamaño, estas partículas sí pueden ser transportadas a

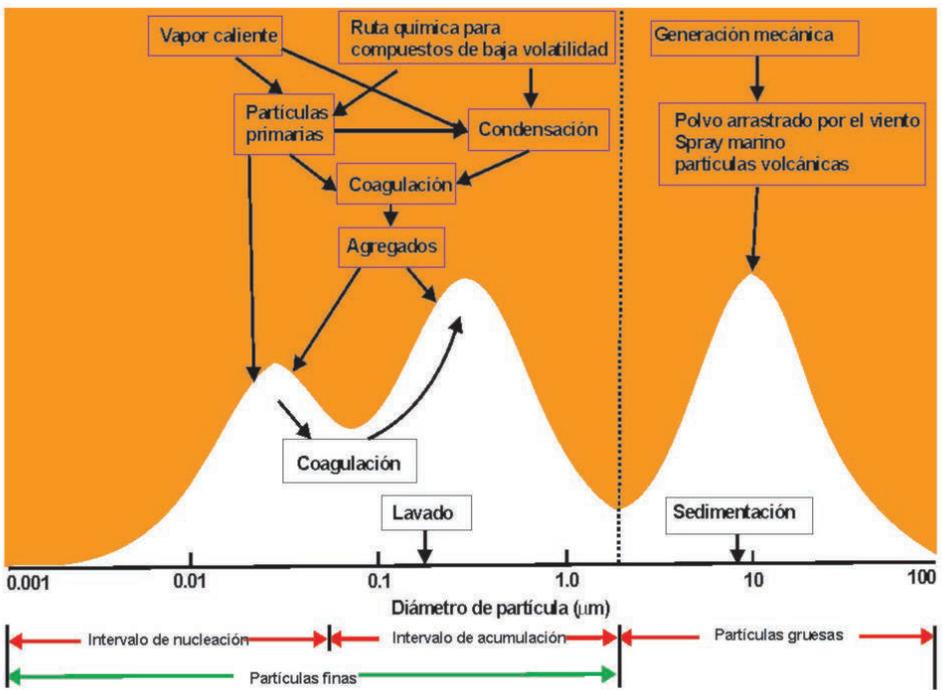


Figura 6.3. Representación de la distribución típica de las partículas atmosféricas en función de su diámetro. En la parte superior se especifican algunos mecanismos de formación, mientras que en la inferior se realiza una clasificación de las partículas (QUARG, 1993; Maynard, 2001).

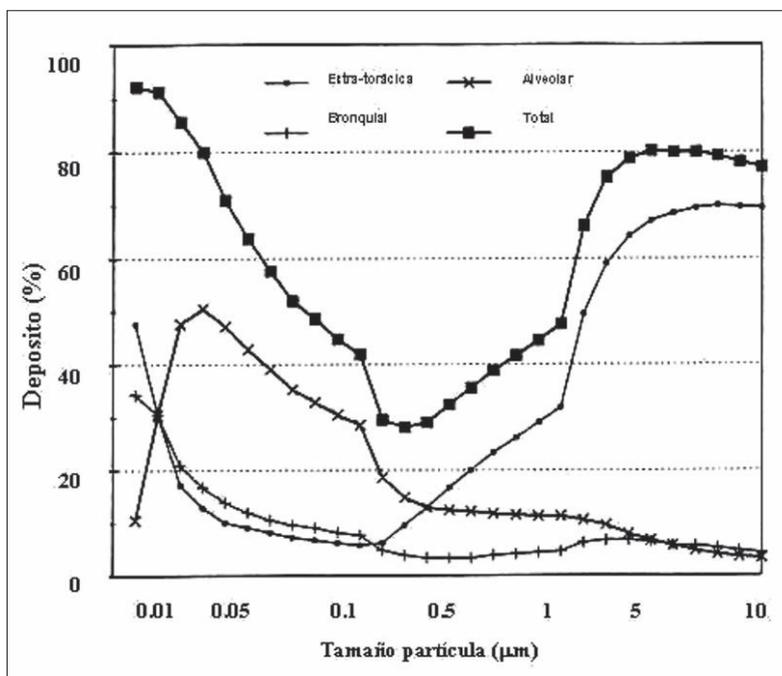


Figura 6.4. Proporción de partículas depositadas en distintos lugares del aparato respiratorio en función de su tamaño (μm) (Dept. of Health, 1995; Maynard, 2001).

grandes distancias antes de depositarse sobre la superficie. Las PM importantes desde el punto de vista de la salud humana son aquellas inferiores a los $10\ \mu\text{m}$, muy especialmente aquellas con un diámetro inferior a las $2,5\ \mu\text{m}$. Estas fracciones se conocen como PM_{10} y $\text{PM}_{2,5}$ respectivamente.

El tamaño de la partícula determinará la zona del tracto respiratorio en el que se depositarán si una persona es expuesta (Figura 6.4). Las partículas más pequeñas se consideran más peligrosas porque son capaces de penetrar hasta los alvéolos pulmonares y los conductos alveolares y provocar daños de gravedad al ser incorporadas al torrente sanguíneo.

Las PM se clasifican por tamaños, pero presentan una gran variedad de composiciones químicas. Se ha encontrado un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas formando PM en el aire. Los compuestos nitrogenados emitidos a la atmósfera en forma oxidada y reducida pueden formar partículas en la fracción de las $\text{PM}_{2,5}$. El NO_2 emitido se oxida para formar

HNO_3 , que mediante reacción química con el NH_3 forma partículas de nitrato amónico (NH_4NO_3). Este tipo de compuestos suponen entre un 30 y un 70% de la masa total de $\text{PM}_{2,5}$ en Europa (ENA, 2011). Según estas propiedades químicas también puede variar el efecto producido. Las PM solubles se disuelven en los fluidos de las vías respiratorias. Por el contrario, las PM compuestas por óxidos metálicos son no solubles, y pueden depositarse intactos en los nodos linfáticos de los pulmones. Algunos estudios indican que el PM_{10} procedente del polvo arrastrado por el viento es mucho menos tóxico que el generado por los procesos de combustión, generalmente compuesto por partículas de carácter ácido cargadas con sulfatos.

A pesar de que en la actualidad el problema de las PM es mucho menor que en otras épocas, existe el consenso de que las concentraciones registradas en la actualidad son suficientemente altas como para provocar efectos significativos sobre la salud humana tanto en lo que se refiere a efectos a corto como a largo plazo. Estos efectos ya se revisaron en la Tabla 6.2. Las PM afectan al sistema respiratorio, en especial en los grupos de población más sensibles: infancia, tercera edad y enfermos asmáticos. Por ejemplo, se han encontrado asociaciones entre la concentración de $\text{PM}_{2,5}$ y el aumento de las admisiones hospitalarias de niños entre 0 y 10 años (Linares *et al.*, 2009) o la mortalidad en la población mayor de 75 años (Jiménez *et al.*, 2009).

Las exposiciones a largo plazo de concentraciones de $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pueden provocar bronquitis, reducción de la capacidad pulmonar y descensos en la esperanza de vida debido a un incremento en la mortalidad. Las PM no sólo afectan al sistema respiratorio sino también al sistema circulatorio, pues inducen la liberación en el torrente sanguíneo de sustancias relacionadas con la inflamación de los alvéolos, capaces de provocar efectos en el resto del cuerpo, como vasoconstricción, trombosis, efectos en el sistema nervioso, etc. (Maté *et al.*, 2010 y citas en ese artículo). Los estudios de APHEIS (Sistema Europeo de Información sobre Salud y Contaminación Atmosférica) han estimado que se podrían evitar 11.375 muertes «prematuras» anuales, que son la suma de 8053 muertes debidas a problemas cardiopulmonares y 1296 muertes debidas a cáncer de pulmón, en caso de que se redujese la concentración media de partículas hasta $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Medina *et al.*, 2005). En cuanto a la esperanza de vida, podría incrementarse entre 2 y 13 meses a los 30 años de edad si las partículas se mantuvieran en concentraciones de $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ según este mismo estudio. Otro estudio,

realizado en la población residente en Madrid capital entre 2003 y 2005, muestra una relación entre la concentración media diaria de $PM_{2,5}$ en las estaciones de medida de la calidad del aire y la mortalidad debida a problemas del sistema circulatorio. Esta relación provoca un aumento significativo del riesgo de mortalidad debido a problemas del sistema circulatorio a partir de una concentración de $PM_{2,5}$ de $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, mientras que este riesgo se incrementa de forma muy acentuada a partir de una media diaria de $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, el valor máximo recomendado por la OMS para $PM_{2,5}$ (Maté *et al.*, 2010).

1.2. Efectos locales de la contaminación atmosférica sobre los ecosistemas. Caso de estudio de los efectos de los focos puntuales de emisión de SO_2

El azufre es un elemento esencial para el desarrollo normal de la vegetación. La forma principal en la que este compuesto es absorbido por las raíces es en forma de sulfato (SO_4^{2-}). También existen rutas de absorción del azufre a través de las hojas, en forma de SO_2 y de H_2S cuando estas especies químicas están presentes en bajas concentraciones en el aire. Sin embargo, cuando existen altas concentraciones de estas sustancias, se convierten en fitotóxicas. Entre ellas, el dióxido de azufre (SO_2) se considera como uno de los contaminantes más tóxicos para la vegetación.

Existen varias fuentes de dióxido de azufre (SO_2). Entre las fuentes naturales se encuentran los volcanes y la combustión de biomasa (incendios forestales). En cuanto a las fuentes antropogénicas, están ligadas a los procesos de utilización de los combustibles fósiles, acerías o al procesado del petróleo y el gas natural. Una vez emitido, el SO_2 puede depositarse directamente sobre las superficies (depósito seco) aunque una parte del mismo puede transformarse en SO_4^{2-} . Las partículas de sulfato también pueden depositarse directamente sobre la superficie (depósito seco) o ser arrastradas por la lluvia (depósito húmedo). En función de la forma en que se depositen estos compuestos sulfatados, se producirán distintos efectos adversos en los ecosistemas.

Los efectos del depósito de SO_2 se conocen desde hace más de 300 años y la lista de lugares afectados por fuentes puntuales de este contaminante es extensa. Entre los casos más graves registrados se encuentran los rela-

cionados con los efectos que las centrales térmicas que utilizan carbón como combustible provocan sobre los bosques. Estos efectos dependen de una serie de factores bióticos y abióticos que condicionan, por un lado, las respuestas de la vegetación, y por otro, la duración y frecuencia de la ocurrencia de los episodios de alta concentración de SO_2 . En general, las condiciones ambientales favorables para el crecimiento y desarrollo de las plantas incrementan el riesgo de padecer efectos dañinos y las condiciones meteorológicas que provocan las inversiones térmicas de superficie suelen incrementar la concentración y el tiempo de exposición de las plantas al SO_2 , sobre todo en los alrededores de fuentes puntuales de este gas.

Los estudios sobre los efectos del SO_2 sobre la vegetación se han centrado en las especies forestales y en los cultivos y en ellos se han encontrado un gran número de especies sensibles, aunque los efectos varían en función del género, especie, variedad, etc. y también según el estado de desarrollo de la planta. La principal vía de entrada del SO_2 en las hojas es a través de los estomas. Una vez dentro de la hoja, el SO_2 se disuelve en la fase acuosa de las paredes celulares y pasa a formar los iones bisulfito (HSO_3^-) y sulfito (SO_3^-). Estos iones se oxidan por varios mecanismos de detoxificación de las plantas a sulfato, que no resulta tóxico. Sin embargo, esta conversión compite con otros procesos importantes para la planta, como la oxidación de compuestos fenólicos. La acumulación de compuestos fenólicos es uno de los factores que condicionan la aparición de síntomas visibles típicos, como veremos, de la exposición al SO_2 . En líneas generales, los efectos del SO_2 en la vegetación se pueden dividir en agudos y crónicos. Aunque ambos tipos suelen registrarse de forma simultánea, son originados por patrones de exposición diferentes. Los síntomas agudos de las plantas son causados por picos breves pero intensos de contaminación. Suelen reflejarse como zonas necróticas en las hojas de color blanco, rojizo e incluso negro en función de la especie. En el caso de las coníferas, es común también la caída prematura de las acículas. Cuando el SO_2 se deposita sobre una superficie húmeda, el SO_2 puede ser transformado en ácido sulfúrico (H_2SO_4) provocando síntomas similares a los del depósito seco de SO_2 .

Las exposiciones crónicas, se producen normalmente como resultado de exposiciones a lo largo de todo el ciclo de vida de la planta con concentraciones relativamente bajas y con picos intermitentes. Los síntomas crónicos se corresponden con reducciones en las tasas de crecimiento y de productividad de biomasa en especies herbáceas y coníferas debido a re-

ducciones en las tasas de fijación de carbono por la fotosíntesis, aunque no se lleguen a registrar los daños foliares típicos de los síntomas agudos.

Considerando la escala de los ecosistemas, la exposición al SO_2 puede provocar alteraciones en las relaciones de competencia entre especies. Estas alteraciones provocarían la desaparición de aquellas plantas más sensibles, lo que induce una pérdida de la variabilidad genética de las especies sensibles, pero que favorece la presencia de las especies más resistentes. Además de estos cambios en la estructura de las comunidades vegetales también se ven afectados aquellos componentes de los ecosistemas directamente relacionados con los productores primarios así como otros compartimentos de los ecosistemas. Las investigaciones realizadas que analizan datos a largo plazo han puesto de manifiesto numerosos efectos que se detallan en la Tabla 6.3. Cada uno de estos efectos se traduce en un cambio en la estructura y funcionamiento del ecosistema, hasta el punto de sustituirlo por otro en un proceso de sucesión ecológica.

Tabla 6.3. Cambios en características de los ecosistemas asociados al depósito de SO_2 y azufre elemental. Adaptado de Legge y Krupa, 2002

Compartimento	Parámetro	Efecto
Suelo	Acidificación del suelo	Aumento
	Número de bacterias oxidantes del azufre	Aumento
	Lavado de nutrientes del suelo	Aumento
	Tasa descomposición hojarasca	Descenso
	Depósito de azufre en el suelo	Aumento
Vegetación	Concentración foliar de S, Al, Mn y Fe	Aumento
	Actividad fotosintética	Descenso
	Producción de biomasa	Descenso
	Especies liquénicas sensibles	Descenso
Agua	Depósito de azufre en aguas superficiales	Aumento

Otros efectos derivados de la exposición de los ecosistemas a los compuestos azufrados como la acidificación se tratan en la sección siguiente, que estudia los efectos a escala regional.

2. IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA A ESCALA REGIONAL

Los procesos regionales más relevantes relacionados con la contaminación atmosférica son los impactos derivados del incremento de la concentración de ozono troposférico, la eutrofización o el enriquecimiento en nutrientes de los ecosistemas y la acidificación de los ecosistemas por la entrada de compuestos azufrados y nitrogenados.

2.1. El ozono troposférico

El ozono (O_3) troposférico, al igual que otros oxidantes presentes en la atmósfera, no se emite directamente desde ninguna fuente, si no que se forma en el aire a partir de series complejas de reacciones de carácter fotoquímico. Debido a su origen, no se producen, normalmente, casos de daños intensos por ozono en zonas cercanas a una fuente puntual de contaminación, sino más bien se registran altas concentraciones y sus efectos asociados a una escala regional. Típicamente, las concentraciones de ozono más altas se dan en los alrededores de las fuentes de emisión de precursores como ciudades, zonas industriales y ejes de transporte, así como en zonas rurales y montañosas próximas, localizadas a favor de los vientos dominantes que transportan las masas de aire contaminado.

2.1.1. Efectos del O_3 troposférico sobre la salud humana

Los efectos sobre la salud humana varían en función de la sensibilidad individual y de la concentración en el aire. Los niños, las personas mayores y todas aquellas que realicen ejercicio físico intenso en condiciones elevadas de O_3 pueden considerarse receptores sensibles. El O_3 puede provocar problemas respiratorios agudos, empeoramiento del asma, disminuciones en la capacidad pulmonar, inflamación de las vías respira-

torias y alteraciones en el sistema inmunitario, haciendo a las personas más sensibles a las infecciones respiratorias en los pulmones o a las alergias, con concentraciones de O_3 de $160 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ mantenidas durante 6 horas (OMS, 2001). La exposición a concentraciones de $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en la concentración de O_3 durante una hora provoca un incremento del 20% en los ingresos en los hospitales de pacientes con problemas respiratorios. A pesar de estos valores, el consenso científico indica que no hay una concentración umbral mínima por debajo de la cual no se produzcan efectos perjudiciales.

El O_3 provoca efectos sobre la salud humana en áreas extensas. A escala europea, los mayores problemas se producen en los países mediterráneos, Italia, Grecia y España debido a presencia de mayores concentraciones respecto al resto del continente (Amann *et al.*, 2008). La proyección de aumento de las concentraciones de O_3 troposférico, de acuerdo con el cambio registrado durante las últimas décadas, tendría como resultado importantes cambios en la esperanza de vida, la prevalencia de enfermedades respiratorias o en el número de consultas médicas. Por ejemplo, las predicciones del número de muertes atribuibles al O_3 para el año 2020 en el Reino Unido, de acuerdo a las emisiones previstas de precursores y al clima dominante, indican incrementos del 15% respecto a los valores del 2003 (Royal Society, 2008). Las estimaciones manejadas en la actualidad por la OMS apuntan a 20.000 muertes prematuras en Europa (Amann *et al.*, 2008). Al igual que en el caso de los ecosistemas, está previsto que los efectos en la salud humana sobre regiones de Asia, África y Sudamérica aumenten como resultado de las tendencias ascendentes de emisión de precursores.

2.1.2. Efectos sobre los ecosistemas

El ozono es considerado como un gas fitotóxico, es decir, tóxico para la vegetación, que afecta áreas extensas en el mundo. Los efectos que provoca dependen de la cantidad de contaminante que alcanza el interior de las hojas para interferir en las reacciones bioquímicas y metabólicas de la planta. Por tratarse de un contaminante gaseoso, su principal vía de entrada son los estomas de las hojas, por donde se produce el intercambio de gases normal que realizan las plantas y que permite el desarrollo de la fotosíntesis y la respiración.

Los efectos de este contaminante en las plantas, los receptores más sensibles, pueden manifestarse como daños visibles en las hojas (punteaduras pardas, rojizas o púrpura), reducción del crecimiento de la biomasa aérea y subterránea, disminución de la producción, caída acelerada del follaje y alteraciones en la sensibilidad frente a otros estreses como la sequía, ataques de plagas, etc. La asimilación del CO_2 del aire, el transporte de sustancias dentro de la planta, la adquisición de nutrientes y otros procesos fisiológicos se ven alterados por el O_3 hasta producir la supresión del crecimiento y la producción de las plantas. Se han documentado daños sobre cultivos agrícolas como el trigo, la cebada o la colza, hortícolas como la patata, la lechuga, el tomate y también sobre vegetación natural como especies de árboles (hayas, abedules, encinas, pinos, etc.) y de herbáceas que conforman los pastizales, como los tréboles. En general los daños causados por el O_3 troposférico pueden clasificarse como daños agudos o crónicos.

Los daños agudos son producidos por episodios cortos pero intensos de exposición al contaminante (normalmente mayores que $300 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Provocan daños foliares visibles como consecuencia de la muerte celular y se desarrollan en pocas horas tras el episodio de contaminación. Frecuentemente aparecen como punteaduras de color pardo-rojizo, quemaduras o áreas blanquecinas en el haz de las hojas (cara superior) en la zona internervial (Figura 6.5). Otros daños agudos se traducen en la defoliación de las copas de los árboles que evoluciona desde la base hacia la parte superior. Los síntomas visibles en las hojas pueden tener consecuencias económicas, especialmente en cultivos cuyo valor depende de su aspecto externo como son muchos productos hortícolas (lechugas y hortalizas de hoja).

El desarrollo de síntomas foliares visibles provocados por la exposición al ozono, permite la utilización de algunas especies o variedades como bioindicadores o biomonitores de los niveles ambientales de ozono. Un bioindicador es un ser vivo que responde a unas condiciones ambientales específicas con unos síntomas concretos. En el caso del ozono, el bioindicador actúa como un sensor que detecta su presencia por encima de una determinada concentración. Los biomonitores pueden ofrecer además una información cuantitativa de la concentración del contaminante. La bioindicación puede ser pasiva cuando se basa en observaciones realizadas en especies vegetales presentes en la zona de estudio, ya sea de forma natural o cultivada. Pero también se pueden realizar estudios de bioindicación activa,

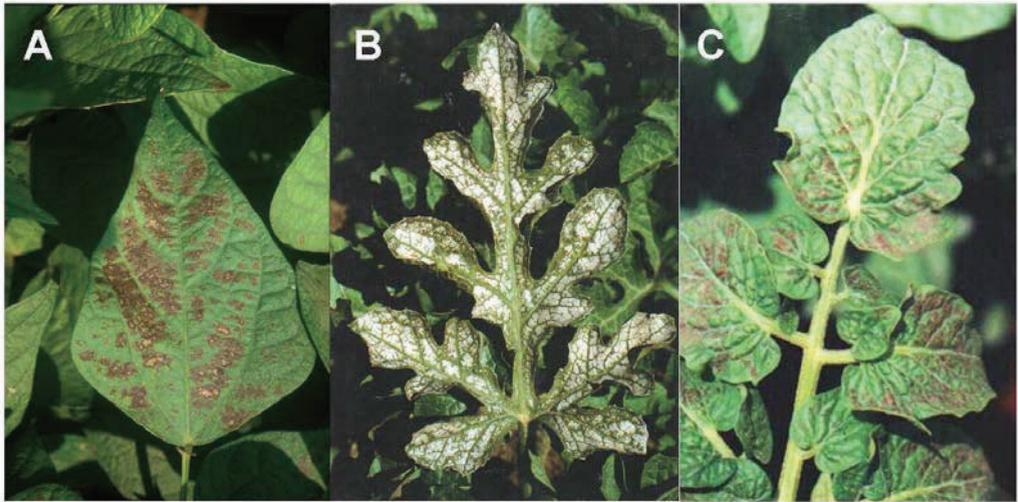


Figura 6.5. Síntomas visibles causados por el ozono en hojas de (a) judía (*Phaseolus vulgaris*), (b) sandía (*Citrullus lanatus*) y (c) tomate (*Lycopersicon esculentum*) identificados durante experimentos de exposición al ozono (CIEMAT).



Figura 6.6. Sistema de bioindicación basado en clones de trébol blanco (*Trifolium repens*) (CIEMAT).

utilizando protocolos estandarizados con especies o variedades seleccionados por su sensibilidad al ozono. En España el pino carrasco (*Pinus halepensis*) ha sido el bioindicador más utilizado para determinar la extensión de los problemas provocados por el ozono en el este peninsular (MARM, 2009), y constituye un ejemplo de bioindicación pasiva. A escala europea,

se ha empleado un sistema de bioindicación basado en clones de una variedad sensible y otra resistente de trébol blanco (*Trifolium repens*) utilizando un protocolo experimental concreto (ICP Vegetation, 2007). Este sería un ejemplo de bioindicación activa (Figura 6.6).

Los daños crónicos corresponden a lesiones que no se manifiestan hasta pasados días o semanas, incluso en el siguiente periodo de crecimiento, y se producen como respuesta a concentraciones por encima del nivel de fondo (mayores de $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), sostenidas durante periodos de tiempo más prolongados que las exposiciones agudas. Estos daños incluyen alteraciones en el crecimiento y estructuras reproductivas de la planta y cambios en la susceptibilidad de la planta hacia otras fuentes de estrés abióticas y bióticas. Estas alteraciones se producen como consecuencia de los efectos que el ozono provoca en la fisiología de las plantas, e incluyen reducciones de la fotosíntesis, aceleración de la senescencia y caída de las hojas y perturbaciones en el transporte de azúcares dentro de la planta hacia las zonas en crecimiento como raíces, hojas, flores o frutos y semillas en desarrollo (MARM, 2009).

Los primeros estudios sobre efectos del ozono en bosques datan de mediados de los años 70 del siglo XX, cuando se empiezan a detectar indicios de un deterioro generalizado en los bosques de algunas regiones de Norteamérica y Europa. Los síntomas más aparentes eran el desarrollo anormal de procesos de clorosis en las hojas (pérdida de clorofilas), la reducción en el crecimiento de los árboles y un debilitamiento progresivo de las masas forestales, que aumentaba su sensibilidad frente a otros factores de estrés. No se trataba de un fenómeno uniforme y generalizado, sino que los daños variaban en función de las especies y de las regiones geográficas. Este deterioro, que no se pudo atribuir a una causa única, empezó a relacionarse por vez primera con el impacto de los contaminantes atmosféricos en aquellos años. Se consideró que el ozono era uno de los agentes implicados en el proceso, no como causante directo, sino como un factor que predisponía a los árboles frente a otros tipos de estrés, fundamentalmente la sequía, el ataque de patógenos y las deficiencias nutricionales. Desde entonces, unas 60 especies arbóreas y arbustivas sólo en Europa han sido calificadas como sensibles a las concentraciones elevadas de ozono en el aire.

En el caso de los cultivos, numerosos estudios han documentado daños visibles y reducciones en la producción provocados por el O_3 . A escala

mundial, se ha estimado que el O_3 puede estar provocando reducciones de la cosecha de algunos de los cultivos más importantes para la alimentación humana como el trigo, la soja, el arroz o el maíz (ICP Vegetation, 2011). A escala europea, los cultivos más amenazados son el trigo, la patata, la remolacha, la colza, la uva, el maíz y el girasol. En cuanto al área mediterránea (Italia, Grecia y España) se han descrito efectos en 21 cultivos de especial importancia económica como tomate, judía, lechuga, sandía, cítricos, etc. Los efectos negativos del ozono sobre los cultivos no sólo ocurren sobre la productividad, sino también sobre parámetros de calidad como la concentración de azúcares o proteínas en el fruto, lo que puede afectar a su valor nutritivo y a su precio en el mercado. De acuerdo con las evaluaciones realizadas, los niveles de contaminación actuales son suficientes para provocar efectos negativos sobre las cosechas y pérdidas económicas en la agricultura, lo que es causa de especial preocupación en Europa y otras partes del mundo.

Como consecuencia de los efectos fisiológicos sobre las plantas, el ozono puede afectar a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Algunos estudios apuntan a una pérdida en la biodiversidad de comunidades de plantas herbáceas. Como resultado de un menor número de especies, y por lo tanto, un descenso en la competencia interespecífica, la contaminación por ozono puede tener consecuencias secundarias sobre el funcionamiento del ecosistema y presentar interacciones con la disponibilidad de agua en el suelo o el acceso a los nutrientes. El caso de las leguminosas es especialmente importante. Suelen ser componentes sensibles al O_3 y además cumplen el importantísimo papel de fijar el N_2 atmosférico, de forma que puede ser aprovechado también por otras plantas. También constituyen una importante fuente de proteínas para los herbívoros que se alimentan del pasto. Por ello, el descenso del número de leguminosas en un pastizal puede acarrear consecuencias que se extiendan hacia otros compartimentos del ecosistema. Otros efectos sobre la fisiología de la vegetación que puede provocar efectos a escala de ecosistema es la disminución del crecimiento de las raíces, Como consecuencia de la reducción del flujo de moléculas orgánicas hacia este órgano de la planta. Un descenso del crecimiento radicular conlleva una menor absorción de nutrientes y agua del suelo y una pérdida de vigor en la planta que aumenta la sensibilidad de la misma frente a otros factores de estrés (sequía, altas temperaturas, plagas, etc.). Un menor crecimiento de las raíces también provoca re-

ducciones en el bombeo de compuestos de carbono hacia el suelo, lo que tiene consecuencias sobre los microorganismos del suelo, sobre otras especies vegetales y a nivel de todo el ecosistema.

Al igual que ocurre con otros contaminantes, los efectos del O_3 están modulados por interacciones complejas con otros factores ambientales, bióticos y abióticos. Algunos de estos factores son inherentes a la planta, como su sensibilidad al O_3 y su estado de desarrollo en el momento de la exposición. Existen también otros factores que pueden determinar la respuesta de la planta frente a la contaminación atmosférica como la presencia de otros contaminantes, la disponibilidad de nutrientes y agua o las condiciones meteorológicas. Los factores ambientales pueden modificar la respuesta de la planta frente a la vegetación y, a su vez, la exposición al ozono puede alterar la respuesta de la vegetación a los factores ambientales. Un ejemplo de exposición combinada se encuentra en los efectos encontrados al someter plantas de pino carrasco (*Pinus halepensis*) a concentraciones elevadas de O_3 y SO_2 . Esta exposición combinada provoca reducciones en la biomasa aérea y de las raíces y altera la composición de las micorrizas (asociación simbiótica entre hongos y raíces que se da en algunas especies de plantas), efectos que no se observan cuando los contaminantes actúan por separado. La disponibilidad de nutrientes, en particular del nitrógeno, es otro de los factores que puede modular la respuesta frente al O_3 . De acuerdo con algunos estudios realizados con especies de trébol procedentes de pastizales anuales de dehesas en la península Ibérica, en general una disponibilidad óptima de nitrógeno contrarresta los efectos negativos del O_3 cuando las concentraciones de este último son moderadas. Esta capacidad se pierde cuando las concentraciones de O_3 son elevadas (MARM, 2009). Existen importantes interacciones entre el ozono y los componentes del calentamiento del clima como el aumento de la concentración del CO_2 atmosférico, el incremento de la temperatura o los fenómenos de sequía, aunque el efecto total de todas estas interacciones resulta complejo de establecer considerando las numerosas interrelaciones entre estos parámetros. La creciente concentración de CO_2 a nivel global podría provocar modificaciones en los impactos que el ozono provoca, debido a la estimulación que el CO_2 produce sobre los procesos fotosintéticos y la fisiología general de las plantas. Por otro lado, el estrés hídrico provocado por la sequía es uno de los factores más importantes que modulan de forma compleja la respuesta frente al O_3 . El cierre estomático que provoca la

sequía tiende a disminuir la absorción del O_3 y por lo tanto sus efectos (MARM, 2009). Sin embargo, el O_3 puede provocar en algunas especies una disminución de la capacidad de los estomas para regular la pérdida de agua en condiciones de sequía, agravando las consecuencias de esta última (ICP Vegetation, 2011).

Existe mucha menos información sobre las interacciones entre el O_3 y los factores bióticos como las relaciones de competencia entre especies, la incidencia del ataque de patógenos, etc. (MARM, 2009). Un ejemplo de estas interacciones se encuentra en las montañas de San Bernardino (sur de California). En ese lugar se ha comprobado que el ozono predispone a las masas forestales al ataque de patógenos en los años más secos. Estos efectos provocan que las especies más sensibles hayan perdido competitividad frente a otras más resistentes, observándose cambios en la composición de las masas forestales. También se han encontrado asociaciones entre la exposición al ozono y la infección del virus del mosaico del tomate en condiciones experimentales en España, por lo que el O_3 puede constituir un factor significativo en el desarrollo de las virosis de los cultivos.

Como se ha podido comprobar, la escala de los daños del O_3 es muy grande. Para determinar el riesgo de que se produzcan daños a causa del O_3 en una zona, se utilizan distintos tipos de índices de contaminación que tratan de describir el grado de exposición. Estos índices pueden servir para establecer la extensión del área probablemente afectada por este contaminante. El índice de exposición para O_3 utilizado actualmente en la Directiva Europea relativa a la Calidad del Aire Ambiente y a una Atmósfera más Limpia en Europa (D 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de mayo de 2008) para evaluar el riesgo de que se produzcan efectos nocivos sobre las plantas es el AOT40. Este índice se calcula como exposición acumulada de ozono por encima de 40 ppb en horas diurnas. En función de los efectos observados experimentalmente que una determinada concentración de O_3 tiene sobre una especie, se han establecido niveles críticos. Un *nivel crítico* puede definirse como la concentración atmosférica umbral por encima de la cual, de acuerdo con el conocimiento científico actual, pueden aparecer efectos perjudiciales sobre los receptores. En la Figura 6.7 se representan los valores de AOT40 a escala europea y se puede observar cómo el nivel crítico para la protección de la vegetación establecido como objetivo a largo plazo de 3 ppm por horas acumuladas que marca esta directiva es superado profusamente en todo el territorio europeo.

También se puede apreciar que el área mediterránea es la zona que registra los valores más elevados de este índice, aunque la situación puede variar de un año a otro en función de las condiciones meteorológicas y el nivel de emisiones de los precursores.

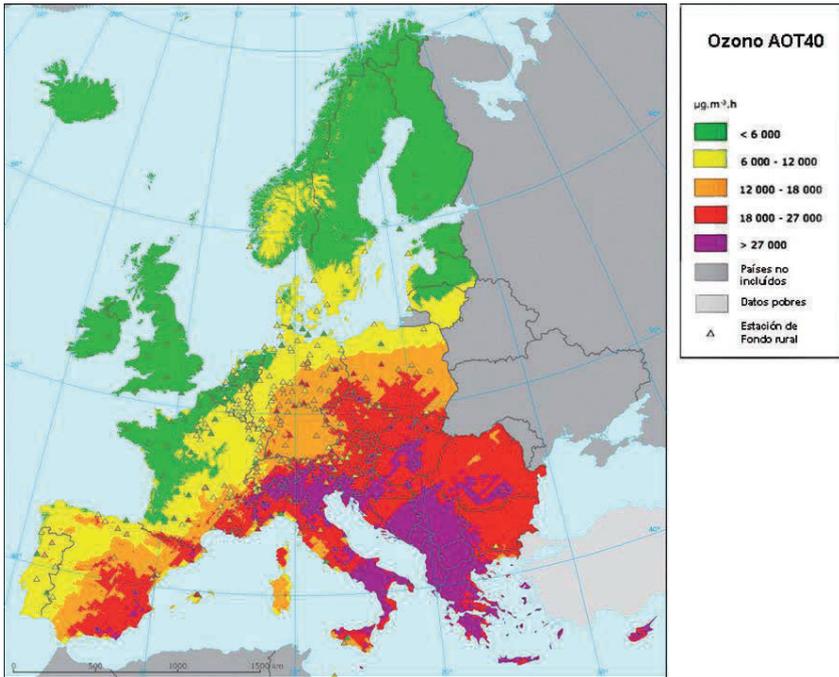


Figura 6.7. Distribución geográfica del riesgo de efectos del ozono sobre los cultivos en Europa basado en el AOT40 (EEA, 2010).

Los estudios de bioindicación realizados indican, como se observa también en la Figura 6.6, que las concentraciones de O_3 en Europa son suficientemente elevadas como para provocar daños en la vegetación y que la localización y orientación de las zonas estudiadas determinan el grado de daño, estando más afectadas aquellas que se encuentran en la trayectoria de las masas de aire contaminado desde las fuentes de emisión. Un sistema de bioindicación activa basado en variedades sensibles y resistentes de trébol blanco, empleado en 15 países durante 10 años, muestra que los efectos negativos del ozono se extienden sobre amplias zonas en Europa (ICP Vegetation, 2007). Los efectos sobre las plantas se dejan notar también en otras partes del mundo, incluidos los países menos desarrollados donde las

implicaciones sociales y económicas de las pérdidas de producción de los cultivos en regiones donde existe escasez crónica de alimentos pueden ser un gran problema para la población (Emberson *et al.*, 2001; ICP Vegetation, 2011). Además hay que considerar que su concentración de fondo en la atmósfera está prevista que aumente en los próximos años, dentro del marco de otros cambios a nivel global, como se explica en las secciones siguientes y por lo tanto probablemente también lo hagan sus impactos. En especial, Asia es el continente en el que se espera un mayor aumento del riesgo de pérdidas de cosecha en cultivos según las predicciones de emisión de precursores para el año 2025 (Emberson *et al.*, 2001).

2.2. La eutrofización de los ecosistemas

La disponibilidad de nutrientes es uno de los factores determinantes que determinan la composición de especies, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. El nitrógeno (N), es el nutriente limitante para el crecimiento de las plantas en muchos ecosistemas naturales de carácter oligotrófico o mesotrófico (Bobbink y Lamers, 2002). La disponibilidad de este elemento para las plantas está fuertemente regulada por procesos biológicos que se integran en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno. La actividad humana, a través del aumento de la utilización de combustibles fósiles y la utilización ineficiente de compuestos nitrogenados en la agricultura y la industria ha provocado una aceleración del ciclo de este elemento, lo que se ha traducido en un incremento del depósito de sustancias de N en los ecosistemas (Galloway *et al.*, 2008). Esta circunstancia ocurre en muchas áreas desde comienzos del siglo xx, lo que provoca cambios en las tasas de crecimiento de las plantas, las relaciones interespecíficas y los procesos edáficos.

El proceso que se desarrolla en un ecosistema tras un incremento del depósito de N es complicado por el nivel de interacciones que ocurren y las diferentes escalas temporales a las que los efectos actúan (Bobbink y Lamers, 2002). Al igual que ocurre con el depósito de otros contaminantes sobre los ecosistemas, la severidad de los efectos de un incremento del N depositado depende de la cantidad y duración del fenómeno, de la sustancia química implicada (NO_x , NH_3 , NO_3^- , NH_4^+), de la sensibilidad de los diferentes receptores, de las condiciones abióticas y del manejo del suelo (pasado y presente) que se realiza. Especialmente importantes son la capa-

cidad de neutralización del medio, la disponibilidad de nutrientes y las características del suelo que influyen en la capacidad de desnitrificación y de inmovilización del N (Bobbink y Lamers, 2002). En líneas generales, además de los fenómenos de acidificación, el depósito de N tiene otros efectos (Bobbink y Lamers, 2002; ENA, 2011):

- Toxicidad directa de compuestos de nitrógeno y aerosoles.
- Incremento de la susceptibilidad frente a otros estreses bióticos y abióticos.
- Acumulación de compuestos de N en el ecosistema (suelo, aguas superficiales y subterráneas, superficie de la vegetación, etc.).
- Modificación del balance radiativo de la atmósfera.

La toxicidad directa puede producirse tanto por el depósito seco como por el húmedo e implica especies oxidadas (NO_x) y reducidas (NH_y) de nitrógeno reactivo. En ambientes mediterráneos, como el de muchas zonas de nuestro país, prevalece el depósito seco. Las partículas acumuladas en la superficie de la vegetación y del suelo debido al depósito seco, son lavadas por las lluvias otoñales y el deshielo de la nieve, dando lugar a pulsos importantes de entrada de compuestos nitrogenados al sistema. Las entradas de N provocan cambios fisiológicos en las plantas y cambios en el crecimiento en cultivos, árboles y en la vegetación herbácea y arbustiva natural, según han demostrado diversos estudios. Parte del N depositado sobre las hojas puede ser absorbido para cubrir las necesidades de la planta de este elemento e incrementar su productividad. Sin embargo, una cantidad elevada de N absorbido también puede tener costes metabólicos para la planta debido a la necesidad de eliminar esos excesos. Además, este depósito puede interactuar con otros factores como la sequía, las heladas, los patógenos o los organismos herbívoros, incrementado la sensibilidad de las plantas frente a estas perturbaciones.

Inicialmente, la acumulación de los compuestos de N en el ecosistema provoca un aumento gradual en la disponibilidad de este elemento en el suelo. Los principales efectos de la acumulación de N en el suelo consisten en su acidificación, cambios en el contenido en materia orgánica del suelo y pérdida de la biodiversidad del suelo asociado a la eutrofización del mismo (ENA, 2011). Por otro lado, una mayor disponibilidad de N en el suelo puede traducirse en un incremento en la productividad de las plantas en

aquellos ambientes donde el N fuera un elemento limitante. Esto conlleva aumentos en la producción de hojarasca y en la mineralización del N en el suelo y en general una aceleración de todo el ciclo del nitrógeno. El incremento de la productividad de la vegetación puede llevar asociada una exclusión competitiva de aquellas especies menos productivas o adaptadas a ambientes con menores requerimientos de N disponible. Sin embargo, el aumento del crecimiento de las plantas no ocurre de forma constante mientras se producen los depósitos de sustancias nitrogenadas. Conforme los requerimientos de N van siendo menos limitantes, aparecen otros elementos que también son limitantes para las plantas en la naturaleza como el fósforo, que impiden que la productividad siga aumentando indefinidamente. Finalmente el ecosistema se satura en N, con lo que se comienzan a lavar compuestos nitrogenados hacia otros sumideros como las aguas superficiales, las aguas subterráneas o es devuelto a la atmósfera mediante incendios forestales o emisiones gaseosas desde el suelo como el N_2O , que contribuye al incremento del efecto invernadero. Los incendios forestales, a través de la combustión de la biomasa viva y la hojarasca producen grandes emisiones a la atmósfera de compuestos nitrogenados que pueden volver a depositarse para provocar nuevos efectos. Algunos estudios, por ejemplo, indican un incremento en la prevalencia de incendios forestales provocados por la acumulación de biomasa seca como consecuencia del exceso de N disponible (Fenn *et al.*, 2003). En cuanto a las alteraciones provocadas por la entrada de N reactivo en los ecosistemas sobre el clima son complejas e incluyen efectos directos, como la emisión de N_2O o la formación de partículas a partir de NO_x y NH_3 , que provocan aumentos y disminuciones del efecto invernadero respectivamente. Otros efectos indirectos se han encontrado en la alteración del efecto sumidero del CO_2 en la biosfera, ya sea debido a los impactos del O_3 sobre la vegetación o a los efectos del depósito de N sobre los ecosistemas. Tomando en consideración todos estos procesos, se ha estimado que las emisiones totales de N reactivo en Europa (directas a la atmósfera y debidas al uso de fertilizantes en la agricultura) producen un efecto neto de enfriamiento, aunque la incertidumbre sigue siendo muy importante (ENA, 2011).

En el caso de los sistemas acuáticos, la entrada de cantidades apreciables de nitratos y de amonio provoca numerosos problemas sobre la flora y la fauna y reduce la calidad del agua mediante procesos de acidificación y eutrofización. Normalmente la entrada de N en estos ecosistemas procede del

depósito atmosférico, de la descarga de aguas residuales y de la lixiviación de compuestos nitrogenados desde zonas agrícolas y ganaderas. Las masas de agua estáticas como los lagos resultan los ecosistemas acuáticos más sensibles a la entrada del N debido al mayor tiempo de residencia de este compuesto, lo que conduce a mayores interacciones con la química del agua y la biota. Durante las primeras fases de la eutrofización se producen explosiones demográficas (blooms) de algas, lo que da lugar a los fenómenos conocidos como mareas rojas o blancas. La abundancia de algas provoca un enturbiamiento del agua, que dificulta la penetración de la luz y reduce la tasa de fotosíntesis, fijadora del CO_2 disuelto en el agua. Al mismo tiempo aumenta el consumo de oxígeno de los organismos descomponedores que reciben los excedentes de materia orgánica producidos en la superficie. Como resultado, se crea un ambiente anóxico (baja concentración de O_2) que hace inviable la existencia de la mayoría de las especies que previamente formaban el ecosistema y provoca una disminución de la biodiversidad del ecosistema. La entrada de N en los ríos también puede provocar efectos aguas abajo, en la desembocadura, los estuarios y las zonas costeras, provocando también blooms de algas y reducciones de la biodiversidad.

La multitud de efectos e interacciones descritos hasta ahora se conoce como «cascada de efectos» sobre el medio ambiente y sobre la salud humana (ENA, 2011). El llamado N reactivo, cualquiera que sea su forma química o su fuente de emisión, provoca numerosos efectos en los ecosistemas antes de ser desnitrificado a N_2 , su forma termodinámicamente más estable en la mayoría de los ambientes terrestres. En la Figura 6.8 se presenta un ejemplo simplificado de la cascada de N, donde se pueden encontrar algunas de las principales fuentes de emisión de compuestos nitrogenados y los flujos que se producen entre los distintos receptores.

En la figura puede observarse cómo el depósito de N sobre la superficie da lugar a nuevas emisiones que continúan la cascada de efectos, así como la amplitud de estos efectos. Entre los impactos encontrados figuran reducción de la calidad del agua y eutrofización de los ecosistemas acuáticos y marinos, reducción de la calidad del aire, impactos sobre los ecosistemas terrestres y su biodiversidad, efectos sobre las características de suelo y modificación del efecto invernadero de la atmósfera. Todos estos efectos están además interrelacionados. Por ejemplo, la emisión de una molécula de NO puede contribuir, mediante reacciones fotoquímicas, a la generación de compuestos oxidantes como el O_3 , después ser oxidado a ácido nítrico y

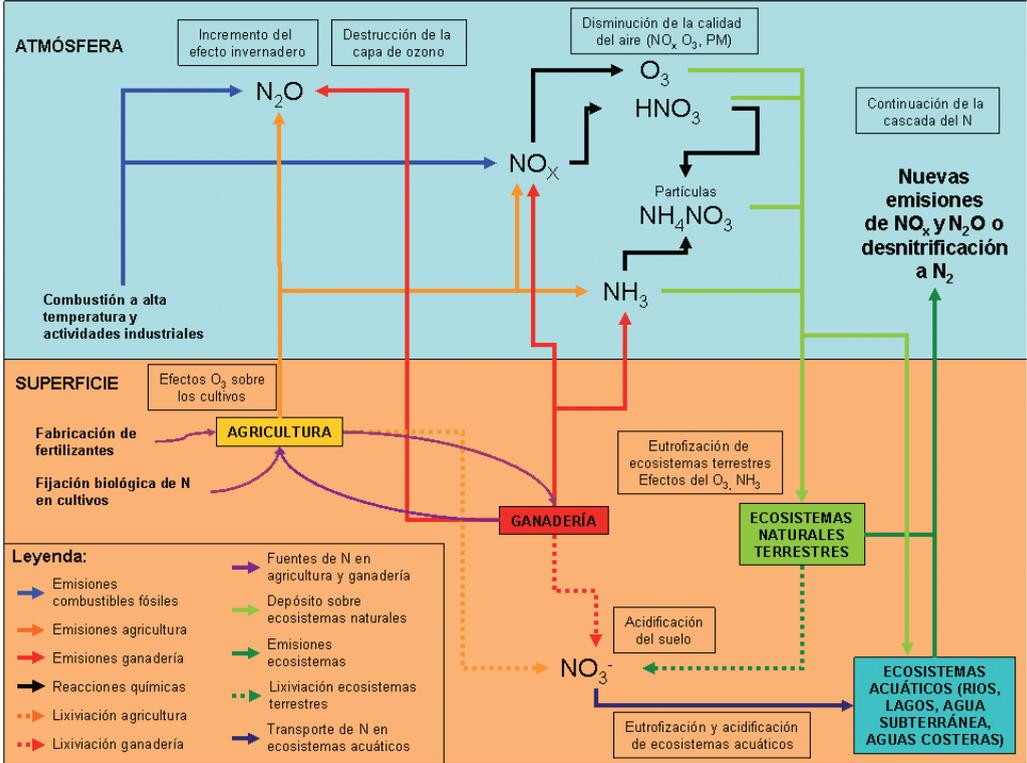


Figura 6.8. Esquema simplificado de la cascada de efectos del nitrógeno reactivo (ENA, 2011).

finalmente ser depositado sobre la superficie donde puede provocar la acidificación o la eutrofización del ecosistema y dar lugar a nuevas emisiones a la atmósfera de otras moléculas de nitrógeno reactivo que pueden continuar la cascada de efectos antes de su definitiva desnitrificación a N_2 (Gruber y Galloway, 2008; ENA, 2011).

La extensión de los problemas de eutrofización de los ecosistemas es muy importante. A nivel europeo, como refleja la Figura 6.9, grandes áreas de centro Europa y sur de los países escandinavos se encuentran fuertemente afectadas. Un área se considera afectada cuando menos de un 10% del territorio se considera a salvo de los efectos de la eutrofización de acuerdo a la carga crítica establecida y a los niveles de depósito de los contaminantes. El concepto de *carga crítica*, similar al de nivel crítico explicado en el apartado dedicado a los efectos del O_3 , surge del balance que existe

entre la tasa de depósito de un contaminante y la capacidad a largo plazo del ecosistema de amortiguar sus efectos o de eliminar el compuesto sin llegar a sufrir consecuencias perjudiciales. Cuando este depósito, por ejemplo de sustancias eutrofizantes y/o acidificantes, supera el umbral definido por la carga crítica, entonces es cuando se considera que existe riesgo de que un ecosistema concreto sufra los efectos perjudiciales que se describen.

Se espera que esta situación se recupere ligeramente en un futuro en caso de cumplirse con la legislación vigente en materia de emisiones contaminantes, los criterios de calidad del aire para la protección de los ecosistemas y la implantación de prácticas para un uso eficiente del N en la agricultura. Sin embargo, la naturaleza acumulativa de los efectos del N y la duración del problema en determinadas zonas, que en algunos casos se remonta a varias décadas en el pasado, hacen prever que la recuperación tras una disminución del depósito sea lenta e incluso requiera de intervención activa en los hábitats más afectados (ENA, 2011).

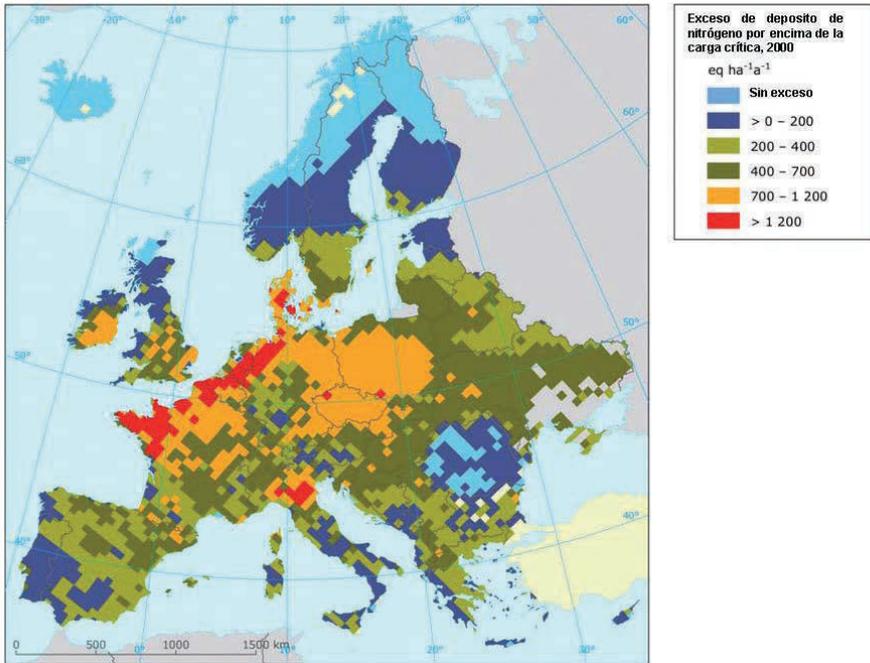


Figura 6.9. Mapa de exceso de depósito de nitrógeno por encima de la carga crítica establecida para la protección de los ecosistemas en Europa (EEA, 2009b).

Igual que con el O₃ troposférico, también en el caso del N se realizan ensayos de bioindicación y biomonitorización para determinar la extensión de las áreas afectadas por el depósito atmosférico de N. Los más comunes utilizan la presencia o ausencia de líquenes sensibles para evaluar las tasas de depósito y el riesgo de que el ecosistema sufra daños. A escala europea se han utilizado también especies de briofitas que permiten, mediante el análisis de la composición de sus tejidos, cuantificar las tasas de depósito de N y otros contaminantes como metales pesados o compuestos orgánicos persistentes (ICP Vegetation, 2008; Harmens *et al.*, 2011a,b).

2.3. La acidificación de los ecosistemas

El término «lluvia ácida», como se conoce comúnmente al depósito húmedo de sustancias acidificantes, data de mediados del siglo XIX, cuando se utilizó para describir la acidificación inducida por la formación de ácido nítrico en el granizo de las tormentas. Entre la segunda mitad del siglo XIX y la primera mitad del siglo XX, algunos autores británicos demostraron la existencia de un gradiente de acidez de la lluvia, apreciándose una disminución de ésta desde el interior de las ciudades hacia las zonas rurales periféricas. Este hecho fue relacionado con la combustión de carbón y con la existencia de efectos adversos sobre el crecimiento de las plantas, el crecimiento de los árboles, la germinación de las semillas, la flora microbiana relacionada con el ciclo del nitrógeno y la calidad del suelo. Los primeros efectos de la acidificación de los suelos por contaminación de compuestos azufrados de origen antrópico fueron detectados en Austria y Estados Unidos en la primera mitad del siglo XX, asociados a una disminución de los iones de carácter básico del suelo. La investigación reciente sobre los efectos de los depósitos ácidos comenzó en la mitad de los años 50, cuando diversos autores demostraron que existía una notable correlación entre los iones hidrógeno y sulfato en la precipitación hídrica de áreas rurales de Escandinavia, Reino Unido y Estados Unidos. Estas observaciones demostraron que el depósito ácido de los contaminantes producidos en la combustión de los combustibles fósiles en zonas remotas estaba inducido por su transporte a larga distancia desde los centros urbanos e industriales. El interés de los efectos de los contaminantes atmosféricos sobre los ecosistemas aumenta al plantearse la hipótesis de que el depósito de compuestos ácidos de origen antrópico puede estar relacio-

nado con el declive forestal observado en el área centroeuropea desde la década de 1970.

En la actualidad existe el consenso de que una de las vías más importantes de entrada del azufre (S), el nitrógeno (N) y los iones H^+ a los ecosistemas desde la atmósfera es el depósito húmedo. Los contaminantes presentes en el aire son atrapados por las gotas de lluvia que forman las nubes y pueden ser transportados a gran distancia antes de depositarse arrastrados por las precipitaciones (en forma de lluvia, nieve o granizo). De forma natural, el pH del agua de lluvia tiene valores en torno a 5,6. Sin embargo, debido a la disolución de compuestos de azufre y nitrógeno, este pH de la lluvia puede reducirse hasta valores de 4,1 (Ashenden, 2002) e incluso inferiores en el caso de la niebla. En la niebla, debido a la mayor superficie disponible de las gotas finas para el intercambio de gases acidificantes, el pH puede disminuir hasta valores de 2 ó 3 (Ashenden, 2002). Por otro lado, los aerosoles formados por algunas sustancias contaminantes pueden actuar como núcleos de condensación del vapor de agua atmosférico, lo que se traduce en incrementos aún mayores en la concentración de iones y descensos más acusados del pH respecto a gotas de la lluvia que sólo arrastran la contaminación hacia la superficie.

Una vez depositada sobre la superficie, la acidez de la lluvia no permanece constante. Los procesos de evaporación desde la superficie pueden traducirse en incrementos en la concentración de los solutos disueltos en el agua y en descensos del pH de hasta una unidad. Posteriormente, los depósitos ácidos atmosféricos son neutralizados por el suelo a través de diferentes procesos. Cuando un suelo es rico en minerales primarios alterables y los depósitos ácidos son moderados, la disolución de los minerales neutraliza el aporte ácido liberando a la solución del suelo elementos alcalinos. Estos elementos, a su vez, pueden ser utilizados por la vegetación como nutrientes o ser lixiviados hacia capas más profundas del suelo. En cambio, si los suelos proceden de roca madre pobre en materiales alterables, el potencial de neutralización frente a un depósito atmosférico ácido puede resultar insuficiente. Cuando el aporte atmosférico es excesivo para el potencial de neutralización del suelo, se produce una acidificación del mismo, en donde el exceso de acidez es parcialmente neutralizado por la entrada en la solución de aluminio iónico (Al^{3+}) y otros metales pesados como plomo (Pb), cinc (Zn) o cadmio (Cd). De esta

forma, como resultado de una acidificación del suelo, se produce un aumento de Al^{3+} y otras especies de aluminio así como otros metales pesados en la solución del suelo, que normalmente se encuentran inmovilizados en arcillas y la materia orgánica del suelo de forma que no puedan afectar a los seres vivos. En cambio los metales pesados en la solución del suelo están en forma biodisponible y resultan tóxicos para los seres vivos.

De igual manera que en los procesos de eutrofización, se puede definir una carga crítica para sustancias acidificantes. Esta carga crítica surge del balance existente entre la tasa de depósito (cantidad de una sustancia por unidad de superficie y tiempo, por ejemplo $\text{kg S ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y la capacidad del ecosistema de amortiguar sus efectos sin sufrir consecuencias perjudiciales. Se puede definir una carga crítica como el depósito umbral por encima del cual se considera probable la aparición de efectos negativos en elementos sensibles de un ecosistema.

La vegetación expuesta a los ácidos incorporados en las precipitaciones sufre efectos que van desde la aparición de síntomas visibles en las hojas hasta reducciones en el crecimiento, pasando por efectos en la reproducción de las plantas o en la capacidad de germinación de las raíces. El depósito húmedo de sustancias acidificantes puede traducirse tanto en descensos del crecimiento y la capacidad de reproducción como en una estimulación de los mismos. Esto es debido al efecto fertilizante que tienen los sulfatos y los nitratos. En este aspecto, es necesario considerar la gran variabilidad inter-específica que existe en la tolerancia a este tipo de perturbaciones. En general, existen evidencias de que la pérdida de vitalidad de los bosques se debe tanto a los efectos directos de la contaminación sobre la vegetación como a los efectos indirectos producidos por la acidificación del medio edáfico. Los efectos indirectos de los depósitos de contaminantes de óxidos de S y N se traducen en la vegetación en daños en el sistema radicular y en la inhibición de la absorción de nutrientes. Ambos procesos se generan por la movilización de aluminio y la pérdida de bases (nutrientes) que se dan en el suelo. Este aluminio resulta tóxico para las plantas, puesto que compite con los nutrientes vegetales en la absorción por las raíces, disminuyendo la disponibilidad de nutrientes como K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} . Por otro lado, el depósito de óxidos de nitrógeno produce la saturación de ácido nítrico en la solución del suelo e induce igualmente un lixiviado de nutrientes catiónicos.

Además del suelo, los ecosistemas acuáticos también son afectados por la acidificación del medio. Se considera que las aguas superficiales están acidificadas cuando su pH desciende por debajo del nivel que les corresponde sin el depósito de sustancias acidificantes. Numerosos estudios en EE UU han señalado que la diversidad y la abundancia de especies de peces se han visto reducidas en las áreas afectadas y que, aunque éstos han recibido una mayor atención en cuanto al estudio de los efectos, en ocasiones toda la red de relaciones entre las especies de los ecosistemas se ha visto afectada. El plancton, base de todas las cadenas tróficas en el agua y numerosas especies de invertebrados son eliminados progresivamente según su grado de tolerancia a la acidez. Los descensos en la diversidad y cambios en la composición de las comunidades de invertebrados, algas y plantas superiores se traducen en cambios en el funcionamiento del ecosistema conforme los niveles de acidez se elevan. El aluminio liberado del suelo que alcanza el agua es la primera causa de mortalidad de peces tras un episodio de depósito ácido pues altera el balance de sales y agua en sus organismos hasta provocarles la muerte. Descensos en el éxito reproductivo y en el reclutamiento de nuevos peces adultos son las causas principales de la desaparición de las especies de peces de los ríos y lagos. En el caso de las plantas acuáticas, los efectos de la acidificación se relacionan con descensos en la disponibilidad de carbono, a través de cambios en el equilibrio del carbonato (CO_3^{2-}) y bicarbonato (HCO_3^-) con el CO_2 disuelto que conducen a una menor concentración de CO_2 disuelto. La acidez también reduce la disponibilidad de N para las plantas, dificultando la nitrificación del N de los sedimentos, la principal fuente de N disponible en el caso de aguas pobres en nutrientes.

Es importante considerar la relación que existe entre la acidificación de las aguas superficiales y el cambio del uso del suelo. La mayor influencia en este aspecto la tienen las zonas forestales, por el efecto de interceptación de las sustancias acidificantes, que se acumulan en la superficie de la vegetación y posteriormente, por lavado de los iones, se traducen en aumentos muy importantes de la acidificación del agua (Harriman *et al.*, 2002). El cambio climático, como se estudiará, también podría tener implicaciones en este aspecto a través de numerosos mecanismos, aunque la relación es compleja y el efecto neto de todos estos procesos aún es incierto. Estudios preliminares apuntan hacia un agravamiento de los procesos de acidificación actuales en el corto plazo debido a un aumento del lavado

de nitratos y sulfatos, combinado con la degradación de la materia orgánica disuelta que ayuda a neutralizar la acidez (Harriman *et al.*, 2002).

Los efectos de la lluvia ácida se traducen también en descensos de la calidad del agua para la mayoría de usos, tanto por las elevadas concentraciones de Al y los bajos niveles de pH como por la acumulación de compuestos de nitrógeno y azufre. Además los efectos se mantienen a largo plazo pues estos compuestos se van liberando poco a poco desde el suelo de forma que se mantiene su aporte durante mucho tiempo. Elevados niveles de Al en el agua potable están relacionados con la enfermedad del Alzheimer y otros metales pesados como el plomo pueden ser liberados de las cañerías al entrar en contacto con aguas con pH bajo.

Desde finales de 1990, debido al descenso en las emisiones de compuestos de azufre, se ha experimentado un descenso en la concentración de sulfatos y aumentos asociados del pH en varios países (Harriman *et al.*, 2002). Sin embargo, el lavado de sulfatos acumulados en la superficie y el aumento de la importancia de las emisiones de nitratos puede retrasar la recuperación. Existe una notable incertidumbre acerca de la recuperación de la biota en el futuro, con posterioridad a la recuperación del ambiente químico, esto es, el restablecimiento de unas características químicas adecuadas. Ello se debe en parte a su interacción con otros problemas a escala global, como el cambio climático y el agujero de la capa de ozono, cuyos efectos e interacciones aún son desconocidos.

3. BIBLIOGRAFÍA

- AMANN, M., DERWENT, D., FORSBERG, B., HÄNNINEN, O., HURLEY, F., KRZYZANOWSKI, M., DE LEEUW, F., LIU, S. J., MANDIN, C., SCHNEIDER, J., SCHWARZE, P., SIMPSON, D. (2008). Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution. Copenhagen, Dinamarca. World Health Organization. Regional Office for Europe.
- ASHENDEN, T.W. (2002). Effects of wet deposited acidity. En BELL, J.N.B., TRESHOW, M. (Eds.), *Air Pollution and Plant Life*. (pp. 237-250). Chichester, U.K. John Wiley & Sons, Ltd.
- BOBBINK, R., LAMERS, L.P.M. (2002). Effects of increased nitrogen deposition wet deposited acidity. En BELL, J.N.B., TRESHOW, M. (Eds.), *Air Pollution and Plant Life*. (pp. 201-236). Chichester, U.K. John Wiley & Sons, Ltd.
- DEPARTMENT OF HEALTH. (1995). *Non-biological Particles and Health*. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. London: HMSO.

- EEA. (2009a). Ensuring quality of life in Europe's cities and towns. Tackling the environmental challenges driven by European and global change. EEA Report 5/ 2009. Copenhagen. European Environment Agency (EEA).
- EEA. (2009b.) Exceedance of critical loads for eutrophication due to the deposition of nutrient nitrogen in 2000. European Environment Agency (EEA). Co-ordination Centre for Effects (CCE), European Critical Loads Database 2008. Disponible en: www.eea.europa.eu/data-and-maps/
- EEA. (2010). Rural concentration map of the ozone indicator AOT40 for crops, year 2007. European Environment Agency (EEA). Disponible en: www.eea.europa.eu/data-and-maps/
- ENA. (2011). European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives. 2011. Eds. SUTTON, M., HOWARD C.M., ERISMAN, J.W., *et al.* ESF - Nitrogen in Europe. Cambridge University Press. Disponible en: <http://www.nine-esf.org/ENA-Book>
- EMBERSON, L., ASHMORE, M., MURRAY, F. (eds.). (2001). Air pollution impacts on crops and forests. Air Pollution Reviews – Vol. 4. Imperial College Press. London, U.K.
- FENN, M., BARON, J.S., ALLEN E.B., RUETH, H.M., NYDICK, K.R., GEISER, L., BOWMAN, W.D., SICHMAN, J.O., MEIXNER, T., JOHNSON, D.W., NEITLICH, P. (2003). Ecological effects of nitrogen deposition in the Western United States. *Bioscience*, 53 (4), 404-420.
- GALLOWAY J.N., TOWNSEND, A.R., ERISMAN J.W., BEKUNDA M., CAI Z., FRENEY J.R., MARTINELLI L.A., S.P. SEITZINGER, SUTTON M.A. (2008). «Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions». *Science*, 320, 889-892.
- GIMENO B.S., RÁBAGO I., BERMEJO V., SOUSA M., INCLÁN R., SCHMID T., ELVIRA S., ALONSO R., GUARDANS R. (2001). «Impacto de los contaminantes atmosféricos sobre los ecosistemas terrestres. Umbrales de toxicidad e identificación de áreas de riesgo». En GARCÍA, P.L., BARBOLLA, A., ROMERO, M., ALEJALDRE, C., GONZÁLEZ, E. M., JORCANO J.L. (Eds.). *Tecnologías energéticas e impacto ambiental*. (pp. 525-548). Aravaca, Madrid. McGraw-Hill.
- GRUBER, N., GALLOWAY, J.N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451, 293-296.
- HARMENS, H., FOAN, L., SIMON, V., MILLS, G. (2011a). *Mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: A review*. Report for Defra contract AQ08610. Disponible en: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/>
- HARMENS, H., NORRIS, D. A., COOPER, D.M., MILLS, G., STEINNES E., KUBIN, E., THÖNI, L., ABOAL, J.R., ALBER, R., CARBALLEIRA, A., COKUN, M., DE TEMMERMAN, L.,

- FROLOVA, M., FRONTASYEVA, M., GONZÁLEZ-MIQUEO, L., JERAN, Z., LEBLOND S., LIIV, S., MÁKOVSKÁ, B., PESCH, R., POIKOLAINEN, J., RÜHLING, Å., SANTAMARIA, J. M., SIMONËÏÈ, P., SCHRÖDER, W., SUCHARA, I., YURUKOVA, L., ZECHMEISTER, H. G. (2011). Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Environmental Pollution* 159, 2852-2860.
- HARRIMAN, E., BATTARBEE, R.W. MONTEITH, D.T. (2002). Effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. En BELL, J.N.B., TRESHOW, M. (Eds.), *Air Pollution and Plant Life*. (pp. 295-308). Chichester, U.K. John Wiley& Sons, Ltd.
- ICP VEGETATION. (2007). Evidence of Widespread Ozone Damage to Vegetation in Europe (1990-2006). HAYES, F., MILLS, G., HARMENS, H., NORRIS, D. (Eds.). Programme Coordination Centre for the ICP-Vegetation. Long-Range Transboundary Air Pollution Convention, UNECE. Bangor, UK. CEH. Disponible en: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/>
- ICP VEGETATION. (2008). Spatial and Temporal Trends in Heavy Metal Accumulation in Mosses in Europe (1990-2005). HARMENS, H., NORRIS, D. (Eds.) Programme Coordination Centre for the ICP-Vegetation. Long-Range Transboundary Air Pollution Convention, UNECE. Bangor, UK. CEH. Disponible en: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/>
- ICP VEGETATION. (2011). Ozone pollution: A hidden threat to food security. MILLS, G., HARMENS, H. (Eds.). Report prepared by the ICP Vegetation. Long-Range Transboundary Air Pollution Convention, UNECE. Disponible en: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/>
- JIMÉNEZ, E., LINARES, C., RODRÍGUEZ, L.F., BLEDA, M.J., DÍAZ, J. (2009). Short-term impact of particulate matter (PM_{2,5}) on daily mortality among the over -75 age Group in Madrid (Spain). *Science of the Total Environment*, 407 (21), 5486-5492.
- LEGGE A.H., S. V. KRUPA. (2002). Effects of sulphur dioxide. En BELL, J.N.B., TRESHOW, M. (Eds.), *Air Pollution and Plant Life*. (pp. 135-162). Chichester, U.K. John Wiley& Sons, Ltd.
- LINARES C., DÍAZ J. (2009). Impact of particulate matter with diameter less than 2,5 microns (PM_{2,5}) on daily hospital admissions in 0-10 year-olds in Madrid (Spain) (2003-2005). *Gaceta Sanitaria*, 23 (3), 192-197.
- MARM. (2009). El ozono troposférico y sus efectos en la vegetación. BERMEJO BERMEJO, V., ALONSO DEL AMO, R., ELVIRA CÓZAR S., *et al.* (Eds.). Madrid, España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM).
- MATÉ, T., GUAITA, R., PICHULETE, M., LINARES, C., DÍAZ, J. (2010). Short-term effect of fine particulate matter (PM_{2,5}) on daily mortality due to diseases of the cir-

- culatory system in Madrid (Spain). *Science of the Total Environment*, 408, 5750-5757.
- MAYNARD, R.L. (2001). Particulate Air Pollution. En: BRIMBLECOMBE, P., MAYNARD, R.L. (Eds.). *The urban atmosphere and its effects*. (pp. 163-194) Air Pollution Reviews – Vol. 1. London, U.K. Imperial College Press.
- MEDINA S., BOLDO E., SAKLAD M., NICIU E.M., KRZYZANOWSKI M., FRANK F., CAMBRA K., MUECKE H.G., ZORILLA B., ATKINSON R., LE TERTRE A., FORSBERG B. and the contribution members of the APHEIS group. (2005). Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy. Third year report. Air Pollution and Health a European Information System (APHEIS). Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice. Disponible en : www.apheis.org
- OMS. (2001). Air Quality Guidelines for Europe. Organización Mundial de la Salud (OMS). European Series, No. 91. Copenhague. WHO Regional Publications.
- OMS. (2011). Global Health Observatory Map Gallery. Organización Mundial de la Salud (OMS). Map of the World: Deaths attributable to outdoor air pollution, 2008. Fecha de publicación: 26/09/2011. www.who.int/gho/map_gallery/en/
- OSE. (2007), Calidad del Aire en las Ciudades. Clave de Sostenibilidad Urbana. (JIMÉNEZ HERRERO, L. M. *et al.* Eds.). Alcalá de Henares, España. Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE). Universidad de Alcalá. Disponible en: www.sostenibilidad-es.org/es/informes/informes-tematicos
- QUARG. (1993) Urban Air Quality in the United Kingdom, First Report of the Quality of Urban Air Review Group. Department of the Environment. U.K.
- RODGERS, A. (2006). Cuantificación de algunos riesgos importantes para la salud. En MURRAY, C., LÓPEZ, A. (Eds.), *Informe sobre la salud en el mundo 2002*. OMS.
- ROYAL SOCIETY. (2008). Ground level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. Science Policy Report 15/08. Londres, Reino Unido. The Royal Society.
- SIMPSON, D., ASHMORE, M. R., EMBERSON, L., TUOVINEN, J-P. (2007). A comparison of two different approaches for mapping potential ozone damage to vegetation. A model study. *Environmental Pollution*, 146, 715-721.
- TUNNICLIFFE, W. S., AYRES, J. G. (2001). Trends in air pollution related disease. En: BRIMBLECOMBE, P., MAYNARD, R.L. (Eds.). *The urban atmosphere and its effects*. (pp. 21-84) Air Pollution Reviews – Vol. 1. London, U.K. Imperial College Press.
- WINSLOW, C.E.A. (1920). The Untilled Fields of Public Health. *Science*, 51, 23-33.

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones y ejercicios propuestos antes de comprobar las soluciones.

1. Además de la concentración, ¿qué otro parámetro es fundamental para caracterizar la exposición de un ser vivo a la contaminación?
2. ¿Cuáles son los grupos de población más vulnerables a la contaminación atmosférica?
3. ¿Qué sustancias contaminantes tienen un efecto sinérgico conocido en la salud de las personas?
4. ¿Qué compuestos atmosféricos intervienen en los procesos de eutrofización de los ecosistemas?
5. ¿A qué escala se verifican los efectos de la acidificación de los ecosistemas y qué contaminantes intervienen en los procesos de acidificación?
6. ¿De qué depende la neutralización de los procesos de acidificación del suelo en un ecosistema?
7. ¿Qué representa la carga crítica de un ecosistema?
8. ¿Cuáles son los efectos directos sobre la salud humana del monóxido de carbono?
9. Una central térmica emite dióxido de azufre (SO_2) transformándose diariamente en 52,44 moles de ácido sulfúrico (H_2SO_4), si consideramos que la lluvia ácida debida a esta central tiene un $\text{pH}=4,5$, ¿Qué concentración de ácido sulfúrico será capaz de originar este pH ? ¿Cuántos litros de lluvia ácida se producirían diariamente? (Se debe considerar pH neutro para el agua de lluvia).
10. Para el monóxido de carbono, el valor límite para la protección de la salud humana fijada por el R.D. 1073/2002 es de $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. ¿Se habrá superado el nivel si la concentración medida es de 12 ppm. El volumen debe ser referido a una temperatura de 293 K y a una presión de 101,3 kPa.

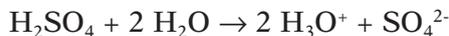
Datos:

$$R=8,314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}=0,08206 \text{ atm}\cdot\text{L}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}=1,987 \text{ cal}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$$

$$\text{Peso molecular CO} = 28 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$$

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. Además de la concentración, el otro parámetro fundamental que caracteriza la exposición es el tiempo. Es en función de estos dos términos que se distingue entre exposiciones agudas y crónicas.
2. Los grupos más vulnerables frente a la contaminación atmosférica son: los niños, los ancianos, las personas enfermas con problemas respiratorios crónicos o cardiovasculares, y las mujeres embarazadas.
3. Las partículas y el dióxido de azufre.
4. Los compuestos nitrogenados son los que intervienen en los procesos de eutrofización de los ecosistemas.
5. Los efectos de la acidificación de los ecosistemas se verifican a escala regional. Los principales contaminantes que producen este efecto son los depósitos húmedos de compuestos de azufre y de nitrógeno.
6. La neutralización de los procesos de acidificación de los ecosistemas depende de las características del suelo y de la roca madre, que condicionan la presencia de bases capaces de neutralizar la acidez.
7. La carga crítica de un ecosistema representa la tasa de depósito mínima por encima de la cual es probable la aparición de efectos adversos sobre algún elemento sensible en ese ecosistema.
8. Los efectos directos sobre la salud humana del monóxido de carbono se centran en el sistema circulatorio. El CO puede desplazar al oxígeno fijándose a la hemoglobina de la sangre, pudiendo ser letal en concentraciones elevadas. A concentraciones muy elevadas, también puede afectar al sistema nervioso, disminuyendo la coordinación, capacidad de atención y cognitiva, cefaleas, etc.
9. Considerando el ácido sulfúrico formado totalmente disociado, la reacción que tiene lugar será:



donde

$$[\text{H}_2\text{SO}_4] = \frac{[\text{H}_3\text{O}^+]}{2}$$

y

$$[\text{H}_3\text{O}^+] = 10^{-pH}$$

luego,

$$[\text{H}_2\text{SO}_4] = \frac{10^{-4,5}}{2} = 1,581 \cdot 10^{-5} \text{ M}$$

$$V(L) = \frac{n^\circ \text{ moles} / \text{día} \text{H}_2\text{SO}_4}{[\text{H}_2\text{SO}_4]} = \frac{52,44 \text{ moles} / \text{día} \text{H}_2\text{SO}_4}{1,581 \cdot 10^{-5} \text{ M} \text{H}_2\text{SO}_4} = 3,319 \cdot 10^6 \text{ L} / \text{día}$$

10. Utilizando la ecuación de los gases perfectos y realizando las correspondientes transformaciones de unidades:

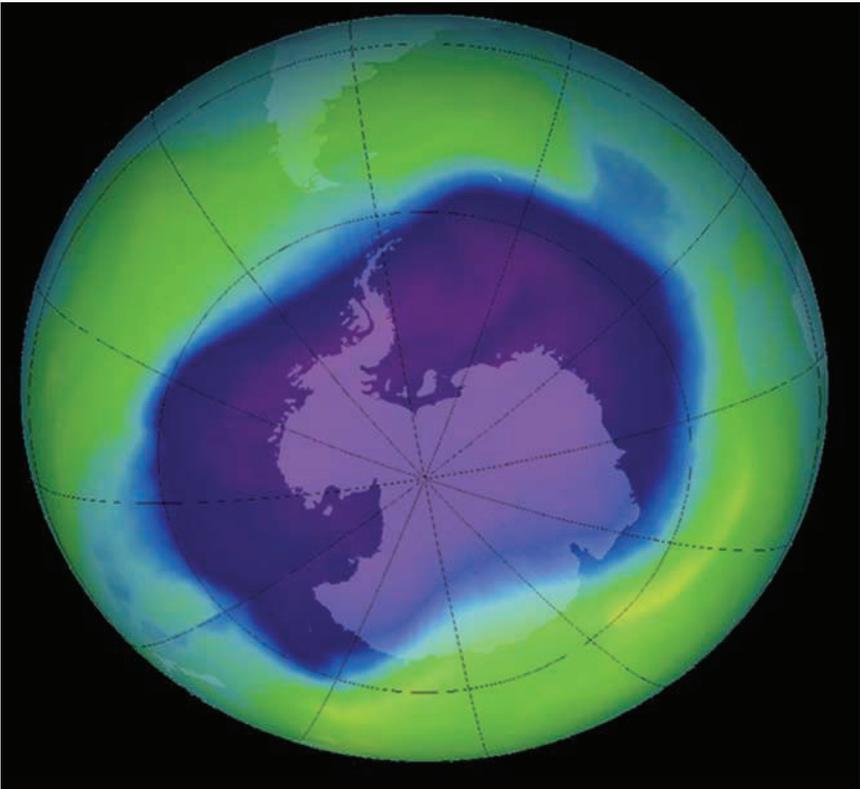
$$V = \frac{10 \cdot 10^{-3} \text{ g}}{28 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} \times \frac{0,082 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times (273 + 20) \text{ K}}{1 \text{ atm}} \times \frac{10^3 \text{ cm}^3}{1 \text{ L}}$$

$$[\text{CO}] = 8,6 \text{ cm}^3/\text{m}^3, \text{ es decir } 8,6 \text{ ppm}$$

A la vista de los resultados podemos concluir que se ha sobrepasado el límite permitido.

EFFECTOS GLOBALES DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

7



Contenido

1. Agotamiento de la capa de ozono
2. El calentamiento global

Objetivos

- Establecer las causas y consecuencias del agotamiento de la capa de ozono.
- Analizar la evolución pasada, presente y futura del problema del agujero de la capa de ozono, tanto temporal como espacial.
- Conocer cuáles son los gases contaminantes causantes del agotamiento. Comprender el concepto de contaminación.
- Conocer la clasificación general de los contaminantes.
- Conocer las características, propiedades, fuentes, situación actual y tendencias de sus emisiones.
- Establecer las causas y consecuencias del calentamiento global.
- Determinar la evolución del problema a través de la evolución de las emisiones de gases de efecto invernadero.
- Describir los fenómenos de circulación atmosférica global como ENOA y OAN.
- Describir la situación futura esperada según distintos escenarios de emisión de gases de efecto invernadero.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

El nivel de emisiones de origen antrópico de determinados gases contaminantes es de tal magnitud, principalmente desde la revolución industrial, que ha sido capaz de inducir cambios en la composición de la atmósfera a escala global. Estos cambios han provocado problemas ambientales que afectan a todo el planeta y por lo tanto deben ser resueltos mediante la colaboración de todos los países. En esta unidad se da una visión general de dos problemas globales de gran importancia causados por las emisiones gaseosas de la actividad humana: el agotamiento de la capa de ozono y el calentamiento global. El primero se encuentra en vías de solución gracias a la colaboración internacional, aunque aún se registran impactos en la actualidad. En el caso del segundo, aún hoy se realizan negociaciones para encontrar la forma de lograr su resolución en el futuro.

1. EL AGOTAMIENTO DE LA CAPA DE OZONO

Determinadas sustancias gaseosas orgánicas contienen compuestos halogenados como cloro, bromo y flúor en su composición, son conocidas como los clorofluorocarbonos (CFC). Se trata de moléculas lo suficientemente estables como para alcanzar las capas más altas de la troposfera sin degradarse y desde allí, entrar en la estratosfera. Cuando alcanzan la capa de ozono, son capaces de modificar la química de esta zona de la atmósfera produciendo un resultado neto de destrucción del O_3 . Este proceso es más intenso en los polos norte y sur, debido a las condiciones reinantes en esas zonas de la atmósfera. Cuando los valores mensuales de la columna total de ozono en los meses de septiembre y octubre oscilan alrededor de valores un 40-50% inferiores a los valores anteriores a 1980, unas 220 unidades Dobson¹,

¹ Unidad Dobson. Unidad de medida de la columna total de ozono en la atmósfera. Se calcula como el grosor (cm) que ocupa el ozono total de la atmósfera a 0 °C y 1 atmósfera de presión (NASA O₃ Hole Watch).

se habla de un agujero en la capa de ozono. Al tratarse de un fenómeno atmosférico en el que influyen numerosas variables, el proceso de formación del agujero de la capa de ozono es dinámico y experimenta ciclos a lo largo del año, aunque en general se puede decir que la concentración de O_3 a lo largo del año en las zonas donde se produce un agujero es muy baja.

El agujero de la capa de ozono es más evidente en los polos porque allí se dan una serie de condiciones que favorecen la activación de los CFC y el inicio de las reacciones de destrucción del gas. Los CFC, como veremos más adelante, están bien distribuidos por toda la atmósfera y debido a su baja reactividad, son capaces de alcanzar la estratosfera, principalmente desde la zona ecuatorial. Desde allí los vientos arrastran los CFC hasta los polos. En las zonas polares, las bajas temperaturas favorecen la formación de las llamadas nubes estratosféricas polares, dentro de las cuales, mediante reacciones químicas, los CFC se activan. Esta activación consiste en un cambio de su estructura química de forma que puedan interaccionar con los gases circundantes.

Desde 1980, la cantidad de ozono promedio de todo el planeta se ha reducido aproximadamente un 3%, aunque no de forma homogénea en todo el globo (IPCC, 2005a). La columna de ozono disminuyó alrededor del 6% en las latitudes medias (35° a 60°) en el hemisferio sur y 3% en el hemisferio norte mientras que en los trópicos no se han observado cambios importantes a largo plazo en la columna de ozono (Figura 7.1). Las observaciones y los cálculos de los modelos indican que actualmente el agotamiento del ozono calculado como promedio mundial está casi estabilizado.

La evolución del agujero de la capa de ozono sobre la Antártida ha sido muy rápida desde las primeras medidas disponibles (Figuras 7.2 y 7.3). La media de concentraciones ha variado tanto desde 1962 que en octubre del 2001 se detectó su práctica destrucción total (reducciones del 90% respecto al valor medio anterior a 1980) sobre la Antártida entre los 14 y los 20 km de altitud. En 2006 se registró el récord de extensión del agujero, mientras en la actualidad muestra algunos síntomas de recuperación en cuanto a la extensión y la concentración. Sin embargo, la variabilidad interanual en las concentraciones registradas impiden todavía demostrar una tendencia positiva en la concentración (WMO, 2010).

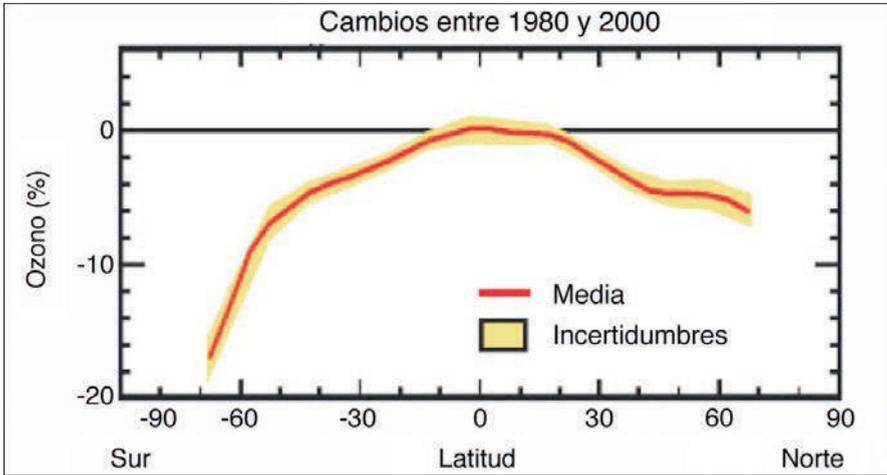


Figura 7.1. Distribución longitudinal de los cambios medios, medidos en %, en la concentración de ozono de sur a norte entre 1980 y 2000 (UNEP, 2002).

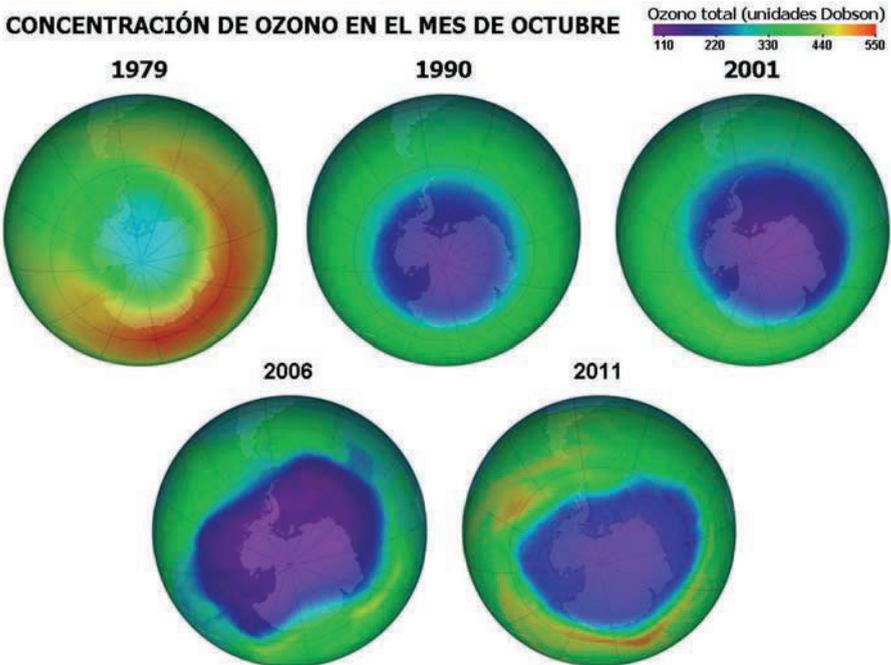


Figura 7.2. Concentración de ozono, en unidades Dobson, sobre el polo sur en el mes de octubre. (NASA Ozone Hole Watch, 2012).

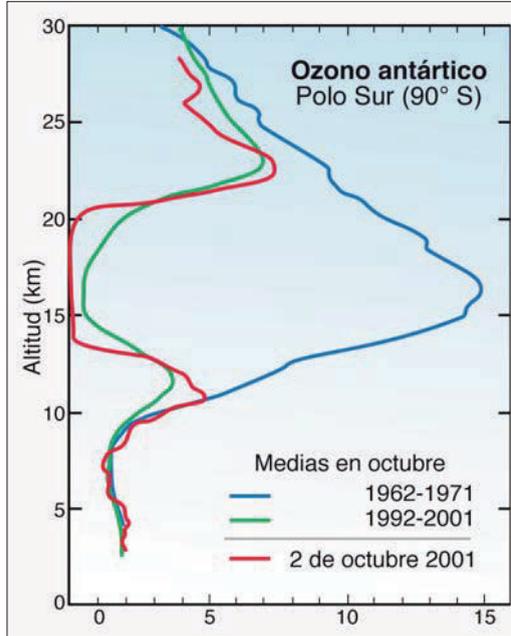


Figura 7.3. Evolución de las concentraciones de ozono en altura sobre el polo sur (UNEP, 2002).

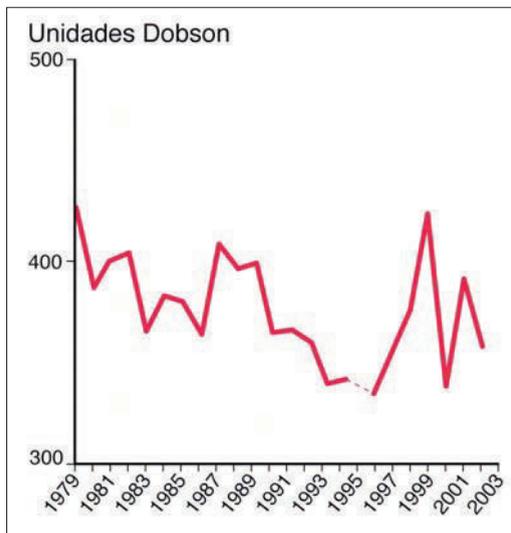


Figura 7.4. Concentración promedio de ozono sobre Europa desde 1979 hasta 2003 (EEA, 2003).

A pesar de que los efectos más evidentes se dan sobre los polos, desde los años 80 la concentración de O_3 estratosférico en Europa también ha experimentado descensos agudos, con una tasa de entre un 4 y un 5% cada década (Figura 7.4).

1.1. Causas del agujero de la capa de ozono

Los responsables últimos de la destrucción del O_3 son los átomos de cloro (Cl) y bromo (Br) contenidos en moléculas como los CFC o los hidroclorofluorocarbonos (HCFC). Estos gases son emitidos casi exclusivamente por algunas actividades humanas. Aunque, como veremos más adelante, sus emisiones en la actualidad están muy restringidas gracias al Protocolo de Montreal (1987) y sus revisiones posteriores, los CFC son gases muy persistentes (su vida media en la atmósfera oscila entre los 5 y los 100 años) y por lo tanto sus efectos sobre la capa de ozono se dejarán notar varias décadas más.

En general, estos gases destructores de la capa de ozono pueden clasificarse en dos grupos, los mayoritariamente compuestos de cloro (Cl) y los que contienen bromo (Br). Estos compuestos constituyen una fuente de átomos de Cl y Br, elementos responsables de la destrucción del O_3 en la estratosfera.

Los gases con cloro, como los CFC, solían utilizarse como gas refrigerante en neveras y aires acondicionados, propelentes de aerosoles y compuestos para la limpieza de metales y componentes electrónicos. Estas fuentes antrópicas suponen el 84% de las emisiones, el resto son fuentes naturales, presentes en los ecosistemas terrestres y oceánicos.

Los gases que contienen bromo se solían utilizar como agentes extintores del fuego en grandes ordenadores, motores de aviones y extintores de incendios. En este caso, las emisiones con origen humano suponen entre un 58 y un 73%. También se utilizaba extensamente en agricultura el bromuro de metilo como biocida en suelos y también como tratamiento postcosecha.

Además, existen otros gases capaces de destruir la capa de ozono y cuya emisión no está controlada en absoluto en cuanto a su capacidad de destrucción del O_3 . Son el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) dos gases

emitidos por los seres vivos, entre otras fuentes, y que además son gases con un efecto invernadero significativo.

Los CFC emitidos en la troposfera, son mezclados por las corrientes de aire que dominan toda la parte baja de la atmósfera, y son capaces de alcanzar las capas más altas, hasta entrar en contacto con la estratosfera. En algunos casos, sobre todo cerca del ecuador, masas de aire de la troposfera son proyectadas hasta la estratosfera, llevando en su interior la carga de gases destructores del ozono. Allí los CFC sufren una transformación química en la que participa la radiación UV y que produce los llamados gases halogenados reactivos, entre ellos los más activos son los óxidos de cloro (ClO), óxidos de bromo (BrO) y los átomos de cloro (Cl) y bromo (Br). Además existe toda una serie de moléculas que se van transformando más lentamente en las formas reactivas y que constituyen una reserva, como el ClONO₂ o el HCl. Cuando la temperatura es muy baja, algunos aerosoles de la estratosfera compuestos de ácido sulfúrico absorben ácido nítrico y agua formando las nubes estratosféricas polares. Es en el interior de estas nubes donde las moléculas de reserva se activan, mediante reacciones heterogéneas a baja temperatura. En la Figura 7.5 se puede observar los cambios en la proporción de las distintas formas reactivas y no reactivas del cloro en la troposfera y la estratosfera conforme ascendemos en la atmósfera en latitudes medias. Como vemos, el componente mayoritario en la troposfera son los gases halogenados no reactivos (CFC, HCFC, etc.). Sin embargo, en la estratosfera, la mayoría de los compuestos con cloro son las formas activadas (ClO) de las que estamos hablando o moléculas de reserva (ClONO₂, HCl).

Como ejemplo se presenta la Figura 7.6, en la que se muestra la coincidencia entre zonas con concentraciones elevadas de ClO, un gas halogenado reactivo y la extensión de la zona con baja concentración de ozono sobre el polo sur. Las condiciones de la atmósfera en los polos durante el invierno hemisférico (diciembre-marzo en el norte, junio-septiembre en el sur) condicionan la formación de un vórtice polar que aísla las masas de aire sobre los polos del resto de la estratosfera mundial. El aire estratosférico en el vórtice se mueve de forma circular mientras el aire en el interior permanece relativamente quieto. Las bajas temperaturas que se registran en el vórtice, alrededor de los 80 °C bajo cero, favorece la formación de nubes estratosféricas polares. Los vórtices polares son más intensos sobre la Antártida que sobre el Ártico, debido a la presencia de masas continentales

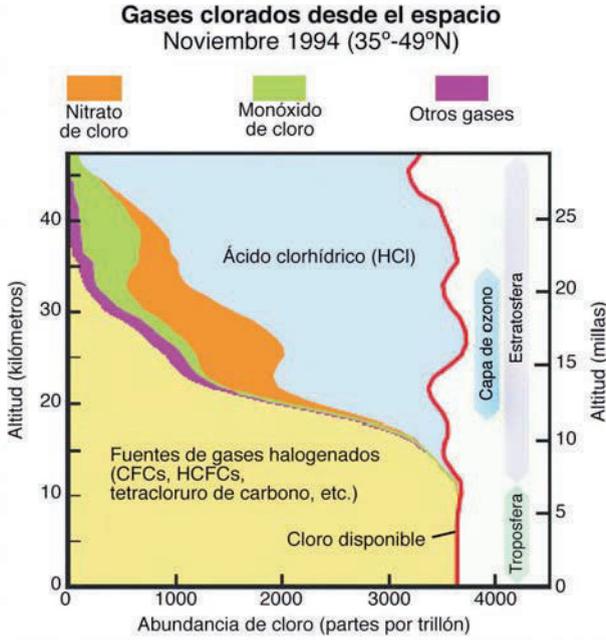


Figura 7.5. Cambios en la abundancia de compuestos con cloro en altura medidos desde satélites en latitudes medias en el año 1994. Unidades en ppt (partes por trillón, 10^{-12} mol $^{-1}$) (UNEP, 2002).

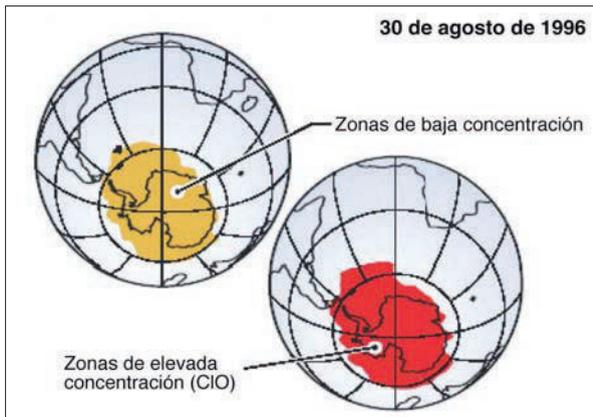
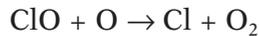
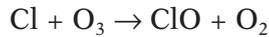


Figura 7.6. Representación de las áreas con baja concentración de ozono (arriba) y con concentraciones elevadas de CIO (abajo) medidas en la estratosfera sobre el polo sur el 30 de agosto de 1996. (UNEP, 2002).

en el hemisferio norte. Estas condiciones provocan que la concentración de las formas activadas de los gases halogenados resulte anormalmente alta y permita que se generen las reacciones responsables de la destrucción de la capa de ozono en presencia de la radiación solar.

Una vez activados, los gases halogenados reaccionan con el ozono según la secuencia siguiente (Ecuación 7.1):



Ecuación 7.1

El monóxido de cloro (ClO), uno de los gases halogenados reactivos, reacciona con los átomos libres de oxígeno de la estratosfera para generar un átomo de cloro libre (Cl). Este átomo de Cl reacciona con el ozono (O₃), lo destruye para formar oxígeno (O₂) y regenera el ClO, que así está disponible para reiniciar el ciclo completo. De esta forma, el ClO es capaz de destruir miles de moléculas de ozono. Este es uno de los mecanismos, el que se da en las zonas con radiación solar intensa pero existen multitud de procesos implicados como se vio en la UD. 1, en la sección sobre química de la estratosfera.

1.2. Efectos del agujero de la capa de ozono

La consecuencia más directa del adelgazamiento de la capa de ozono es el aumento de la cantidad de radiación ultravioleta de alta energía, UVB, que alcanza la superficie terrestre. Este es el tipo de radiación que es absorbida fundamentalmente por la capa de ozono, por lo que los descensos en la concentración de este gas en la estratosfera están directamente relacionados con la cantidad de UVB que llega al suelo. La cantidad de estos rayos medidos en la superficie no ha dejado de aumentar entre 1972 y 1992 y estos aumentos, como era de esperar, son mayores en los polos que en las latitudes medias de la Tierra. En la Figura 7.7 se presenta el índice máximo diario de rayos ultravioleta (cantidad de rayos UV dañinos para el ser humano que llegan al suelo) en tres zonas de la tierra, en el polo norte, el polo sur y en latitudes medias. La línea punteada indica la media del índice UV en el periodo 1978 a 1983 y el área amarilla la diferencia de esta media con la medida entre 1991 y 2001. En esta figura hay que destacar las diferencias entre los índices UV detectados según la zona. El índice ultravioleta

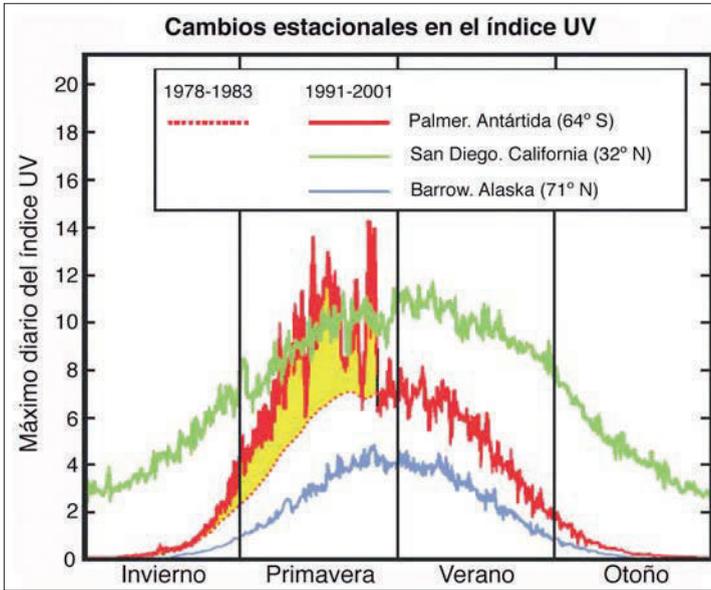


Figura 7.7. Máximo diario del índice de rayos ultravioleta medido en dos periodos para el polo sur (Palmer, Antártida), y en el polo norte (Barrow, Alaska) y latitudes medias (San Diego, California). (UNEP, 2002).

(Índice UV) es una escala para definir la cantidad de rayos ultravioletas dañinos para la piel y los ojos que alcanza la superficie de la tierra cuando el Sol se encuentra en su punto más alto a lo largo de un día. Esta escala va desde 0 hasta 16 de forma que los valores más altos representan el máximo daño posible o la aparición de efectos con exposiciones al Sol progresivamente más cortas. Por ejemplo, en los niveles más altos del índice UV, exposiciones tan cortas como 10 minutos producen quemaduras en la mayoría de las personas, mientras que en los índices bajos, entre 0 y 2, se necesitan tiempos de exposición cercanos a las dos horas.

Los cambios en el índice UV se relacionan con la incidencia del cáncer de piel en los seres humanos. La Figura 7.8 representa la predicción del número de casos de cáncer de piel por millón de habitantes relativos al número de casos que se producían en 1980) que tendrían lugar en función de distintos escenarios de reducción de emisiones de gases que afectan a la capa de ozono (CFC, HCFC, halones, etc.). Como se puede observar en dicha figura, los protocolos de reducción pretenden reducir la incidencia de este y otros efectos negativos provocados por el agujero en la capa de ozono.

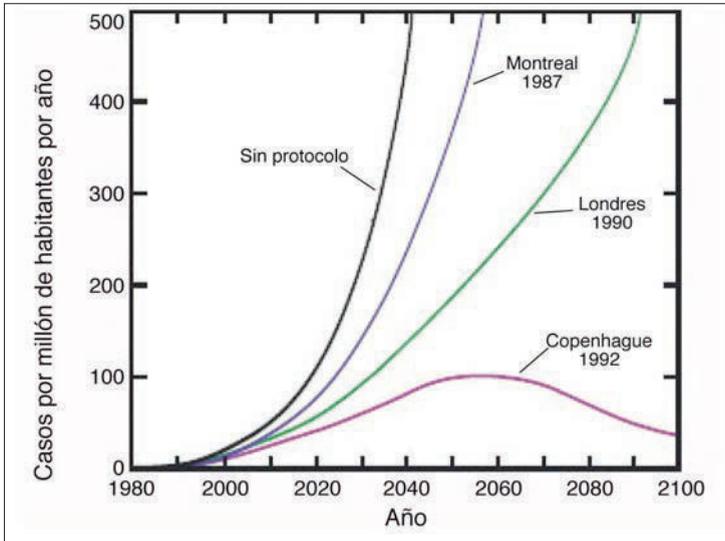


Figura 7.8. Número de casos de cáncer de piel por millón de habitantes, según los diferentes escenarios de reducción de los gases que afectan a la capa de ozono (UNEP, 2002).

Un exceso de exposición a los rayos UV también provoca el envejecimiento prematuro de la piel principalmente en la zona de la cara, las manos, los antebrazos y el cuello. Otros efectos de los elevados índices de radiación UV sobre la salud humana son las cataratas, la pérdida de transparencia del cristalino, y daños en las zonas de la retina más sensibles a la luz. Además los científicos han demostrado que existen daños sobre el sistema inmunitario del cuerpo y sobre las defensas de la piel, lo que favorece la aparición de alergias y enfermedades como el cáncer mencionado con anterioridad. Todos estos efectos son acumulativos y especialmente dañinos antes de alcanzar la edad adulta y en la vejez. Así quemaduras de piel padecidas en la niñez pueden derivarse en cáncer en la edad adulta.

Los ecosistemas también se ven afectados por un exceso de rayos UV. El fitoplancton marino, un conjunto de especies de tamaño milimétrico que viven en la superficie del agua de los océanos y que constituyen la base de todas las cadenas alimenticias de los seres vivos que habitan los océanos, es uno de los mayores afectados por este problema y por lo tanto, todos los animales que se alimentan de ellos también. Varias especies de peces, cangrejos y anfibios también pueden ser afectados directamente por

los UV en sus fases juveniles. En cuanto a los ecosistemas terrestres, las plantas que constituyen la base de la red trófica en tierra firme, ven alterada su fisiología y sus tasas de producción y supervivencia, periodos de floración y producción de frutos, sensibilidad frente a las plagas, etc., como consecuencia de los daños producidos por los rayos UV. Los animales terrestres, al igual que los humanos, se ven afectados por un exceso de esta radiación, de hecho, uno de los primeros efectos detectados del agujero que se genera sobre la Antártida en la primavera austral fue la presencia de ovejas con cataratas muy cerca de esta zona, en el cono sur del continente Americano. Como consecuencia de los efectos sobre los seres vivos, la capacidad de todos los ecosistemas para producir alimento y mantener su funcionamiento al nivel que necesitamos los humanos para sobrevivir y mantener grandes poblaciones como la actual, se puede ver mermada gravemente. Además, de forma indirecta, se pueden introducir variaciones en los ciclos biogeoquímicos estudiados en la Unidad Didáctica 1 que potencien los efectos de otros problemas ambientales globales como el incremento del efecto invernadero que se explica en el siguiente apartado.

Para terminar, los rayos UV producen efectos sobre los materiales. Un incremento en la incidencia de esta radiación provoca descensos en la durabilidad de los materiales en el exterior.

1.3. Evolución futura del problema del agujero de la capa de ozono

La producción de los gases responsables de la destrucción de la capa de ozono se encuentra regulada desde 1987 por un convenio internacional llamado Protocolo de Montreal, ratificado en la actualidad por 197 países. Este acuerdo y sus posteriores revisiones (Londres, 1990; Copenhague, 1992; Pekín, 1999) pretende poner freno e incluso reducir la producción y consumo de los principales gases que contienen Cl, F y Br antes de mediados del siglo XXI. El objetivo último de estas medidas es reducir la abundancia de gases halogenados que están presentes en la estratosfera. Las predicciones relativas a cada una de las revisiones del protocolo de Montreal en lo que respecta a las concentraciones de estos gases desde 1980 hasta 2100 se presentan en la Figura 7.9. Desde el protocolo inicial firmado en Montreal, los sucesivos ajustes han introducido medidas cada vez más estrictas en cuanto a las emisiones y también a la inclusión de nuevas especies químicas antes no consideradas.

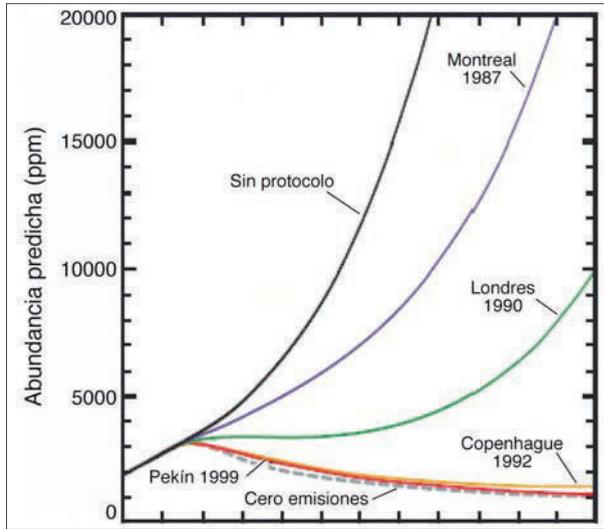


Figura 7.9. Concentración predicha para los gases halogenados según distintos escenarios en función de la aplicación o no de los distintos protocolos que controlan la producción y comercio de gases halogenados desde 1980 hasta 2100 (UNEP, 2002).

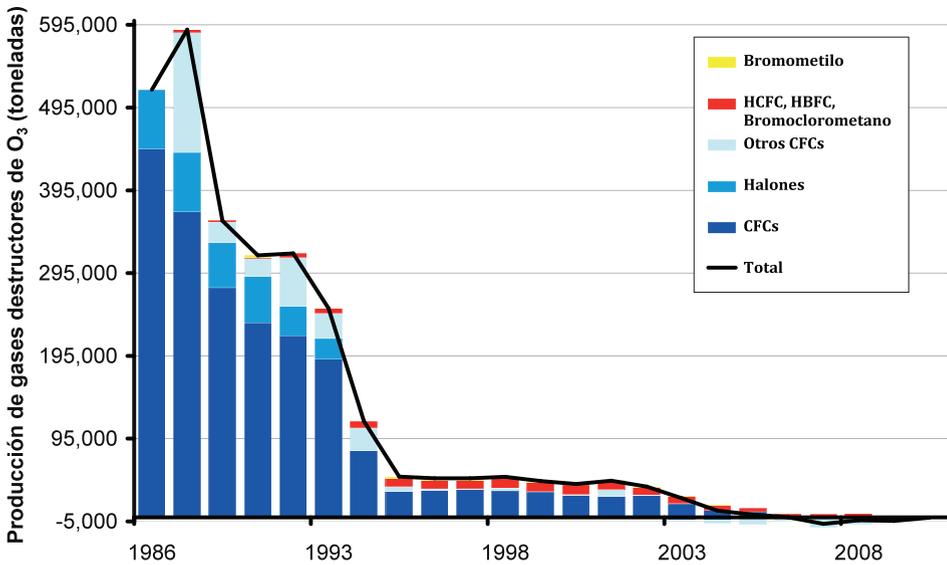


Figura 7.10. Producción neta (producción menos destrucción y utilización por la industria química) de gases destructores de la capa de ozono en Europa (1986-2010) (EEA, 2011).

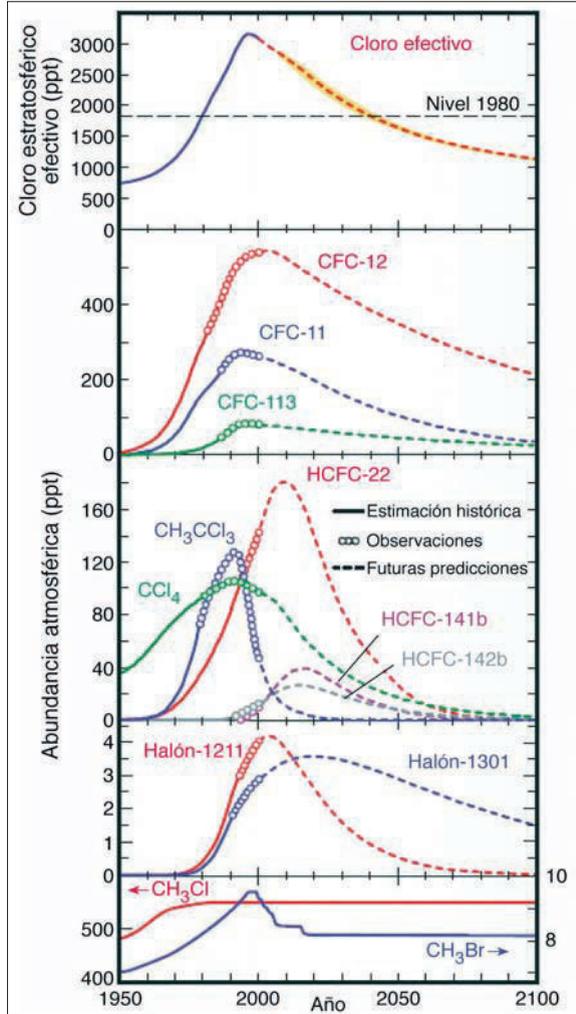


Figura 7.11. Concentraciones medidas de distintos gases halogenados (círculos) y estimaciones de sus concentraciones en el pasado (líneas continuas) y futuras (líneas discontinuas) desde 1950 hasta 2100. (UNEP, 2002).

Los efectos de estas políticas internacionales de reducción han reducido el consumo y concentraciones atmosféricas de algunas sustancias, como muestran las Figura 7.10 y 7.11. La primera parte de esta última figura es muy importante pues se refiere a la cantidad de Cl en la estratosfera listo para comenzar a reaccionar con el ozono y destruirlo. Las emisiones de CFC y de metil-cloroformo (CH_3CCl_3) comenzaron a disminuir desde la

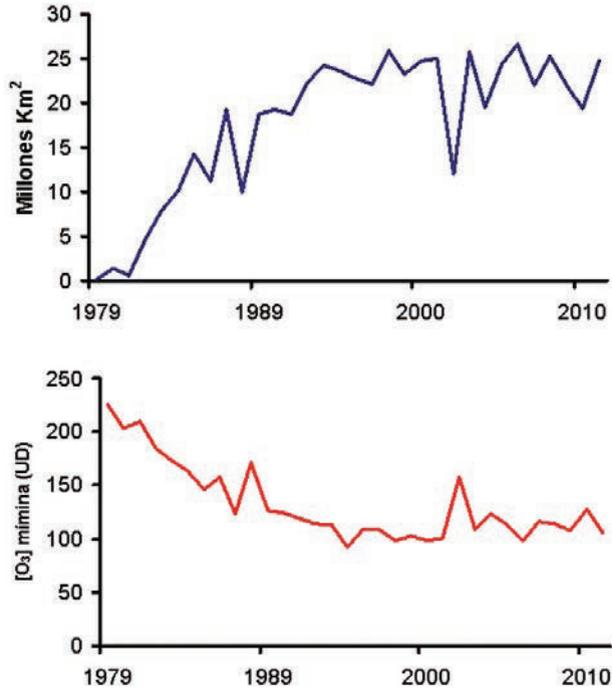


Figura 7.12. Tamaño medio del agujero de ozono sobre la Antártida entre el 7 de septiembre y el 13 de octubre y concentración mínima de ozono entre el 21 de septiembre y el 16 de octubre en el periodo 1979-2011. (NASA Ozone Hole Watch, 2012).

implementación del Protocolo de Montreal (1987). Sin embargo, debido a prolongado tiempo de residencia de los CFC en la atmósfera, su abundancia continuó aumentado hasta los años 1992-1995, cuando alcanzó su máximo histórico (WMO, 2010). Desde entonces, la abundancia no ha hecho más que disminuir, de acuerdo con la disminución de sus emisiones.

Las reducciones contempladas por todas estas medidas han introducido una tendencia descendente en la concentración de sustancias destructoras de la capa de ozono en la estratosfera, de acuerdo con la reducción de las emisiones en la superficie y con cierto retraso relacionado con el tiempo de transporte de estos gases desde la troposfera hasta la estratosfera. En las Figuras 7.12 y 7.13 se presentan las últimas mediciones sobre la extensión y concentración mínima de O₃ sobre la Antártida (1979-2011) y las estimaciones en la concentración de ozono en la estratosfera de acuerdo

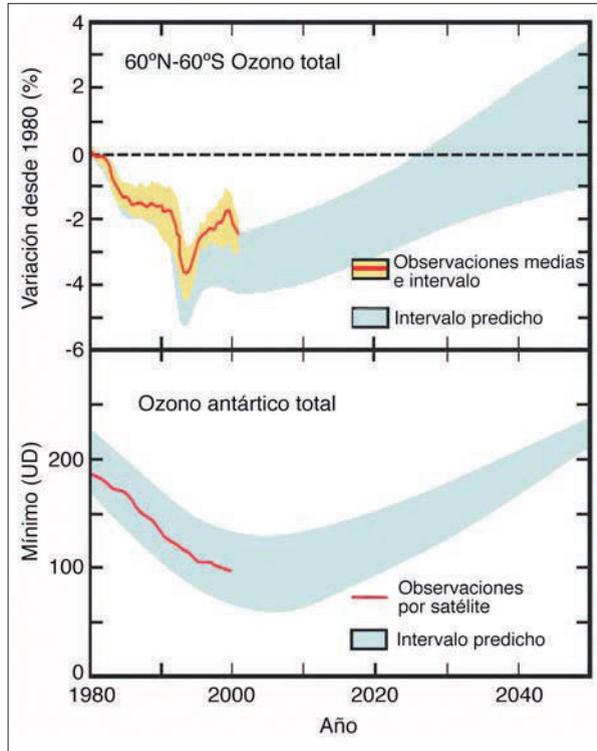


Figura 7.13. Concentración total de ozono en la atmósfera y valor mínimo detectado según las observaciones y las predicciones desde 1980 hasta 2050 (UNEP, 2002).

con las tendencias actuales de reducción de emisiones. Según las medidas de la columna de O_3 realizadas desde satélites y desde la superficie, la concentración global de O_3 en la estratosfera alcanzó un mínimo a mediados de los años 1990 (WMO, 2010). Desde entonces la concentración no ha seguido disminuyendo aunque tampoco ha aumentado de forma sustancial. Si todos los convenios internacionales se cumplen de forma global tanto por los países desarrollados como en vías de desarrollo se espera que el problema esté solucionado hacia mediados del siglo XXI. El retraso en la recuperación de la capa tras la disminución de CFC se debe a la gran persistencia en la atmósfera de estos compuestos halogenados. Mientras que la concentración de los CFC presenta su pico máximo alrededor del año 2000, la recuperación de la capa no se prevé hasta el año 2050.

La incertidumbre en la medida exacta de las concentraciones o los porcentajes se explica por la cantidad de procesos que los modelos atmosféricos consideran. La recuperación del ozono puede verse afectada por los cambios en la concentración de los gases de efecto invernadero, por un nuevo régimen de temperaturas provocado por el calentamiento global, la incidencia de las emisiones provocadas por los volcanes, etc. Por ejemplo, en las últimas décadas, la concentración estratosférica de ozono en el hemisferio norte se ha visto afectada por las erupciones de los volcanes El Chichón (México, 1982) y Pinatubo (Filipinas, 1991) (WMO, 2010). Estas erupciones introdujeron grandes cantidades de aerosoles compuestos de sulfatos capaces de aumentar la tasa de destrucción del O_3 , un efecto que persistió durante varios años. Todos estos cambios pueden producir aceleraciones o ralentizaciones en el proceso general de recuperación lo que da lugar a la incertidumbre representada.

2. EL CALENTAMIENTO GLOBAL

El incremento del efecto invernadero o calentamiento global es un problema de escala planetaria que afecta fundamentalmente al clima, pero que provoca multitud de efectos de forma indirecta, desde subidas en el nivel del mar o la desertización de determinadas zonas del planeta, a la pérdida de biodiversidad.

En este apartado analizaremos cuáles son los factores desencadenantes de esta situación, cuáles son los cambios más importante detectados hasta la fecha y algunas de las predicciones que se barajan para el futuro, la mayoría de los datos aquí presentados proceden de los informes del Grupo de Trabajo I del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC).

2.1. Causas del calentamiento global

2.1.1. Gases de efecto invernadero (GEI)

En una situación normal la Tierra absorbe la radiación del Sol, sobre todo en la superficie. Esta energía es redistribuida por las circulaciones atmosférica y oceánica (lo que origina el clima), y es irradiada nuevamente al espacio en forma de radiación de longitud de onda larga. Para la Tierra

en su conjunto, la energía de la radiación solar que ingresa se equilibra aproximadamente con la radiación terrestre saliente. Los gases de efecto invernadero (GEI), entre otros N_2O , CO_2 y CH_4 , y también el H_2O de la atmósfera, son capaces de absorber el calor emitido por la superficie del planeta y de reenviarlo de vuelta hacia el suelo. Este proceso tiende a calentar tanto la atmósfera como la superficie, lo que contribuye a mantener la temperatura de la superficie en valores adecuados para que exista la vida. Este es un proceso que lleva desarrollándose de manera natural durante millones de años y que se conoce como efecto invernadero.

Cualquier factor que altere alguno de los procesos del balance de radiación de la Tierra ya sea la entrada de radiación, de la redistribución del calor o la pérdida hacia el exterior, puede afectar al clima. El aumento de la concentración de los GEI reduce la eficiencia con la cual la superficie de la Tierra irradia energía al espacio. Al desprenderse menos calor hacia el espacio, se refuerza el efecto invernadero natural de la atmósfera. Como consecuencia, aumenta la temperatura en función de las propiedades de los gases en cuestión y de su concentración en el aire. Los GEI se distribuyen por toda la troposfera después de ser emitidos y pueden permanecer en la atmósfera durante siglos. Los efectos, por tanto, se dejan notar en todo el planeta y presentan un componente a largo plazo y de consecuencias difíciles de prever con seguridad.

De forma paralela al estudio de los cambios que se han producido en la temperatura de la Tierra, como se describirán en el apartado siguiente, se han documentado cambios en los factores responsables de estos cambios: aumentos en la concentración de GEI, cambios en los usos del suelo o cambios en la intensidad de la radiación solar. Estos estudios se realizan con la finalidad de comprender la naturaleza de los cambios del clima y de poder predecir la forma en la que evolucionará el clima en el futuro.

Uno de los causantes más importantes y cuyo efecto se conoce mejor es la concentración de GEI. A la hora de evaluar los efectos que producen los distintos tipos de gases es necesario considerar tres aspectos: su concentración en el aire (de ello va a depender su contribución al calentamiento en términos absolutos), su capacidad de calentamiento (que normalmente se expresa en relación al CO_2) y el tiempo de residencia en la atmósfera, es decir, el tiempo que transcurre desde que estos gases son producidos hasta que son eliminados de la atmósfera y dejan de tener efectos en cuanto al

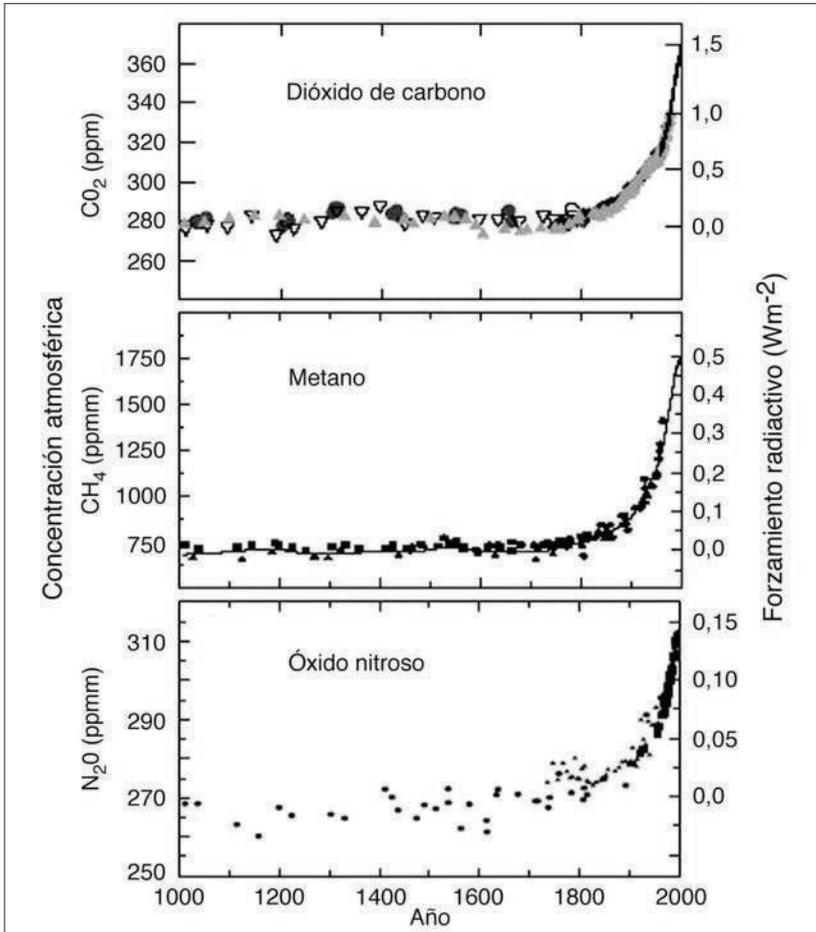


Figura 7.14. Concentraciones atmosféricas de CO₂, CH₄ y N₂O en los últimos 1.000 años y su forzamiento radiativo en la atmósfera (IPCC, 2001).

calentamiento global. Considerando estos tres parámetros, no todos los gases de efecto invernadero son igualmente importantes. El CO₂ es considerado el principal, pues se trata del más abundante y tiene tiempos de residencia relativamente largos. Existen otros gases con un efecto invernadero más potente que el CO₂ y con tiempos de residencia más largos, aunque presentes en concentraciones mucho menores. La importancia de cada gas se determina mediante el forzamiento radiativo. El *forzamiento radiativo* (W·m⁻²) representa el cambio en la irradiancia neta (balance entre la radiación entrante y saliente) en la tropopausa por efecto de un cambio de un

factor externo como puede ser, por ejemplo, la concentración de CO₂ (IPCC, 2007). Se trata de una medida cuantitativa de la capacidad de calentamiento de la atmósfera asociada a la concentración atmosférica de un determinado gas.

En la Figura 7.14, se representa la evolución temporal de la concentración de los GEI más importantes (CO₂, CH₄ y N₂O) y su forzamiento radiativo. La cantidad de estos gases ha aumentado de forma exponencial, especialmente desde la revolución industrial. A la hora de analizar estos gráficos, es importante considerar el cambio de escala que existe entre la concentración de CO₂ (medido en ppm, o partes por millón) y el resto (medido en ppm, o ppb). La escala vertical de la derecha, mide el forzamiento radiativo asociado a cada gas. Es precisamente en esa escala donde se aprecia la importancia de la contribución del CO₂ al efecto invernadero frente al resto, tres veces superior al CH₄ y diez veces mayor que el N₂O.

Algunos datos relevantes sobre GEI importantes se presentan en la Tabla 7.1. Los ritmos de cambio de concentración y los tiempos de residencia de los distintos GEI son muy diversos. Concretamente, los tiempos de resi-

Tabla 7.1. Concentraciones y tiempos de residencia de algunos GEI influidos por las actividades humanas (IPCC, 2001, 2005a, 2007)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CFC-11	HFC-23	CF ₄
	(Dióxido de carbono)	(Metano)	(Óxido nitroso)	(Clorofluorocarbono-11)	(Hidrofluorocarbono-23)	(Perfluorometano)
Concentración preindustrial	280 ppm	715 ppb	270 ppb	0	0	0,04 ppb
Concentración en 1998	365 ppm	1745 ppb	314 ppb	0,268 ppb	0,014 ppb	0,080 ppb
Concentración en 2005	379 ppm	1774 ppb	319 ppb	0,256 ppb ¹	0,0175 ppb ¹	0,076 ppb ¹
Tiempo de vida en la atmósfera	5 a 200 años	12 años	114 años	45 años	260 años	>50.000 años

¹ Concentración en 2003.

dencia son de especial importancia a la hora de establecer políticas de acción contra el calentamiento global pues, como se establece en esta tabla, los efectos de los gases emitidos hoy puede tener influencia en el calentamiento de la atmósfera durante 5 ó 12 años, como el CH_4 , 200 años, como el CO_2 , hasta más de 50.000 años, como el perfluoro-metano (CF_4).

Respecto al CO_2 , existen muchos datos relativos a la evolución de las concentraciones de este gas. Según el análisis del aire atrapado en el hielo de los últimos milenios, la concentración de este gas se ha mantenido aproximadamente constante, alrededor de las 280 ppm, hasta 1850. Este valor ha experimentado un incremento muy importante en los últimos años y continúa acelerándose, aunque está sujeto a variaciones interanuales. El promedio de aumento de 1,4 ppm anuales entre 1960 y 2005 se ha visto aumentado hasta 1,9 ppm por año en el periodo 1995-2005 (IPCC, 2007). La concentración de 379 ppm registrada en 2005 excede considerablemente el intervalo de valores naturales de los últimos 650.000 años (IPCC, 2007) y no ha sido alcanzado probablemente en los últimos 20 millones de años (Figura 7.15). El origen de la mayoría de las emisiones de este GEI, según el estudio de los isótopos del carbono del CO_2 atmosférico, está en el uso de combustibles fósiles y, en menor medida, a cambios en el uso del suelo. El CO_2 es el principal responsable del calentamiento de la atmósfera. Su forzamiento radiativo en 2005 se estima en $1,66 \pm 0,17 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ (IPCC, 2007).

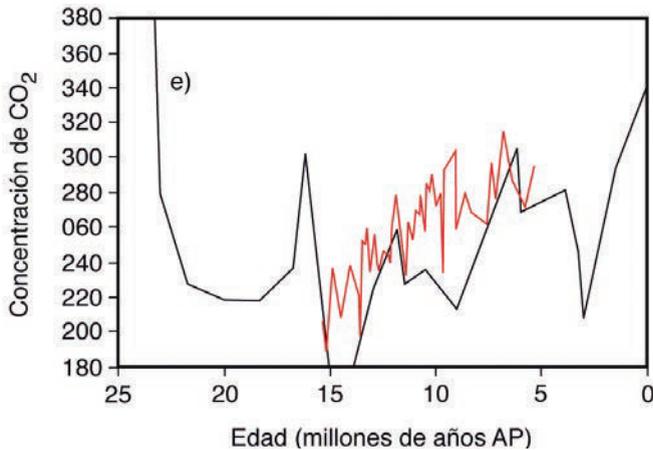


Figura 7.15. Evolución de la concentración de dióxido de carbono (CO_2) en partes por millón (ppm) según distintos estudios geoquímicos en los últimos 25 millones de años. (IPCC, 2001).

Los aumentos de la concentración atmosférica de CO_2 están relacionados con la influencia humana sobre el ciclo biogeoquímico del carbono que es capaz de suavizar, hasta cierto punto, estos aumentos. Gracias a este ciclo biogeoquímico, tan solo una parte del CO_2 emitido permanece en el aire, elevando progresivamente la concentración atmosférica. El resto es absorbido por la actividad de las plantas, el suelo y los océanos. Sin embargo, las estimaciones del IPCC indican que, conforme la concentración de CO_2 en la atmósfera aumenta, la capacidad de los océanos y el suelo para absorber ese CO_2 irá disminuyendo progresivamente (IPCC, 2001). En el caso de los océanos, por ejemplo, se estima que ya se ha alcanzado un tercio de su capacidad de almacenamiento de CO_2 , provocando una acidificación de 0,1 unidades de pH del agua marina en promedio en todo el planeta (IPCC, 2007). Conforme el CO_2 emitido se va disolviendo, los océanos se acidificarán progresivamente, afectando a los ecosistemas marinos e interrumpiendo otros procesos del ciclo del carbono como la formación de carbonato cálcico (CaCO_3).

En el caso del metano (CH_4) sus concentraciones en la atmósfera han aumentado un 150% desde 1750. El metano procede de fuentes tanto naturales (por ejemplo las del suelo de los humedales) como antropogénicas (por ejemplo la ganadería, la extracción de gas natural y los vertederos). Alrededor de la mitad de las emisiones actuales proceden de fuentes humanas y tiende a aumentar aunque en los años 90 lo hizo de forma más irregular que en décadas anteriores. Se trata de un GEI importante, pues su forzamiento radiativo directo representa un 14% del total de todos los GEI considerados muy persistentes, $0,48 \pm 0,5 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ en 2005 (IPCC, 2007).

El tercer gas en importancia es el óxido nitroso (N_2O), otro GEI con fuentes naturales y antropogénicas. La concentración atmosférica de N_2O ha seguido un aumento a un ritmo del 0,25% anual entre 1980 y 1998. El balance mundial del óxido nitroso presenta considerables incertidumbres en cuanto al origen de las emisiones debido a la complejidad del ciclo biogeoquímico del nitrógeno. Se estima que un 40% es de origen antrópico y que entre las distintas fuentes naturales están los suelos, con un 65% de las emisiones, y los océanos con un 30%. El forzamiento radiativo en 2005 se estima en un 8% del total de todos los GEI muy persistentes, $0,16 \pm 0,2 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ (IPCC, 2007).

A parte de los GEI principales, existen otros de gran poder de forzamiento radiativo pero que, debido a sus bajas concentraciones en relación con los anteriores son considerados de una importancia menor. Los halocarbonos, o clorofluoro carbonos, son compuestos de este tipo que además contribuyen a la destrucción de la capa de ozono cuando alcanzan la estratosfera. Son también muy persistentes, como se puede ver en la Tabla 7.2. Sus concentraciones presentan una tendencia a la baja gracias a las políticas de lucha contra el agotamiento de la capa de ozono. Sin embargo, los CFC han sido sustituidos por otra familia de compuestos, los hidroclorofluorocarbonos (HCFC) y los hidrofluorocarbonos (HFC) también con características de GEI. Como resultado de esta sustitución, la concentración de HFC está aumentando: el HFC-23 ha visto su concentración multiplicada por tres entre 1978 y 1995 aunque la concentración de este gas sigue siendo baja y su contribución al calentamiento global es pequeña. Por otro lado, debido a su largo tiempo de residencia en la atmósfera, tienen la posibilidad de influir sobre el clima en una escala temporal muy prolongada. Por ejemplo, el perfluorometano (CF_4) permanece en la atmósfera unos 50.000 años. El hexafluoruro de azufre (SF_6) es un GEI 22.200 veces más eficaz que el CO_2 por kg emitido aunque la concentración actual en la atmósfera es escasa (4,2 ppb, con un ritmo de crecimiento de 0,24 ppb/año) (IPCC, 2001).

En la Tabla 7.2 se presenta a modo de resumen el potencial de calentamiento de numerosos GEI. El potencial de calentamiento no es más que el forzamiento radiativo de 1 kg de un gas en comparación con el de 1 kg de CO_2 (cuyo potencial es igual a uno) acumulado a lo largo de un periodo de tiempo determinado. Los gases con flúor o cloro en su composición tienen potenciales de calentamiento muy altos y tiempos de residencia en la atmósfera largos. Esto provoca que los efectos sobre el calentamiento global sean incluso más altos cuanto más tiempo transcurre desde su emisión, por ejemplo el SF_6 y el resto de compuestos totalmente fluorados.

Las emisiones globales entre 1970 y 2004 y la contribución porcentual de los distintos gases de efecto invernadero en las emisiones de 2004 se presentan en la Figura 7.16. Como se puede observar, las emisiones de GEI presentan un aumento continuado desde 1970. Las emisiones anuales de CO_2 han aumentado un 80% entre 1970 y 2004 (IPCC, 2007). En 2004, la mayor parte de estas emisiones son en forma de CO_2 (77%) procedentes en su mayoría de la utilización de combustibles fósiles.

Tabla 7.2. Potencial de calentamiento de los GEI respecto al CO₂ según distintos horizontes temporales: 20, 100 y 500 años. (IPCC, 2001)

Gas		Período de vida (años)	Potencial de calentamiento (Horizonte temporal en años)		
			20 años	100 años	500 años
Dióxido de C	CO ₂		1	1	1
Metano	CH ₄	12	62	23	7
Óxido nitroso	N ₂ O	114	275	296	156
Hidrofluorocarbonos					
HFC-23	CHF ₃	260	9.400	12.000	10.000
HFC-32	CH ₂ F ₂	5	1.800	550	170
HFC-41	CH ₃ F	2,6	330	97	30
HFC-125	CHF ₂ CF ₃	29	5.900	3.400	1.100
HFC-134	CHF ₂ CHF ₂	9,6	3.200	1.100	330
HFC-134 ^a	CH ₂ FCF ₃	13,8	3.300	1.300	400
HFC-143	CHF ₂ CH ₂ F	3,4	1.100	330	100
HFC-143. ^a	CF ₃ CH ₃	52	5.500	4.300	1.600
HFC-152	CH ₂ FCH ₂ F	0,5	140	43	13
HFC-152. ^a	CH ₃ CHF ₂	1,4	410	120	37
HFC-161	CH ₃ CH ₂ F	0,3	40	12	4
HFC-227ea	CF ₃ CHF ₂ CF ₃	33	5.600	3.500	1.100
HFC-236cb	CH ₂ FCF ₂ CF ₃	13,2	3.300	1.300	390
HFC-236ea	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	10	3.600	1.200	390
HFC-236fa	CF ₃ CH ₂ CF ₃	220	7.500	9.400	7.100
HFC-245ca	CH ₂ FCF ₂ CHF ₂	5,9	2.100	640	200
HFC-245fa	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	7,2	3.000	950	300
HFC-365mfc	CF ₃ CH ₂ CF ₂ CH ₃	9,9	2.600	890	280
HFC-43-10mee	CF ₃ CH ₂ CH ₂ CF ₂ CF ₃	15	3.700	1.500	470

Gas		Período de vida (años)	Potencial de calentamiento (Horizonte temporal en años)		
			20 años	100 años	500 años
Compuestos totalmente fluorados					
SF ₆		3.200	15.100	22.200	32.400
CF ₄		50.000	3.900	5.700	8.900
C ₂ F ₆		10.000	8.000	11.900	18.000
C ₃ F ₈		2.600	5.900	8.600	12.400
C ₄ F ₁₀		2.600	5.900	8.600	12.400
C ₄ F ₈		3.200	6.800	10.000	14.500
C ₅ F ₁₂		4.100	6.000	8.900	13.200
C ₆ F ₁₄		3.200	6.100	9.000	13.200
Éteres y éteres halogenados					
CH ₃ OCH ₃		0,015	1	1	<<1
HFE-125	CF ₃ OCHF ₂	150	12.900	14.900	9.200
HFE-134	CHF ₂ OCHF ₂	26,2	10.500	6.100	2.000
HFE-143. ^a	CH ₃ OCF ₃	4,4	2.500	750	230
HCFE-235da2	CF ₃ CHClOCHF ₂	2,6	1.100	340	110
HFE-245fa2	CF ₃ CH ₂ OCHF ₂	4,4	1.900	570	180
HFE-254cb2	CHF ₂ CF ₂ OCH ₃	0,22	99	30	9
HFE-7100	C ₄ F ₉ OCH ₃	5	1.300	390	120
HFE-7200	C ₄ F ₉ OC ₂ H ₅	0,77	190	55	17
H-Galden 1040x	CHF ₂ OCF ₂ OC ₂ F ₄ OCHF ₂	6,3	5.900	1.800	560
HG-10	CHF ₂ OCF ₂ OCHF ₂	12,1	7.500	2.700	850
HG-01	CHF ₂ OCF ₂ CF ₂ OCHF ₂	6,2	4.700	1.500	450

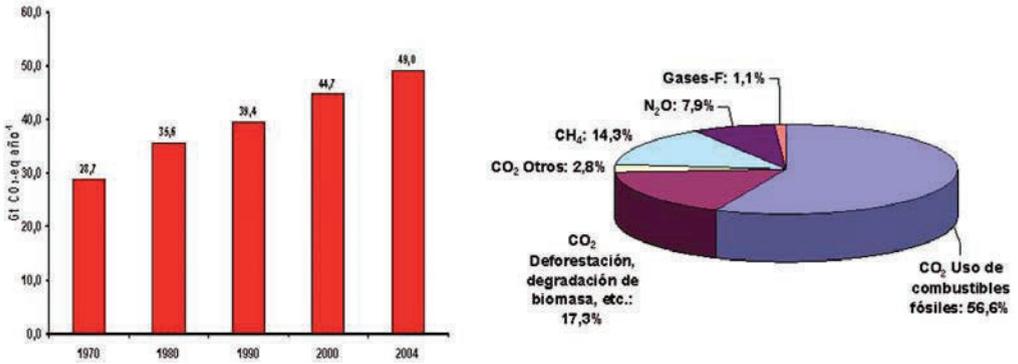


Figura 7.16. Emisiones globales anuales de gases de efecto invernadero (en toneladas equivalentes de CO₂) (1970-2004) y contribución porcentual de cada GEI en 2004. (IPCC, 2007).

Además del CO₂, el CH₄, el N₂O o los compuestos orgánicos halogenados, existen otros compuestos que afectan al efecto invernadero. Entre los contaminantes que provocan un mayor calentamiento cabe citar el ozono (O₃) troposférico. Se trata de un gas de muy poca persistencia y que experimenta grandes variaciones en su concentración en el espacio, debido a que se forma a partir de otros gases mediante reacciones fotoquímicas en la atmósfera y a su alta reactividad. Su concentración depende de la presencia de sus precursores y de las condiciones necesarias para que se produzcan las reacciones de formación, por lo que su contribución al calentamiento global presenta más incertidumbres que la de aquellos gases más persistentes como el CO₂ o los HFC. A pesar de ello, los aumentos en la concentración de este contaminante en la era industrial sitúan su capacidad de forzamiento radiativo como el tercero en importancia, detrás del CO₂ y del CH₄, entre 0,25 y 0,65 W·m⁻² (IPCC, 2007). El O₃ estratosférico provoca, en cambio, un enfriamiento neto de $-0,05 \pm 0,1$ W·m⁻² (IPCC, 2007).

2.1.2. Otros factores

Al mismo tiempo que aumentan las concentraciones de los GEI, lo hacen otros compuestos que pueden provocar un enfriamiento del sistema y que, por lo tanto, han ralentizado la tendencia general hacia un calentamiento global. Este es el caso de algunos aerosoles. Los aerosoles o mate-

rial particulado, son producidos por diversos procesos, tanto naturales (comprendidas las tormentas de polvo y la actividad volcánica) como antropogénicos (quema de combustibles de origen fósil y la combustión de biomasa). También pueden producirse mediante reacciones químicas en la atmósfera. Después de ser emitidos a la atmósfera, los aerosoles experimentan cambios químicos y físicos y son eliminados en gran medida y de forma relativamente rápida por las precipitaciones. Esto motiva que la distribución de sus concentraciones sea muy irregular en el espacio y el tiempo. Su contribución al calentamiento global depende no sólo de la distribución espacial, sino también del tamaño, la forma y la composición química. El impacto de los aerosoles en el clima es doble. Por un lado interaccionan con la radiación solar, absorbiendo o dispersando las radiaciones en función de su albedo. Este albedo es más bajo cuanto mayor sea el contenido de la partícula en hollín y por lo tanto, mayor será su capacidad de calentamiento. Los aerosoles también tienen efectos indirectos sobre el clima, pues intervienen en la formación de las nubes. Las nubes contribuyen al enfriamiento de la atmósfera pues aumentan la cantidad de radiación reflejada hacia el espacio.

En general, se considera como un factor importante para determinar el potencial de calentamiento de las partículas el contenido en carbono negro u hollín. Se estima que el forzamiento radiativo es de $-0,4 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ para los aerosoles de sulfatos, $-0,2 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ para los aerosoles de combustión de biomasa, $-0,1 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ para los de carbón orgánico combustible de origen fósil y $+0,2 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ para los de hollín de combustibles fósiles (IPCC, 2001). Las emisiones producidas por erupciones volcánicas son una gran fuente de aerosoles inorgánicos, que contribuyen al enfriamiento y sus efectos pueden dejarse notar durante varios años tras estos eventos. En el cómputo total, se estima que el efecto directo de los aerosoles provoca un enfriamiento neto de $-0,5 \pm 0,4 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ (IPCC, 2007).

El cambio de los usos del suelo tiene también un papel muy importante en el fenómeno del calentamiento global. La deforestación es un proceso clave en los cambios de los usos del suelo, pues ha sido la responsable de un 90% de las emisiones debido al cambio de usos del suelo desde 1850 (IPCC, 2001). También la transformación de áreas naturales de vegetación a zonas de cultivo es una fuente importante de emisiones a la atmósfera. Sin embargo, la deforestación puede tener un doble efecto a escala regional. Por ejemplo, la deforestación en latitudes altas ha hecho que los bos-

ques cubiertos de nieve, con un albedo relativamente bajo, sean sustituidos por superficies abiertas cubiertas de nieve con un albedo superior, contribuyendo al enfriamiento de esa región. Al mismo tiempo, la deforestación reduce la capacidad de la biosfera de absorber el CO_2 de la atmósfera.

Otro proceso de consecuencias globales con influencia sobre el calentamiento global son las variaciones de la intensidad de la radiación solar, que sigue ciclos de 11 años. La variación de este valor contribuye al forzamiento radiativo causado por la concentración de GEI en la atmósfera entre $0,06$ y $0,3 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$, aunque el conocimiento científico de este proceso se considera aún bajo (IPCC, 2007).

2.2. Efectos del calentamiento global

La paleoclimatología analiza el clima del pasado a partir de diferentes fuentes de información como la concentración de los gases contenidos en las burbujas de aire atrapadas en el hielo de los casquetes polares, de los restos fósiles de animales y plantas o de la velocidad de crecimiento de los corales. Los estudios paleoclimáticos combinados con estudios que cuentan con medidas instrumentales de la temperatura del aire en las capas altas y bajas de la atmósfera, la temperatura del agua de los océanos, el nivel de los mares y multitud de datos provenientes de satélites, indican que el clima de la Tierra ha experimentado cambios, periodos más cálidos (periodos interglaciares) y más fríos (glaciaciones). Los cambios introducidos por los seres humanos mediante la emisión de GEI se añaden a las variaciones naturales del clima, que se expresan en muchas escalas temporales y espaciales distintas. Este hecho contribuye a la incertidumbre en la predicción de la magnitud y los efectos del incremento del efecto invernadero que se van a explicar a continuación. Es por ello que los resultados presentados por el IPCC se acompañan de rangos de incertidumbre y se expresan en términos de probabilidad de ocurrencia.

Gracias a todos los estudios mencionados anteriormente se ha avanzado considerablemente en la comprensión de los cambios de la temperatura del aire del último milenio, como el que se muestra en la Figura 7.17. En esta figura se representa una reconstrucción de la evolución de la temperatura en el hemisferio norte, representada como *anomalía térmica*. La anomalía térmica muestra la variación de la temperatura respecto de la media

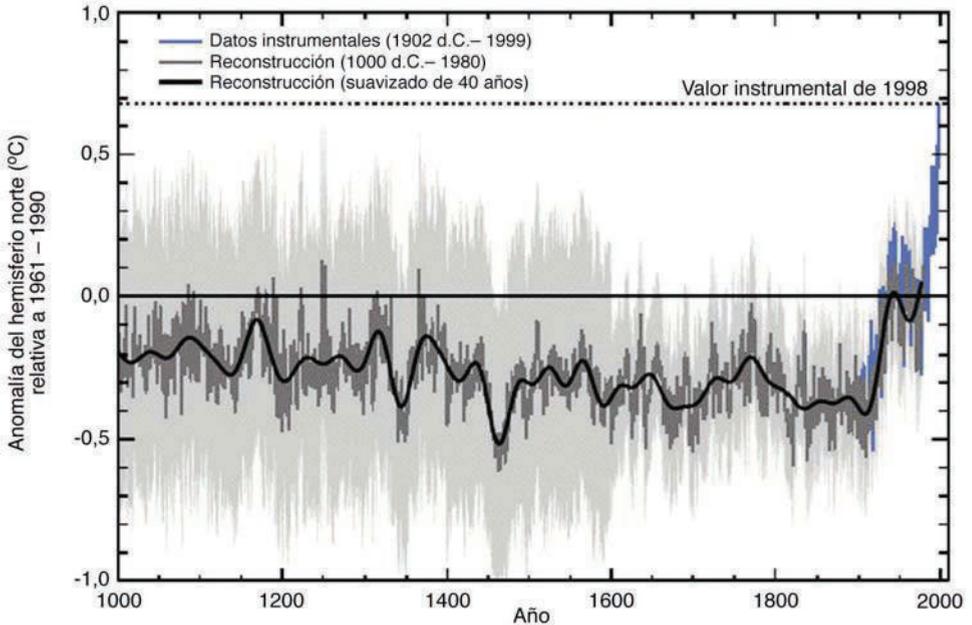


Figura 7.17. Reconstrucción de la temperatura del hemisferio norte en el último milenio y datos instrumentales desde 1000 d.C hasta 1999. Se muestran una versión suavizada (negro) y dos límites de error (gris claro). (IPCC, 2001).

entre los años 1961 a 1990 en un año concreto. Así los años más frescos que el periodo 1961-1990 aparecen con una anomalía negativa mientras que los más cálidos presentan una anomalía positiva.

Los datos revelan un período relativamente cálido asociado con los siglos XI a XIV y un período relativamente fresco asociado con los siglos XV a XIX (la conocida «Pequeña Edad del Hielo») en el hemisferio norte. Pero lo más destacado se encuentra en la parte final de la serie de datos, donde se ven los datos instrumentales correspondientes a los últimos decenios. Estos muestran un gran aumento de la temperatura, más allá de la variación natural registrada hasta la fecha. Estos datos sugieren que las temperaturas del hemisferio norte en el último decenio han sido más cálidas que en cualquier otro período de los últimos seis a diez siglos. Concretamente, la temperatura media mundial en la superficie ha aumentado alrededor de 0,7 °C desde principios del siglo XX (IPCC, 2007). De los últimos 12 años analizados por el IPCC (1995-2006), 11 figuran entre los más cálidos en

cuanto a temperatura mundial en superficie desde que hay registros (1850) (IPCC, 2007). Este calentamiento está distribuido por todo el planeta, pero es más intenso en latitudes septentrionales altas, regiones árticas y sobre los continentes, más que sobre los océanos. También han cambiado los patrones de temperatura a lo largo del día. Así, las temperaturas mínimas han aumentado $0,2\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{decenio}$ en los últimos 50 años, mientras que las máximas lo han hecho a un ritmo de $0,1\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{decenio}$ (IPCC, 2001).

Los océanos también han experimentado un aumento de su temperatura, pues se calcula que han absorbido más del 80% del calor incorporado al sistema climático (IPCC, 2007). La profundidad afectada por el calentamiento alcanza los 3000 metros y muestra unas tasas similares a las alcanzadas en la superficie (IPCC, 2007).

Además de los cambios registrados en las temperaturas del aire y los océanos, la humedad de la atmósfera y la distribución de las precipitaciones sobre la superficie también han experimentado variaciones. En general la cantidad de agua contenida en la atmósfera ha aumentado notablemente en los últimos años y las precipitaciones se han incrementado entre 1900 y 2005 en algunas partes orientales de América del Norte y del Sur, norte de Europa y Asia septentrional y central. En cambio se han observado disminuciones en las precipitaciones en el Sahel, el Mediterráneo, sur de África y partes del sur de Asia (IPCC, 2007). Además, las características de estas precipitaciones son distintas, ya que también se ha encontrado un descenso de la cubierta de nieve y hielo en la superficie.

Los datos de satélite hablan de reducciones de la superficie de hielo de un 10% desde los años 60, de adelgazamientos en el grosor del hielo de hasta un 40% en el casquete polar ártico entre el fin del verano y el comienzo del otoño y reducciones de hasta dos semanas en la duración del hielo en lagos y mares de latitudes medias y altas del hemisferio norte (IPCC, 2001). Un ejemplo muy destacado del deshielo de las masas de hielo de los continentes es el del glaciar de la cima del Kilimanjaro (Tanzania), una zona de nieves perpetuas que ha perdido el 80% de su superficie desde comienzos del siglo xx. El agua liberada como consecuencia del deshielo de estas masas acaba en su mayoría en los océanos y contribuye a la subida del nivel de los mismos. Sin embargo, este aporte es tan solo el segundo en importancia en lo que se refiere a la subida del nivel del mar, por detrás de la dilatación térmica del agua. El agua caliente se expande,

y además la tasa de expansión es mayor conforme el agua aumenta su temperatura. El aumento generalizado de la temperatura del océano concuerda con la subida registrada del promedio del nivel del mar. Se trata de un parámetro difícil de predecir debido a la multitud de factores que introducen variaciones a nivel regional (grado de calentamiento, profundidad del calentamiento, cambios en la salinidad y procesos geológicos a gran escala). Según los datos aportados por los mareógrafos, la tasa de aumento del nivel medio del mar en todo el mundo fue de $3,1 \pm 0,7$ mm anuales entre 1993 y 2003, de la que un 57% corresponde a la dilatación térmica del agua y un 28% a la pérdida de los mantos de hielo polares (IPCC, 2007).

Finalmente, el incremento del efecto invernadero produce cambios en la circulación atmosférica general e intensifica algunos de los fenómenos extremos del clima como las inundaciones o las sequías fuertes. Uno de los procesos más importantes afectados es *El Niño/Oscilación Austral* (ENOA). Originalmente se identificaba este proceso con una corriente oceánica que todos los años, alrededor del 25 de diciembre, pasaba a lo largo de la costa del Perú en dirección al sur y que estaba asociada a un nivel de calentamiento inusualmente alto en la zona. En realidad, este calentamiento en las zonas costeras se asocia a un calentamiento inusual y mucho más extenso del océano, que afecta a toda la cuenca del Pacífico y que se relaciona con fenómenos climáticos extremos a nivel mundial. El ENOA es un fenómeno natural y el clima de la zona fluctúa con cierta irregularidad entre los episodios de El Niño y su fase opuesta, «La Niña», que consiste en un enfriamiento durante un período que abarca de tres a seis años. En una situación normal, los alisios, vientos predominantes del este, arrastran las corrientes cálidas del Pacífico y el aire cargado de humedad hacia la costa oeste del Pacífico, dando origen a los monzones del sudeste asiático. En la zona este, en la costa americana, el agua arrastrada por los vientos es sustituida por aguas frías procedentes del fondo y cargadas de nutrientes que alimentan los ricos bancos de peces de esa zona. El calentamiento provocado por el fenómeno del ENOA frena los vientos del este que arrastran la humedad provocando sequías en la costa oeste del Pacífico y frenando el ascenso de aguas profundas que mantienen los bancos de peces de la costa del continente americano. Los cambios asociados al ENOA producen grandes variaciones meteorológicas y climáticas que tienen profundas repercusiones en las sociedades huma-

nas a causa de las sequías, las inundaciones, las olas de calor y demás cambios asociados a este fenómeno, con consecuencias muy perjudiciales para la agricultura, la pesca, la salud, la demanda de energía, la calidad del aire, llegando a modificar además los riesgos de incendio. Parte de los efectos del calentamiento global sobre el clima mundial están relacionados con cambios en la frecuencia e intensidad de ENOA. El comportamiento de la Oscilación Austral ha sido bastante atípico en las últimas décadas en comparación con los 100 años precedentes. La fase cálida, «El Niño», es más frecuente, persistente e intensa que la fase fría opuesta, «La Niña».

Existe además otra oscilación que afecta al Atlántico norte. Se trata de la *Oscilación Atlántica Norte* (OAN) que influye en la intensidad de los vientos del oeste que recorren el Océano Atlántico. Desde los años setenta, la OAN se ha encontrado con frecuencia en una fase que aporta vientos fuertes del oeste que calientan Europa, lo que provoca que se produzcan inviernos más suaves de lo que corresponde a su latitud (Madrid y Nueva York están a la misma latitud, aproximadamente 40° N, pero los inviernos en la segunda ciudad son mucho más crudos que en la primera), pero es posible que ante el escenario del calentamiento global esta situación cambie.

Como resumen general de los efectos actuales sobre la temperatura, la hidrología y el clima se presentan las Figuras 7.18 y 7.19 que sintetizan los datos recopilados por el IPCC en 2001. Algunos de estos datos han sido actualizados en el 4.º Informe sobre cambio climático del 2007.

Además de los efectos sobre la temperatura y el ciclo hidrológico, el calentamiento global tiene otros efectos indirectos que pueden afectar a los seres humanos aunque el grado de confianza en estos resultados es menor que en los procesos anteriores. Tal es el caso de los impactos sobre la biosfera, como la pérdida de biodiversidad debido a la dificultad de los seres vivos para adaptarse a cambios tan bruscos de su medio natural o debido a la invasión de especies procedentes de zonas más cálidas. La biodiversidad es muy importante porque ayuda a los ecosistemas a mantener su funcionamiento cuando ocurren otras perturbaciones como incendios, invasión de especies foráneas o enfermedades. La invasión de especies está relacionada además con el aumento en la distribución geográfica de vectores de enfermedades infecciosas en ciertas áreas, como las especies de mosquito

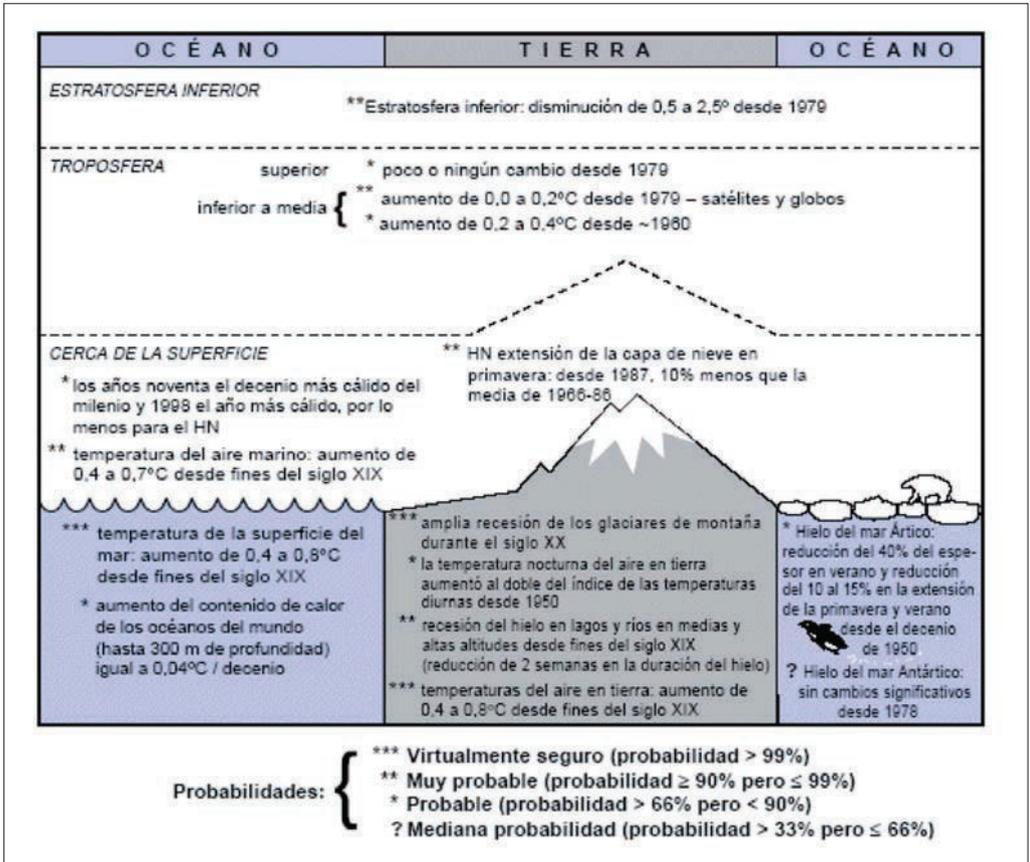


Figura 7.18. Esquema de las variaciones en la temperatura inducidas por el calentamiento global. (IPCC, 2001).

portadores de malaria más allá de las zonas tropicales. Otros efectos se relacionan con la salud de los seres humanos, como puede ser el incremento de las tasas de mortalidad debido a las olas de calor en Europa o la distribución de pólenes alergénicos hacia latitudes medias y altas en el hemisferio norte. El calentamiento del clima también provoca cambios en los ciclos vitales de los seres vivos. Por ejemplo, un estudio ha demostrado cambios en el ciclo de vida de varias especies de plantas, aves y una especie de mariposa entre 1952 y 2000 en Cataluña (Peñuelas *et al.*, 2002). Un incremento de 1,4 °C en el área de estudio ha provocado un aumento del período de crecimiento de las especies de hoja caduca de casi un mes y, en general, un adelantamiento de todos los estados de desarrollo en la pri-

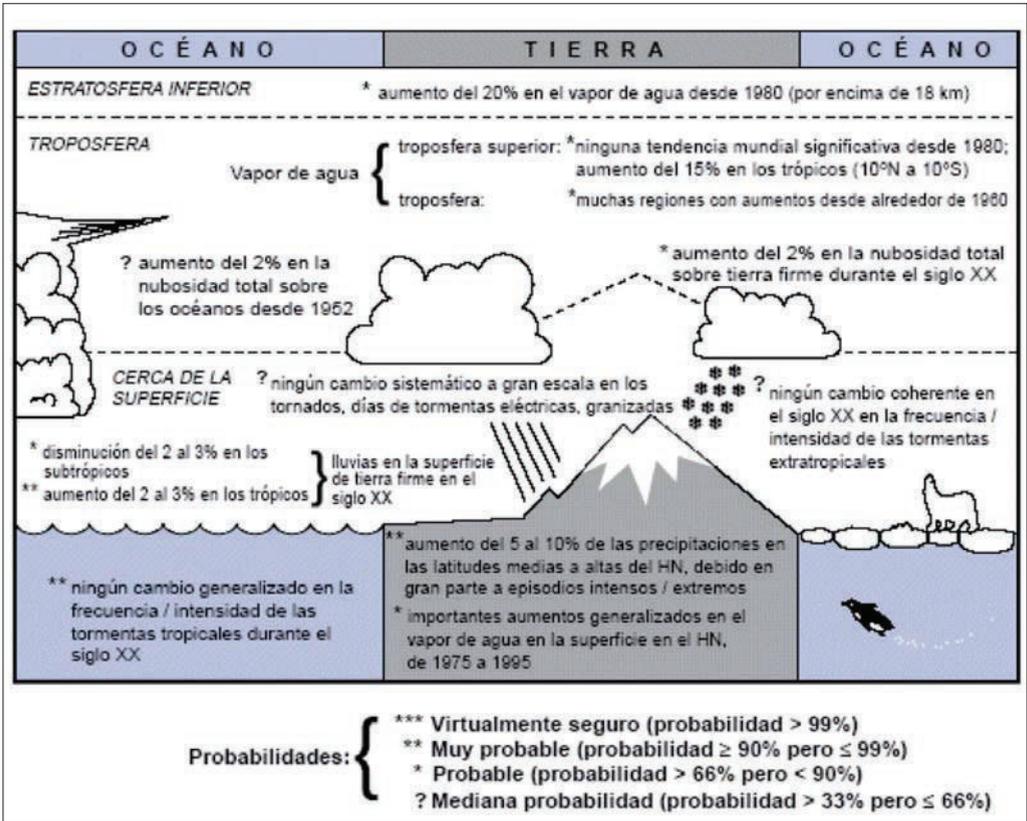


Figura 7.19. Esquema de las variaciones en la hidrología y el clima inducidas por el calentamiento global (IPCC, 2001).

mavera. En promedio, las hojas brotan 16 días más temprano en primavera y se caen 13 días más tarde en otoño mientras que la floración en el año 2000 ocurre 6 días más temprano que en 1952. Además, la fructificación ocurre 9 días antes que en 1974, las mariposas aparecen 11 días antes y las aves migratorias llegan 15 días más tarde en primavera. Todos estos cambios presentan un rango de variabilidad elevado entre las diferentes especies. Esto provoca que las relaciones de competencia entre especies se puedan llegar a modificar, lo que afecta a la estructura y funcionamiento del conjunto del ecosistema. Otros cambios provocados en los ecosistemas terrestres por el aumento de la temperatura se relacionan con la alteración de los regímenes de perturbación de los bosques por efecto de los incendios y las plagas.

2.3. Evolución y efectos futuros del calentamiento global

En esta sección se describe brevemente cuáles son los cambios futuros que se espera se produzcan como resultado de un calentamiento global bajo diferentes escenarios de emisión de GEI. Estas predicciones son realizadas mediante modelos, ecuaciones matemáticas que tratan de describir los procesos que ocurren en la naturaleza. Por ello estas predicciones están sujetas a incertidumbres que son mayores conforme se alejan más en el tiempo respecto al momento presente. Las predicciones se hacen en relación con distintos tipos de escenarios, que caracterizan el nivel de emisiones de GEI, los efectos de las políticas de control de la calidad del aire, aumentos de población, mejoras tecnológicas, etc.

Las predicciones en cuanto a la concentración de los principales GEI, se pueden observar en la Figura 7.20. En esta figura se representa la evolución de la concentración de los GEI más importantes en función de diversos escenarios:

- Los escenarios A1 describe un mundo futuro con un rápido crecimiento económico, una población mundial que alcanza su valor máximo hacia mediados del siglo XXI y disminuye posteriormente, y una rápida introducción de tecnologías nuevas y más eficientes. Sus características distintivas más importantes son la convergencia entre regiones y la reducción de las diferencias regionales en cuanto a ingresos por habitante. Dentro de los escenarios A1 existen tres grupos que describen alternativas de cambio tecnológico en el sistema de energía. Utilización intensiva de combustibles de origen fósil (A1FI), utilización de fuentes de energía distintas de los combustibles fósiles (A1T), o la utilización equilibrada de todo tipo de fuentes (A1B) (no se dependerá exclusivamente de un tipo de fuente de energía, en el supuesto de que todas las fuentes y tecnologías de uso final experimenten mejoras similares).
- Los escenarios A2 describen un mundo heterogéneo. Sus características más distintivas son la autosuficiencia y la conservación de las identidades locales. El índice de natalidad en el conjunto de las regiones da lugar a una población en continuo crecimiento. El crecimiento económico por habitante así como el cambio tecnológico están más fragmentados y son más lentos que en otras líneas evolutivas.

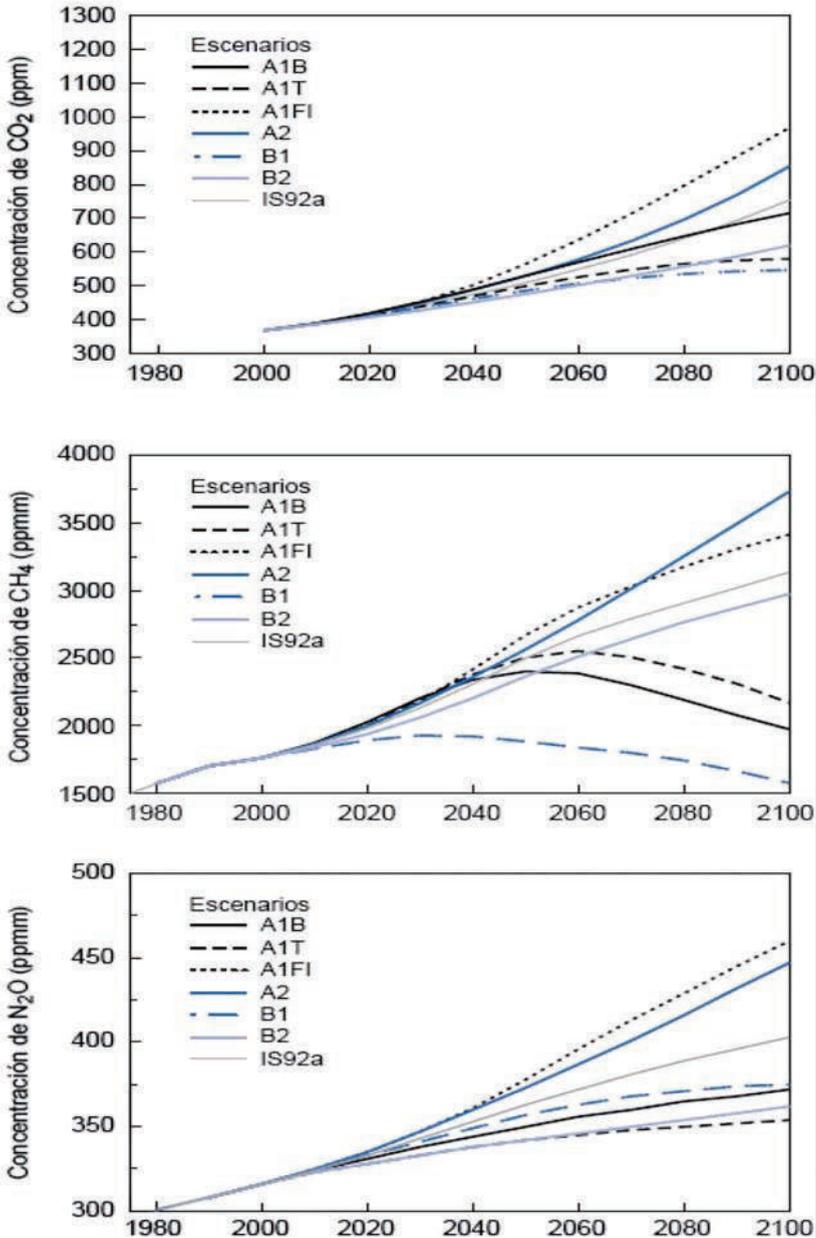


Figura 7.20. Concentraciones en la atmósfera del CO₂, CH₄ y N₂O según distintos escenarios manejados por el IPCC. El escenario IS92a se basa en el Informe Especial del IPCC sobre Escenarios de Emisiones. (IPCC, 2001).

- Los escenarios B1 describen un mundo convergente con una población mundial que alcanza su valor máximo hacia mediados del siglo XXI y desciende posteriormente, como en los escenarios A1. Las estructuras económicas presentarán rápidos cambios orientados a una economía de servicios y de información, acompañados de una utilización menos intensiva de los materiales y la introducción de tecnologías limpias con un aprovechamiento eficaz de los recursos. En ella se da preponderancia a las soluciones de orden mundial encaminadas a la sostenibilidad económica, social y ambiental, así como a una mayor igualdad. Ausencia de iniciativas adicionales en relación con el clima.
- Los escenarios B2 describen las soluciones a nivel local hacia la sostenibilidad económica, social y ambiental. La población aumenta progresivamente a un ritmo menor que en A2, con unos niveles de desarrollo económico intermedios, y con un cambio tecnológico menos rápido y más heterogéneo que en las líneas evolutivas A1 y B1. Este escenario está también orientado a la protección del medio ambiente y a la igualdad social, aunque se centra principalmente en los niveles local y regional.

Para el año 2100, los modelos del ciclo del carbono proyectan concentraciones atmosféricas de CO₂ de entre 540 y 970 ppm ($\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$). El efecto neto es el aumento de las concentraciones atmosféricas de CO₂ que se produce como consecuencia de una menor absorción de CO₂ por parte de los océanos y de los continentes.

Las medidas destinadas a estimular el almacenamiento de carbono en los ecosistemas terrestres podrían influir en la concentración atmosférica futura de CO₂. La reforestación y el manejo del suelo para aumentar su capacidad de almacenamiento de carbono se han planteado como posibles soluciones. En este sentido, el IPCC estima que revertir los cambios históricos de uso del suelo como la deforestación podría disminuir las concentraciones previstas de CO₂ en el aire entre 40 y 70 ppm en 2100. Estos valores, en comparación con los 540-970 ppm proyectados constituyen una cantidad relativamente reducida. Por otro lado, la capacidad de sumidero de carbono de los bosques y el suelo, una vez alcanzan la madurez y almacenan la máxima cantidad de carbono, se detiene, con lo que, en el mejor de los casos podrían considerarse neutros (emiten y fijan la misma canti-

dad de carbono). Otras iniciativas pasan por la reducción de las emisiones CO_2 mediante la disminución del uso de combustibles fósiles gracias a la implantación de mejoras en la eficiencia de uso de la energía o la utilización de las energías renovables. Finalmente, algunas iniciativas se centran en el almacenamiento geológico profundo de las emisiones de CO_2 , por ejemplo mediante la inyección del CO_2 gaseoso en yacimientos agotados de petróleo o gas natural. Aún se trata de una opción incipiente, poco estudiada y de viabilidad económica dudosa (Cowie, 2007). Además, según estimaciones del IPCC, la capacidad actual para retener el CO_2 durante 500 años puede variar entre un 60 y un 95% (IPCC, 2005b), cuando las necesidades de almacenamiento seguro con mínimas pérdidas de ese CO_2 deberían estar en el orden de los 1.000 años para ser efectivas (Cowie, 2007). Por lo tanto, se prevee que las emisiones de CO_2 procedentes de los combustibles fósiles seguirán dominando la evolución de la concentración atmosférica de CO_2 los próximos 100 años.

Los cambios en la concentración de CH_4 entre 1998 y 2100 oscilan entre $-0,09$ y $+2$ ppb (ppmm o $\text{nmol}\cdot\text{mol}^{-1}$) (-11% a $+112\%$), y los aumentos de N_2O varían de $+0,04$ a $+0,14$ ppb ($+12\%$ a $+46\%$). Los hidrofluorocarbonos 134a, 143a y 125 que aparecen en la tabla 7.2 alcanzarán concentraciones de entre cientos y miles de ppt ($\text{pmol}\cdot\text{mol}^{-1}$). Se proyecta que el CF_4 aumentará hasta valores de entre 200 y 400 ppt, y el SF_6 hasta llegar a niveles entre 35 y 65 ppt. Estos son gases que, como vimos en la sección anterior, tienen un altísimo potencial de calentamiento aunque sus efectos no son muy importantes en la actualidad debido a las cantidades tan bajas presentes en la atmósfera actual. Sin embargo los modelos futuros prevén un gran aumento en la concentración de estas sustancias.

Se calcula que entre 2000 y 2100, el nivel de O_3 troposférico variará entre un -12% y un $+62\%$, de forma pareja al aumento de las emisiones antropogénicas de NO_x y CH_4 , dos de sus precursores. Estos aumentos tienen consecuencias que van más allá del cambio climático pues el ozono troposférico es un gas muy tóxico para los seres vivos. Sus efectos sobre la productividad de los cultivos y los bosques también puede provocar retroalimentaciones en las emisiones de GEI pues reduce la capacidad de la vegetación para actuar como sumidero del CO_2 atmosférico (Sitch *et al.*, 2007).

Las concentraciones de los aerosoles varían de forma paralela a las emisiones del resto de GEI aunque su efecto neto depende de la composi-

ción. Los modelos y escenarios utilizados dan resultados muy variables por lo que aún existe incertidumbre en este punto.

En función de estos niveles de emisiones se esperan cambios en cuanto a la temperatura e hidrología. Se proyecta que la temperatura media de la superficie mundial aumentará entre 1,4 y 5,8 °C (Figura 7.21) en el período comprendido entre 1990 y 2100. El ritmo de calentamiento proyectado es muy superior a los cambios observados durante el siglo xx y es muy probable que alcance valores sin precedentes si se compara, como mínimo, con los últimos 10.000 años de acuerdo con los datos paleoclimáticos.

En los escenarios que prevén un uso más intenso de combustibles de origen fósil como el A2, mayores emisiones de dióxido de carbono y de dióxido de azufre (SO₂), un gas con un forzamiento radiativo negativo en la atmósfera (véase parte superior de la Figura 7.21), el efecto refrigerante de las emisiones más abundantes de dióxido de azufre disminuirá considerablemente el calentamiento causado por el aumento de las emisiones de GEI en el corto plazo (hasta el año 2050 aproximadamente). Por el contrario, en los escenarios B1 y B2 (Figura 7.21), en los que las emisiones de combustibles de origen fósil y de SO₂ son menores, dan lugar a un mayor calentamiento a corto plazo pero menor a largo plazo. Las concentraciones de GEI con un período de vida más prolongado, como el CO₂, son las fuerzas principales a la hora de determinar los cambios climáticos resultantes en el futuro.

El calentamiento proyectado para el siglo xxi apunta a una tendencia similar a la de los últimos decenios: calentamiento máximo sobre tierra firme y en latitudes septentrionales altas, y calentamiento mínimo sobre el océano Austral y el Atlántico Norte. Como se puede ver en la Figura 7.21 de predicciones de la temperatura media, el margen de variación predicho por los modelos (en las isolíneas) es incluso mayor que la propia predicción (representadas por la escala de colores que se ve de fondo), lo que da cuenta de las numerosas incertidumbres que se manejan. Se considera muy probable que aumente el número de días calurosos y las olas de calor en casi toda la superficie terrestre, de forma más acentuada en las zonas en las que disminuya la humedad, y que decaiga el número de días de heladas y las olas de frío. El ascenso de temperaturas será por lo general mayor en los lugares en que se retraiga la nieve y el hielo, como los polos (Figura 7.21).

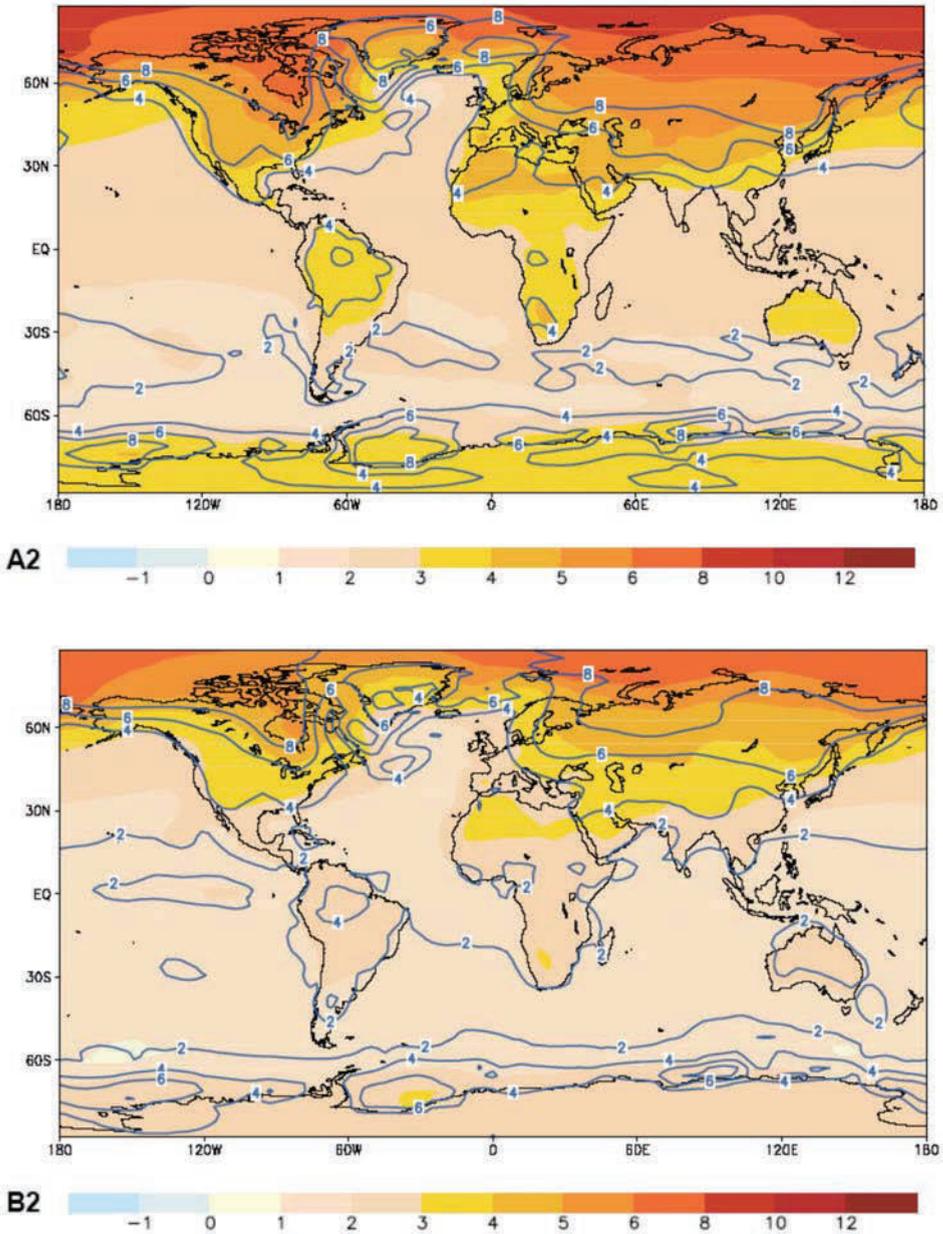


Figura 7.21. Cambio anual medio de temperatura (color de fondo) y su margen de variación (isolíneas) según el modelo climático MCGAO para los escenarios A2 (figura superior) y B2 (figura inferior). Ambos escenarios comparan el período 2071-2100 con el período 1961-1990. (IPCC, 2001).

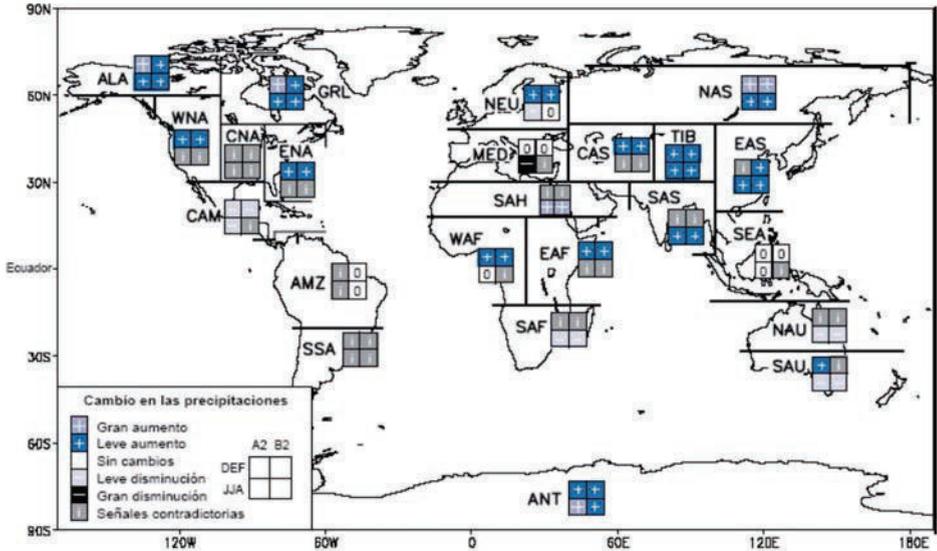


Figura 7.22. Variaciones en las precipitaciones por regiones del planeta según los escenarios A2 y B2 predichas por los modelos climáticos para los periodos del año de diciembre, enero y febrero (DEF) por un lado y junio, julio y agosto (JJA) por otro. (IPCC, 2001).

Se considera muy probable que aumente cuantitativamente la precipitación en latitudes altas, disminuyendo probablemente en la mayoría de las regiones subtropicales hacia el año 2100. La distribución de las precipitaciones experimentará tanto aumentos como disminuciones según la región considerada (Figura 7.22).

Los distintos escenarios proyectan también aumentos del nivel del mar de entre 0,09 y 0,88 m entre 1990 y 2100, fundamentalmente debido a la expansión térmica y el deshielo de los glaciares y los casquetes de hielo (Figura 7.23). El valor medio es de 0,48 m aunque todos los modelos coinciden en que estos valores experimentan grandes variaciones regionales. También será cada vez más frecuente que la línea de pleamar suba a niveles extremos como consecuencia de la elevación del nivel medio del mar. La frecuencia de este fenómeno puede aumentar aún más si las tormentas se hacen más frecuentes o intensas como resultado de los cambios climáticos. Las áreas de los grandes deltas, densamente pobladas, en el sur y este de Asia, así como los habitantes de las islas podrían verse fuertemente afectados por estos fenómenos.

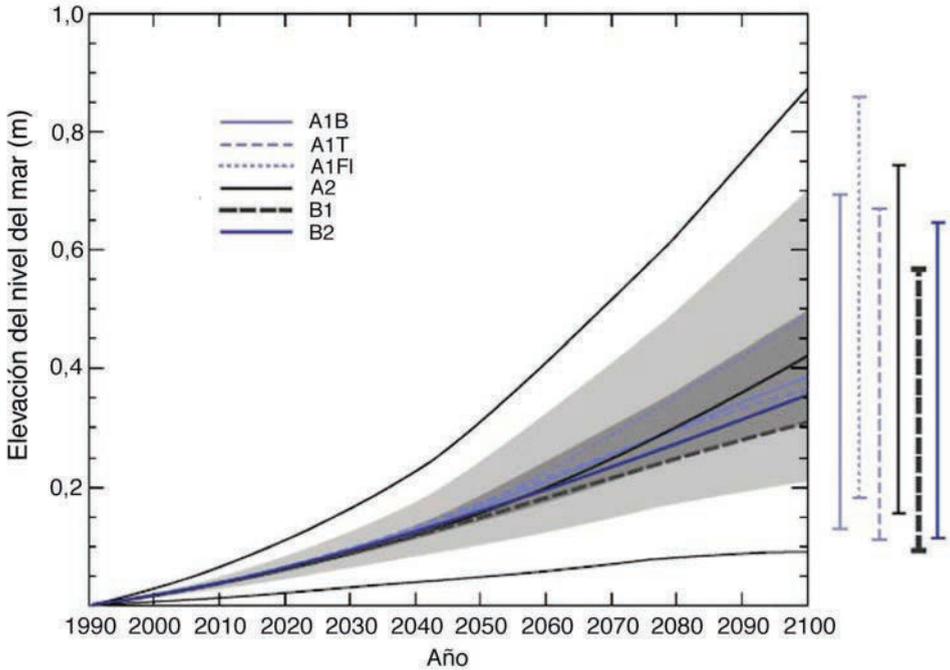


Figura 7.23. Elevación media del nivel del mar a escala mundial entre 1990 y 2100. Cada una de las seis líneas representa el promedio para cada uno de los seis escenarios ilustrativos. El sector delimitado por las líneas exteriores muestra el margen de variación de todos los escenarios. (IPCC, 2001).

La conjunción de todos estos efectos puede tener también consecuencias sobre la extensión de los desiertos en la actualidad. La desertización (el avance de los desiertos por causas no «directamente» provocadas por el ser humano), los cambios en la distribución de las precipitaciones, el aumento de la temperatura de la superficie y los procesos de deforestación tienen como consecuencia la extinción de numerosas especies de plantas y animales y la pérdida de suelo fértil. En estas condiciones, todas las regiones próximas a los desiertos actuales son susceptibles en un futuro de entrar a formar parte de los mismos. Se espera que el cambio climático aumente la frecuencia, gravedad y duración de las sequías en las regiones áridas y semiáridas. Además, la desertificación y el clima se retroalimentan, pues la pérdida de la cubierta vegetal reduce los sumideros de carbono e incrementa los problemas causados por los eventos climáticos extremos. Los desiertos son zonas inhabitables, incapaces de albergar un gran número

ro de habitantes debido a la escasez de los recursos alimenticios e hídricos que ofrece, por lo tanto un avance de los desiertos tiene como consecuencia secundaria enormes movimientos de población, a sumar a los ya producidos por la subida del nivel de los mares.

Todos los cambios previstos sobre la distribución de temperaturas, precipitaciones, subidas del nivel del mar, deshielo de los glaciares y de los casquetes polares tendrán y están teniendo consecuencias graves sobre la sociedad humana y sobre los ecosistemas marinos y continentales. Aquí se resumen algunos de los impactos que se esperan en Europa, según están descritos en un informe de la Agencia Ambiental Europea (EEA) del 2004. Estos efectos se pueden clasificar en función del ámbito al que se refieren en efectos sobre los mares y océanos, diversidad de especies, sobre los vegetales y el comportamiento de los animales, sobre la sociedad humana, etc. A continuación se plantean a modo de ejemplo algunos de estos efectos:

- La composición de los ecosistemas marinos ha experimentado cambios durante los últimos 30 años. Por ejemplo, especies de peces adaptados a climas más cálidos se encuentran cada vez con mayor frecuencia en aguas del mar del Norte.
- En los ecosistemas terrestres se espera un gran descenso en el número de especies debido a la combinación de los cambios introducidos por el calentamiento global y de la falta de territorios disponibles adecuados para que estas especies puedan adaptarse a los cambios, provocado por el crecimiento de las ciudades, las proliferación de vías de comunicación, etc. También se espera que numerosas especies de plantas adaptadas a climas más cálidos vayan migrando hacia el norte de Europa mientras que las que habitan en zonas frías y de montaña se extingan y sean reemplazadas por otras adaptadas a condiciones más cálidas.
- El comportamiento de las plantas y los animales también se espera que cambie. El periodo de crecimiento de las plantas fue 10 días más largo en 1995 en comparación con 1962 y se ha proyectado un aumento progresivo en los próximos años. El comportamiento de los animales también se ve afectado, sobre todo el de las especies migratorias que se quedan en los países donde han pasado el verano. Las poblaciones de aves residentes también cambian debido a un aumento en la tasa de supervivencia en los meses de invierno.

- Debido a los incrementos en el periodo de crecimiento anual de las plantas, los cultivos también se pueden beneficiar del calentamiento global en los países de clima frío pero en cambio, en los países de clima más cálido, la escasez de agua puede traducirse en una menor productividad. Por ejemplo, la sequía del verano del año 2003 produjo pérdidas de hasta el 30% en las cosechas de los países del área mediterránea.
- La cantidad de agua en los ríos también se verá modificada. En general se habla de un descenso en el sur de Europa y de un aumento en el norte, con los consiguientes problemas derivados para el abastecimiento de agua.
- Las pérdidas económicas cuantificadas hasta la fecha indican que desde 1980 un 64% de las provocadas por catástrofes naturales son directamente atribuibles a fenómenos relacionados con el clima. Este valor se ha incrementado durante los últimos 20 años. En Europa el número de fenómenos desastrosos se ha doblado desde 1990 mientras que las provocadas por otros eventos naturales no relacionados con el clima como los terremotos se han mantenido estables. Desde 1975 ha aumentado el número de riadas, en particular los casos de gota fría.
- El aumento de las olas de calor puede tener efectos sobre la muerte de personas con problemas cardíacos. Un exceso de 20.000 casos se registró en Europa durante las olas de calor del 2003. También pueden extenderse las zonas afectadas por enfermedades cuyos transmisores sean insectos como garrapatas o mosquitos.

España, al estar situada en la parte mediterránea de Europa, es especialmente vulnerable a los cambios provocados por el calentamiento de la atmósfera. Los sectores afectados incluyen ecosistemas terrestres y acuáticos, zonas costeras, recursos hídricos, salud humana, impactos sobre la agricultura, etc. (UCLM, 2005).

En la península ibérica las tendencias más significativas muestran una mediterraneización del norte y una aridización del sur. Los recursos hídricos sufrirán disminuciones superiores al 20-22% para los escenarios previstos para finales del siglo XXI. Junto a la disminución de los recursos se prevé un aumento de la variabilidad interanual de los mismos. El impacto será más severo en las cuencas del Mediterráneo y del interior y en las islas. La mayor irregularidad del régimen de precipitaciones ocasionará un aumento

en la irregularidad del régimen de crecidas y de crecidas relámpago. La variabilidad hidrológica en las cuencas atlánticas también aumentará en el futuro, disminuyendo la frecuencia de avenidas aunque no su magnitud.

Como consecuencia del nuevo régimen hídrico, se considera muy probable que parte de los ecosistemas acuáticos continentales pasen de ser permanentes a estacionales e incluso desaparezcan en algunos casos. La magnitud de estos cambios aún no ha podido precisarse, pero se espera que los ecosistemas más afectados sean aquellos de alta montaña, humedales costeros y humedales dependientes de las aguas subterráneas, con la consiguiente pérdida de biodiversidad.

En los ecosistemas terrestres, se espera que la frecuencia, intensidad y magnitud de los incendios forestales aumente. Los cambios del clima podrían provocar la simplificación estructural de la vegetación, con un predominio de las extinciones locales, desplazamiento de las especies animales y reducciones del área de distribución en algunos casos. Las pérdidas de diversidad florística y faunística tienen una relevancia especial en la península Ibérica, puesto que alberga una proporción muy elevada de la biodiversidad europea.

Las proyecciones del cambio climático agravarían de forma generalizada los problemas de desertificación, especialmente por el impacto de los incendios forestales, la pérdida de fertilidad de suelos de regadío por salinización y la erosión, particularmente en las zonas de clima mediterráneo seco y semiárido.

Desde el punto de vista de los posibles impactos en salud humana habría que considerar los efectos que van a tener las temperaturas extremas, fundamentalmente a través de las olas de calor, que se apuntan como más frecuentes en intensidad y duración en los próximos años. A estos impactos habría que añadir la extensión geográfica a nuestro país de vectores ya establecidos o por la implantación e instalación de vectores sub-tropicales adaptados a sobrevivir a climas menos cálidos y más secos.

3. BIBLIOGRAFÍA

- COWIE, J. (2007). *Climate Change. Biological and Human Aspects*. Cambridge. Cambridge University Press.
- DUARTE, C.M. (2006). *Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Madrid. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

- EEA. (2003). Europe's environment: the third assessment —Chapter 4— Stratospheric Ozone Depletion. Environmental Assessment Report No 10, Copenhagen. European Environmental Agency (EEA).
- EEA. (2004). Impacts of Europe's changing climate. An indicator-based assessment. Report 2. Copenhagen. European Environmental Agency (EEA).
- EEA. (2011). Production of ozone depleting substances in EEA member countries, 1986-2010. European Environmental Agency (EEA). Disponible en: <http://www.eea.europa.eu>. Fuente de los datos: http://ozone.unep.org/Data_Reporting/Data_Access/
- IPCC. (2001). Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Figures 5, 7, 8a, 10e, 18, 20, 23, 24. Cambridge University Press.
- IPCC. (2005a). La protección de la capa de ozono y el sistema climático mundial. Cuestiones relativas a los hidrofluorocarbonos y perfluorocarbonos. Resumen para responsables de políticas y Resumen Técnico. Informe de los Grupos de trabajo I y III. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC).
- IPCC. (2005b). Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Ginebra, Suiza. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC).
- IPCC. (2007). Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. Eds. Core Writing Team, Pachauri, R.K., Reisinger, A. Ginebra, Suiza. IPCC.
- NASA Ozone Hole Watch. [http://http://ozonewatch.gsfc.nasa.gov/](http://ozonewatch.gsfc.nasa.gov/). Último acceso abril 2012.
- PEÑUELAS, J., FILELLA, I., y COMAS, P. (2002). Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in Mediterranean region. *Global Change Biology*, 8, 531-544.
- SITCH, S., COX, P.M., COLLINS W.J., HUNTINGFORD, C. (2007). Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature*, doi 10.1038/nature06059.
- UCLM. (2005). Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Proyecto ECCE – Informe Final. Universidad de Castilla la Mancha. Centro de publicaciones, Secretaría General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente.
- UNCCD. (2011). Desertification: a global synthesis. Bonn. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) Secretariat.

- FAHEY, D.W. (2002). Twenty Questions and Answers about the Ozone Layer. En *WMO Global Ozone Research and Monitoring Project Reports. Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2002, Global Ozone Research and Monitoring Project—Report No. 47*. World Meteorological Organization (WMO).
- WMO. (2010). *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2010. Global Ozone Research and Monitoring Project. Report No. 52*. World Meteorological Organization (WMO).

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones y ejercicios propuestos antes de comprobar las soluciones.

1. ¿Qué sustancias producidas por el hombre destruyen el ozono estratosférico?
2. ¿Dónde se producen los mayores descensos del ozono estratosférico?
3. ¿Por qué el «agujero de ozono» apareció sobre la Antártida si las sustancias que destruyen el ozono están presentes en toda la estratosfera?
4. ¿El agotamiento de la capa de ozono afecta al cambio climático?
5. El metano (CH_4), el dióxido de carbono (CO_2) y el óxido de dinitrógeno (N_2O) son gases de efecto invernadero ¿Cuál de ellos influye más en el calentamiento global teniendo en cuenta tanto su potencial de calentamiento por unidad de concentración como el volumen de sus emisiones?
6. ¿Cuál de los gases mencionados en la pregunta anterior tiene mayor potencial de calentamiento para una misma concentración?
7. ¿Qué factor contribuye actualmente más al aumento del nivel del mar como consecuencia del calentamiento global?
8. ¿En qué consiste el fenómeno de «La Niña» y con que hecho se relaciona?
9. ¿Cómo se relacionan los términos calentamiento global, cambio climático y efecto invernadero?
10. Ordene de mayor a menor tiempo de permanencia en la atmósfera los siguientes compuestos: SF_6 , CH_4 , N_2O .

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. Freones: clorofluorocarbonos (CFC), los hidroclorofluorocarbonos (HCFC). Halones: bromoclorofluorocarbonos, bromofluorocarbonos, hidrobromofluorocarbonos. Halometanos: tetracloruro de carbono, bromuro de metilo y 1,1,1-tricloroetano.
2. Los mayores descensos en la concentración del ozono estratosférico se producen en los polos.
3. Esto se debe a las condiciones meteorológicas peculiares de la región antártica. Las bajísimas temperaturas de la estratosfera antártica crea nubes de hielo llamadas «nubes estratosféricas polares» (NEP). En estas condiciones y debido al aislamiento relativo del aire polar estratosférico hacen que las reacciones de los compuestos de cloro y bromo se produzcan en grandes cantidades en la primavera antártica.
4. El agotamiento del ozono estratosférico y el aumento del ozono troposférico a nivel global contribuyen al cambio climático, aunque en mucha menor medida si se compara con la influencia de los llamados «gases de efecto invernadero». El ozono también se relaciona indirectamente con el cambio climático debido a que determinadas sustancias que agotan la capa de ozono (CFC, HCFC, etc) también contribuyen al cambio climático.
5. El metano es el gas que influye más en el calentamiento global, tanto por su potencial de calentamiento como por el volumen de sus emisiones.
6. El gas de mayor potencial de calentamiento para una misma concentración lo presenta el óxido de dinitrógeno.
7. El factor que más influye en la actualidad al aumento del nivel del mar es el aumento de la temperatura de sus aguas, por el cambio producido en su densidad.
8. El fenómeno de «La Niña» consiste en un enfriamiento durante un período que abarca de tres a seis años y se considera la fase opuesta de «El Niño». Se relaciona este fenómeno con el enfriamiento del océano Pacífico.

9. El calentamiento global es un término utilizado para referirse al aumento de la temperatura media global. El calentamiento global que puede tener una causa antropogénica o no, se asocia a un cambio climático.

Por otra parte, ciertos gases de la atmósfera retienen gran parte de la radiación infrarroja emitida por la Tierra y la reemiten de nuevo a la superficie terrestre calentando la misma. Estos gases presentes en la atmósfera, gases de efecto invernadero, han aumentado en el último siglo debido al desarrollo industrial, contribuyendo al calentamiento global.

Los cambios climáticos, modificación del clima, se producen a muy diversas escalas de tiempo y sobre todos los parámetros climáticos. En la actualidad, el término cambio climático suele utilizarse de forma poco apropiada, como sinónimo de calentamiento global.

10. El metano llega a permanecer en la atmósfera hasta 12 años. El óxido de dinitrógeno más de 114 años y se considera la permanencia del hexafluoruro de azufre de hasta 3.200 años.

CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

8



Contenido

1. Disminución en origen de la contaminación
2. Control de fuentes fijas
3. Control de fuentes móviles

Objetivos

- Conocer los sistemas de reducción o eliminación de los gases con efectos nocivos.
- Comprender las estrategias para la disminución de la contaminación en origen.
- Conocer las estrategias para la retención y eliminación de contaminantes atmosféricos.
- Comprender los mecanismos de control de las fuentes fijas y móviles.
- Identificar los aspectos a tener en cuenta para establecer el tipo de tecnología a emplear.
- Conocer las recomendaciones para la implantación de los sistemas de tratamiento en función del proceso productivo.
- Asociar el proceso de tratamiento en función del tipo de contaminante.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

El control de la contaminación atmosférica debe estar enfocado a la eliminación, o la reducción hasta niveles aceptables, de aquellos contaminantes (gases y partículas en suspensión) cuya presencia en la atmósfera puede ocasionar efectos nocivos sobre la salud de las personas o en su bienestar (malos olores, falta de visibilidad), efectos perjudiciales sobre los ecosistemas (bosques, suelos, pérdida de biodiversidad), daños económicos a infraestructuras y recursos de la sociedad (edificios, pesca, agricultura) y daños a nivel global (sequías, inundaciones).

Para solucionar dichos problemas existen varias estrategias, que se pueden resumir en dos: disminuir en origen la producción de dichos contaminantes o bien una vez generados retenerlos y eliminarlos mediante técnicas adecuadas.

La emisión de dichos contaminantes a través de chimeneas de una altura apropiada, sólo consigue reducir la contaminación a nivel local por dilución y dispersión de los contaminantes, trasladando en muchos casos dicha contaminación hacia otros lugares.

Para el desarrollo de esta unidad nos vamos a basar en estrategias para controlar la contaminación atmosférica de fuentes móviles, generada por las emisiones de vehículos, y de fuentes fijas, normalmente de origen industrial y la generada por las calefacciones. Estas fuentes a su vez pueden subdividirse en:

- *Fuentes fijas*: fuentes zonales (producción agrícola, minas y canteras, zonas industriales), fuentes localizadas y zonales (fábricas de productos químicos, productos minerales no metálicos, industrias básicas de metales, centrales de producción de energía) y fuentes municipales (calefacción de viviendas y edificios, incineradoras de residuos municipales y fangos, cocinas, servicios de lavandería).

- *Fuentes móviles*: vehículos con motor de combustión como los vehículos ligeros con motor de gasolina, vehículos pesados y ligeros con motor diesel, motocicletas y aviones.

También existen fuentes naturales de contaminación como por ejemplo las zonas erosionadas, volcanes, ciertas plantas que liberan grandes cantidades de polen, focos bacteriológicos, esporas o virus. Estas fuentes naturales no serán analizados en esta unidad.

El control de las fuentes emisoras lleva asociado el riesgo de transferir la contaminación de un medio a otro, donde pueden causar problemas ambientales igual de graves, o incluso acabar actuando como fuente indirecta de contaminación para el mismo medio.

El grado a alcanzar en los tratamientos o en las medidas correctoras a realizar, va a depender en gran medida de los requerimientos establecidos en la legislación en vigor, los cuales se desarrollan en la Unidad Didáctica 10.

También hay que tener en cuenta además de la tecnología para el tratamiento de la contaminación los siguientes aspectos:

- La recogida de las emisiones.
- La disminución de su temperatura.
- Su tratamiento.

La recogida de los contaminantes es complicada. Si se trata de un foco emisor grande, el manejo de grandes volúmenes de gases es dificultoso. Por el contrario si se trata de pequeños focos dispersos y con una generación discontinua es también muy complejo poder recoger todas las emisiones y darles el tratamiento apropiado.

La temperatura de emisión suele ser bastante elevada y esto condiciona las tecnologías a emplear así como los materiales para su construcción y los problemas de deterioro o corrosión que se favorecen en estas condiciones.

En las medidas de control que se implanten no sólo tienen que considerarse el tipo de contaminantes a eliminar sino también la naturaleza de la fuente emisora, de ahí que vayamos a describir los sistemas de tratamiento en función de que se trate de fuentes fijas o fuentes móviles.

Señalar que para poder adoptar un sistema de tratamiento adecuado, debemos adaptarlo al proceso productivo y valorar todos los parámetros que le afectan, tanto a los contaminantes (concentraciones, caudales, temperatura, presión, densidad, humedad, etc.) como el tipo de flujo (continuo o discontinuo) y el tipo de proceso (abierto o cerrado).

Aunque ya se han descrito en apartados anteriores (se recomienda consultar la Unidad Didáctica 2), vamos a enumerar los tipos de contaminantes atmosféricos, que también nos servirá de guía a la hora de describir los tratamientos para su eliminación. Los contaminantes atmosféricos se clasifican normalmente en: partículas en suspensión (polvo, nieblas, humos), contaminantes gaseosos (gases y vapores) y olores.

- Las *partículas en suspensión* incluyen partículas de escape de motores, cenizas en suspensión, polvos minerales (carbón, amianto, caliza, cemento), polvos y humos metálicos (cinc, cobre, hierro, plomo), nieblas ácidas (ácido sulfúrico), fluoruros, pigmentos, nieblas de pesticidas, hollín y humos. Las partículas en suspensión, además de sus efectos corrosivos, respiratorios, cancerígenos, irritantes y destructores de la vida vegetal, producen también daños materiales (acumulación de suciedad, etc.), interfieren con la luz del sol (formación de nieblas) y actúan como superficies catalíticas para la reacción de las sustancias químicas adsorbidas.
- Los *contaminantes gaseosos* incluyen compuestos azufrados (dióxido de azufre y trióxido de azufre), monóxido de carbono, compuestos nitrogenados (óxido nítrico, dióxido de nitrógeno, amoníaco), compuestos orgánicos (hidrocarburos, compuestos orgánicos volátiles, hidrocarburos aromáticos policíclicos, aldehídos), compuestos halogenados y haluros, sulfuro de hidrógeno, bisulfuro de carbono y mercaptanos (olores). Estos compuestos pueden generar contaminantes secundarios a través de reacciones térmicas, químicas o fotoquímicas. Por ejemplo, por la acción del calor, el dióxido de azufre puede oxidarse, convirtiéndose en trióxido, que, disuelto en agua, da lugar a la formación de una niebla de ácido sulfúrico (catalizado por óxidos de manganeso y hierro). Las reacciones fotoquímicas entre los óxidos de nitrógeno y los hidrocarburos reactivos pueden producir ozono (O_3), formaldehído y nitrato de peroxiacetilo (PAN).

1. DISMINUCIÓN EN ORIGEN DE LA CONTAMINACIÓN

El objetivo de estas medidas es la prevención de la contaminación y se basan en la utilización de procesos, prácticas, materiales y fuentes de energía que eviten o reduzcan al mínimo la generación de contaminantes y residuos en la fuente, en lugar de tener que recurrir a medidas de tratamiento de los efluentes gaseosos.

Esta es la opción más deseable por que supone una disminución de la producción de los contaminantes, ya que en la mayoría de los casos los tratamientos de depuración de las emisiones suponen una transferencia de los contaminantes de un medio como es la atmósfera a otros medios líquidos o sólidos con la consiguiente generación de residuos y la posibilidad de contaminar el suelo o el medio acuático.

Se pueden aplicar tanto para fuentes fijas como móviles y para la prevención de la contaminación por gases como por partículas

1.1. Prevención de la contaminación en fuentes fijas

Las principales medidas de control de la contaminación de fuentes fijas mediante su disminución en origen son las siguientes:

- *Sustitución de materiales.* Sustitución de disolventes tóxicos, por otros menos nocivos (pinturas al agua); utilización de combustibles con menor contenido en azufre (carbones lavados) cuya combustión genera menos dióxido de azufre, sustituir el carbón por gas natural, que es menos contaminante.
- *Modificación o cambio de procesos o equipos industriales.* En la industria siderúrgica, la sustitución del mineral sin procesar por mineral peletizado que reduce la cantidad de polvo generado durante la manipulación del metal; sustitución de sistemas abiertos por sistemas cerrados; sustitución de sistemas de calefacción con combustible por sistemas de vapor, agua caliente o eléctricos; utilización de catalizadores en los tubos de escape (procesos de combustión), cambios en la fuente de energía sustituyendo los combustibles fósiles por energía solar o hidroeléctrica. La modificación de los procesos también puede facilitar y/o mejorar las condiciones para evitar la dispersión de

contaminantes. Los sistemas de depuración que concentran los contaminantes en pequeños volúmenes de aire ofrecen la ventaja de que su coste está íntimamente relacionado con la cantidad de residuos que deben recibir tratamiento, y la eficacia de algunos de estos equipos aumenta con la concentración de contaminantes en el efluente.

- *Mantenimiento.* Una conservación y una puesta a punto adecuada de los motores de combustión interna reduce la contaminación por monóxido de carbono e hidrocarburos. En general unas buenas prácticas de operación incluyen medidas de sentido común, tales como el cuidado y mantenimiento apropiado del equipo. Las fugas de los equipos pueden representar una fuente importante de emisión de compuestos. Un programa de inspección regular con dispositivos sencillos para la detección de fugas, junto con un rápido sistema de reparación y mantenimiento, puede reducir en gran medida esta fuente. Además de la reducción de emisiones, las buenas prácticas de cuidado y mantenimiento también disminuyen los gastos al evitar la pérdida de materiales costosos.

Las medidas preventivas a adoptar en el ámbito doméstico o municipal para la disminución de emisiones en origen se pueden abordar, modificando el comportamiento ciudadano en cuanto a la utilización de los vehículos (más transporte público, coches más pequeños, etc.) y controlando los sistemas de calefacción (mejor aislamiento térmico de los edificios para reducir el consumo de combustibles, combustibles de mejor calidad, etc.).

1.2. Prevención de la contaminación en fuentes móviles

La combustión originada por los vehículos automóviles es la fuente principal de las emisiones a la atmósfera de compuestos orgánicos volátiles (COV), óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono. Este tipo de contaminantes se puede reducir con sistemas de tratamiento como el uso de catalizadores, aunque éstos no actúan sobre las emisiones de CO₂, a las que también contribuyen en gran medida los automóviles, por lo que es muy importante la adopción de medidas preventivas para disminuir su producción.

Las medidas para controlar las emisiones de las fuentes móviles pasan por programas de inspección y mantenimiento obligatorios para los vehí-

culos, programas de instalación obligatoria de catalizadores en los nuevos coches fabricados, motores menos contaminantes y más eficientes (concentraciones de CO_2 por debajo de 140 g/km), sustitución de los vehículos con motor de combustión por vehículos accionados con energía solar o baterías, regulación del tráfico de carretera y modelos de planificación del transporte y del uso de suelo.

Se puede controlar la composición de la gasolina con plomo empleada como combustible, reduciendo el contenido en plomo o azufre, lo cual tendrá, a su vez, un efecto beneficioso, disminuyendo las emisiones de hidrocarburos (HC) de los vehículos. En España se ha prohibido la comercialización de gasolina con plomo salvo para vehículos antiguos y se ha limitado el contenido en azufre a 10 mg/kg (ppm) en gasóleos y gasolinas y el contenido en hidrocarburos aromáticos al 35% en las gasolinas. La reducción del contenido de azufre en el gasóleo para disminuir la emisión de partículas contaminantes tiene el efecto beneficioso de aumentar el potencial para el control catalítico de la emisión de estas partículas y de HC orgánicos.

Otra importante herramienta para reducir las emisiones por evaporación y reposición del combustible de los vehículos es controlando la volatilidad de la gasolina. De esta forma pueden reducirse considerablemente las emisiones de HC por evaporación. La adición de sustancias oxigenadas a la gasolina reduce el contenido de HC y CO en los gases de escape siempre que no aumente la volatilidad del combustible.

Otra opción es la sustitución de los combustibles actuales, por otros que generan menor cantidad de contaminantes como el etanol o el metanol y el biodiesel. No obstante en la actualidad son poco competitivos y no existe una buena distribución de los mismos, aunque se están implantando medidas para favorecer su utilización (incorporación de un 5,8% en gasóleos y gasolinas, etc.). Se denomina bioetanol al alcohol de origen vegetal que cumple las propiedades físico-químicas del etanol o alcohol etílico y biodiesel a los ésteres metílicos de los ácidos grasos (FAME), de origen vegetal o animal.

Para controlar las emisiones de los vehículos también se pueden utilizar las siguientes estrategias:

- Utilizar medios de transporte más eficientes.
- Aumentar el número medio de pasajeros por vehículo.

- Distribuir las sobrecargas de tráfico en horas punta,
- Reducir la demanda de desplazamiento.

Todas estas soluciones tecnológicas y políticas al problema de los vehículos motorizados, excepto la sustitución por coches menos contaminantes, se ven contrarrestadas cada vez más por el crecimiento del parque móvil, de manera que sólo abordando este último aspecto podrá resolverse el problema.

A continuación vamos a exponer algunas tecnologías para la reducción de la contaminación en los automóviles:

- *Tecnología Downsizing*

El objetivo es reducir la cilindrada (en litros) de un coche y optimizar su potencia (en caballos), consiguiendo que su consumo sea menor y por lo tanto emita menos contaminantes, manteniendo sus prestaciones gracias a la utilización de tecnologías, como por ejemplo, la incorporación de un turbo, inyección directa, etc. Actualmente, hay coches 1500 cc y 105 CV que consumen 4,5 litros a los 100 kilómetros, lo que equivale a una emisión de CO₂ de 120 g/km. En el consumo de carburante por un coche y, por lo tanto, el nivel de emisiones de CO₂ a la atmósfera, también interviene de forma importante el modo de conducción del usuario, su mantenimiento mecánico, etc.

- *Pila de combustible de hidrógeno*

La característica principal de una pila de combustible es que, a diferencia de una batería, no se agota ni es necesario recargarla. La pila de combustible, en una combustión fría, convierte la energía química en energía eléctrica útil. Las pilas están compuestas de dos electrodos separados por un electrolito generando electricidad siempre que se les provea de un combustible y oxígeno. Pueden utilizar cualquier combustible (los menos contaminantes son el etanol y el metanol) para obtener hidrógeno puro, aunque esta obtención implica continuar emitiendo CO₂ y consecuentemente contaminación. La opción mejor para la producción de hidrógeno y no contaminar (dentro de un vehículo o de forma externa), sería conseguir el hidrógeno a partir del empleo de energías renovables sin carbono, es decir, descomponer el hidrógeno utilizando en este proceso energías como la fotovoltaica, eólica, hidráulica o geotérmica.

- *Motores eléctricos híbridos*

Se han desarrollado motores eléctricos híbridos que son capaces de circular hasta 55 km con energía eléctrica acumulada en una batería de litio que puede ser recargada desde un simple enchufe. Además, para aumentar su autonomía poseen un pequeño motor turbodiesel que recarga la batería consiguiendo una autonomía de 715 km. La propulsión del vehículo generada por la electricidad no produce emisiones de gases contaminantes, aunque, en este caso, para poder conseguir una autonomía razonable, necesita del motor turbodiesel que sí contamina. Este coche produciría una contaminación por debajo de los 40 g/km de CO₂, muy por debajo de otros coches llamados ecológicos. Además esta tecnología permite insertar en el chasis del coche otros sistemas de propulsión como la pila de combustible, motores diesel o motores movidos por bioetanol.

Otros fabricantes han desarrollado un motor híbrido que utiliza unas baterías y, en este caso, gasolina para recargar estas baterías durante la marcha. En algunos modelos también se aprovecha la energía cinética del frenado para convertirla en eléctrica.

2. CONTROL DE FUENTES FIJAS

El tipo de tratamiento a aplicar va a depender de que la contaminación esté producida por gases o por partículas.

2.1. Tecnología de control de la contaminación gaseosa

Normalmente las concentraciones de compuestos en las mezclas de gas evacuadas son bajas, por lo que las tecnologías a aplicar deben eliminarlos a estas bajas concentraciones o concentrarlos en otra fase para su eliminación.

La eliminación de los contaminantes se puede llevar a cabo mediante los siguientes métodos:

- *Absorción*: el gas se retiene en un líquido. Puede realizar por disolución y/o por una reacción química.
- *Adsorción*: el gas se retiene sobre un sólido por fenómenos superficiales o químicos.

- *Incineración*: se consigue la combustión del gas mediante altas temperaturas aplicadas durante un tiempo suficiente.
- *Condensación*: los contaminantes cambian de estado gaseoso a estado líquido, normalmente por enfriamiento.

Debido a la importancia que tienen en la contaminación atmosférica los óxidos de azufre y los óxidos de nitrógeno, se va tratar su eliminación en un apartado específico.

2.1.1. *Absorción*

Consiste en poner un gas contaminado en contacto con un líquido, y recibe comúnmente el nombre de lavado de gases.

Los gases a eliminar son mezclas de componentes gaseosos, con una solubilidad diferente en una fase líquida determinada, aunque la mayor parte es el gas portador que es prácticamente insoluble.

El gradiente de concentración en las interfases entre el líquido y el gas, hace de fuerza impulsora para la eliminación del contaminante. Para favorecer el proceso hay que aumentar la superficie de contacto de las interfases, los tiempos de contacto, la turbulencia y los coeficientes de difusión de las sustancias.

Por todo ello las unidades de absorción se diseñan para tener grandes superficies del líquido con una caída mínima de presión del gas.

También son muy importantes las condiciones de presión y temperatura. La solubilidad del gas aumenta al incrementar la presión y disminuye al aumentar la temperatura. Utilizando temperaturas altas y/o presiones bajas, la solubilidad del gas en un disolvente selectivo se reduce mucho y el gas se incorpora más difícilmente a la disolución.

Los sistemas más utilizados son los siguientes:

- *Torres de pulverización*.

Consisten en uno o varios niveles de aspersores colocados desde la parte superior a la inferior de la torre, que introducen el líquido en forma de pequeñas gotas que a contracorriente del gas, producen la absorción del mismo (Figura 8.1). En la parte superior llevan un dis-

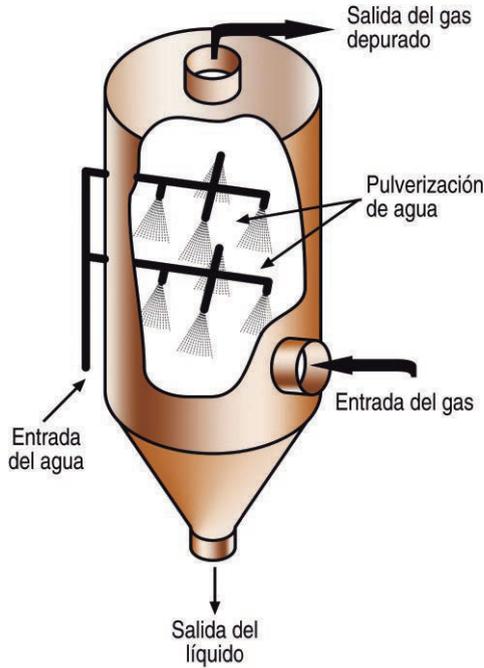


Figura 8.1. Torre de pulverización.

positivo antiniebla para eliminar las gotas arrastradas por el gas. Las gotas deben de tener un tamaño mínimo (500 a 1000 μm) para que puedan sedimentar en la corriente gaseosa que a su vez puede ser muy fuerte (0,3-1,2 m/s).

Tienen una eficacia limitada ya que las gotas tienden a aglomerarse a medida que avanzan por la torre, por lo que sólo son eficientes cuando el gas tiene una alta solubilidad en el líquido o cuando no se requiere una eliminación grande. Por otra parte son sistemas sencillos y económicos, permiten tratar caudales elevados y también eliminan partículas. Consiguen eficacias de eliminación entre el 59 y el 90% y unas pérdidas de carga de 1,3 a 7,6 cm de agua.

- *Lavadores Venturi.*

En estos sistemas se acelera la velocidad de la corriente del gas al hacerlo pasar por un estrechamiento (efecto Venturi), se introduce a presión el líquido en el mismo punto y parte de la energía del movi-

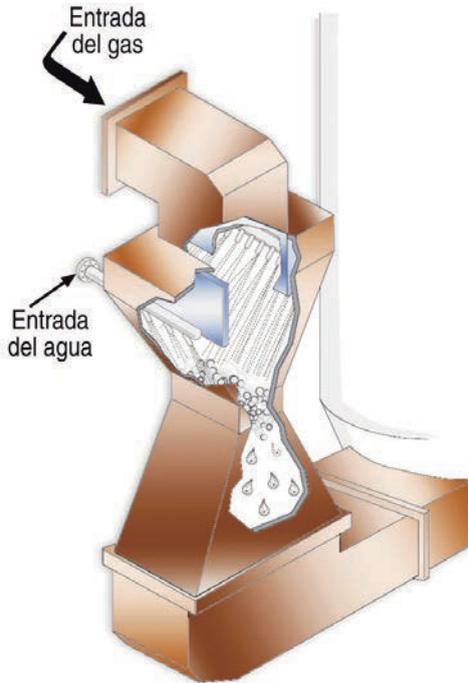


Figura 8.2. Lavador Venturi.

miento del gas produce la atomización del líquido, lo cual favorece la absorción de los contaminantes (Figura 8.2). La velocidad del gas en el estrechamiento oscila entre 30 y 250 m/s. Las gotas del líquido que absorben los contaminantes se tienen que recoger después del estrechamiento, normalmente mediante separadores ciclónicos, los cuales también llevan incorporados dispositivos antiniebla. El tiempo de contacto entre el gas y el líquido es corto, por lo que tienen una eficacia de eliminación limitada y hace que se utilicen para tratar bajos caudales de gases. También presentan la ventaja de poder eliminar simultáneamente partículas. Las eficacias de eliminación que se consiguen oscilan entre el 30 y el 60% con grandes pérdidas de carga normalmente entre 15 y 250 cm.

- *Torres de platos.*

La torre está dividida en platos o bandejas perforados, en la cual el líquido va descendiendo por rebose (Figura 8.3). El gas circula a con-

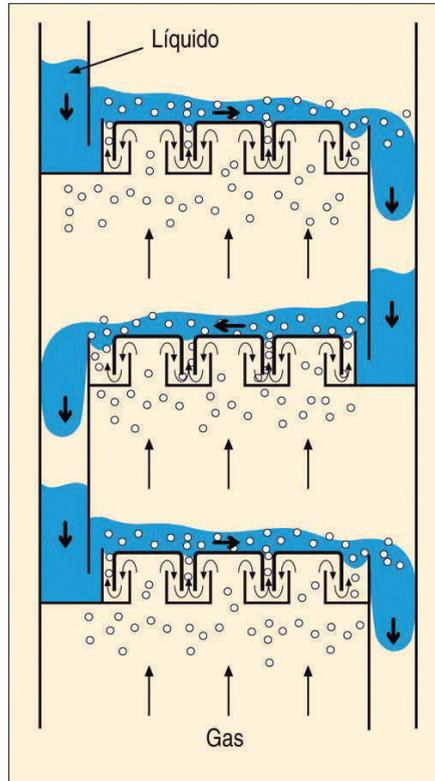


Figura 8.3. Torre de platos.

tracorriente burbujeando a través del líquido por los orificios perforados. El procedimiento de diseño es similar a las torres de relleno. El contacto gas-líquido será mejor cuanto más pequeñas sean las burbujas de gas. No se pueden utilizar de forma apropiada para la eliminación de partículas. Son caras y difíciles de operar por lo que tienen poca aplicación.

- *Torres de relleno.*

Las torres están rellenas de un material inerte y el líquido se introduce por la parte superior formando una película sobre los elementos de relleno para lograr una gran superficie de contacto (Figura 8.4). El gas se introduce por la parte inferior a contracorriente. Esto proporciona un tiempo de contacto alto que favorece que el gas se disuelva en el líquido. El material de relleno puede ser de distintos materiales

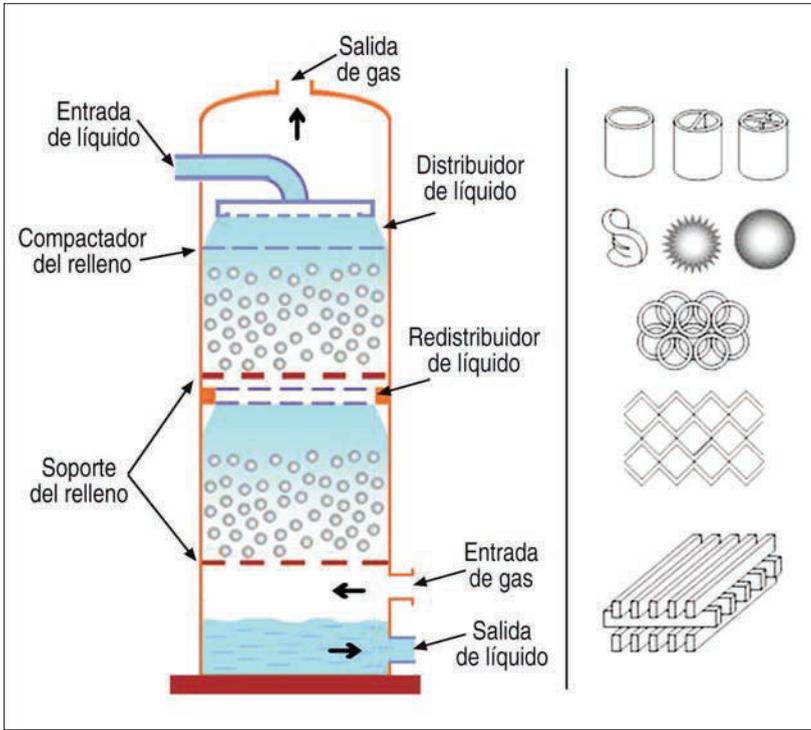


Figura 8.4. Torre de relleno y tipos de soportes.

inertes (cerámica, vidrio, plástico) y con gran cantidad de formas geométricas para aumentar la superficie de contacto sin producir unas pérdidas de carga elevadas. Son utilizados principalmente para gases ya que tienen una gran eficacia, pero presentan el inconveniente de que no pueden contener partículas ya que provocarían problemas de atascamientos. Otro problema que presentan es la formación de caminos preferenciales en el flujo, que son más frecuentes en rellenos ordenados que en los dispuestos al azar. La tasa de eliminación es alta, del 99% y con unas pérdidas de carga de 2 a 8,5 cm por metro de columna.

2.1.2. Adsorción

Es un proceso de retención selectiva de sustancias desde la fase gaseosa o la fase líquida a la superficie de un sólido. El sólido se denomina adsorbente y la sustancia a eliminar de la corriente se denomina adsorbato.

Se puede producir una adsorción de tipo físico entre el adsorbente y el adsorbato por fuerzas intermoleculares denominadas fuerzas dispersivas de London (fuerzas de tipo Van der Waals). Es un proceso exotérmico ya que se libera la energía cinética que llevaba el adsorbato. Este tipo de fuerzas son más intensas si las moléculas del adsorbente y el adsorbato tienen la misma polaridad. El proceso es reversible y se puede recuperar la sustancia y regenerar el adsorbente, aumentando la temperatura, sin modificar su composición química (desorción).

Si se produce una adsorción de tipo químico, la molécula del contaminante se une a la superficie del adsorbente mediante un enlace químico. La unión libera mucha más energía y es mucho más fuerte que en el caso anterior, siendo normalmente irreversible.

Para que se produzca la adsorción se debe de poner en contacto el sólido con el gas o líquido, por lo que cuanto mayor sea la superficie de contacto mayor es el proceso de adsorción. Por ello se emplean sustancias muy porosas, con una elevada relación superficie/ peso. Un ejemplo muy común es el carbón vegetal, en el que se han logrado superficies específicas de 10^5 a 10^6 m²/kg.

Normalmente las sustancias polares se retienen en adsorbentes polares, mientras que las apolares se adsorben en adsorbentes del mismo tipo. Debido a que gran parte de los gases emitidos contienen agua, que es polar, este tipo de adsorbentes son poco efectivos en la depuración de gases.

A continuación vamos a describir los materiales adsorbentes más comunes:

- Carbón activado: se obtiene a partir de subproductos del petróleo, cáscara de coco, huesos de frutas o madera, primero mediante pirólisis y posteriormente se activa mediante aire caliente ó vapor. Tienen una gran superficie de adsorción (Figura 8.5), normalmente entre 600 y 1600 m²/g, pudiendo alcanzar hasta los 3000 m²/g. Se utiliza habitualmente para la retención de sustancias orgánicas.
- Silica gel: se obtiene a partir de silicato de sodio tratado con ácido sulfúrico. Se usa para eliminar la humedad del aire, pero su uso está limitado a temperaturas inferiores a los 250 °C. La superficie de adsorción varía entre 300 y 900 m²/g.

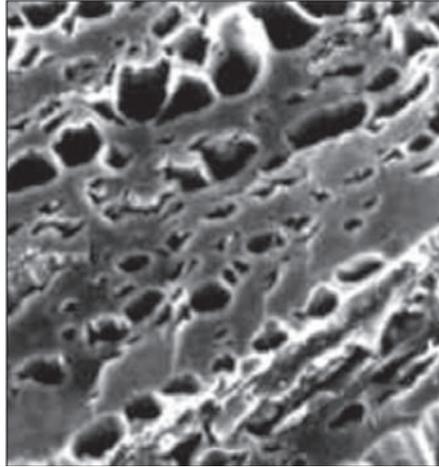


Figura 8.5. Estructura del carbón activado.

- Alúmina activada: es un óxido de aluminio que se activa por calentamiento entre 175 y 325 °C. Se utiliza también para eliminar agua y otros compuestos polares. La superficie de adsorción oscila entre los 200 y 400 m²/g.
- Zeolitas: son silicatos de aluminio cristalinos, con los que se consiguen tamaños de poro muy pequeños y regulares. Variando la composición de las disoluciones y las condiciones operatorias para su formación, es posible sintetizar zeolitas de diferentes estructuras o la misma zeolita con diferentes composiciones químicas, pudiendo separar selectivamente las moléculas gaseosas en función de su tamaño o por su composición. Se les denomina tamices moleculares. La superficie de adsorción oscila entre los 600 y 700 m²/g. Se aplican bastante a los gases de escape de las plantas de fabricación de ácido sulfúrico o nítrico.

Los factores para controlar la capacidad de un proceso de adsorción son: temperatura (al aumentar disminuye la capacidad), presión (al aumentar aumenta la capacidad), velocidad del gas (al disminuir aumenta la capacidad) y el contenido en partículas sólidas (reducen la eficacia de la adsorción).

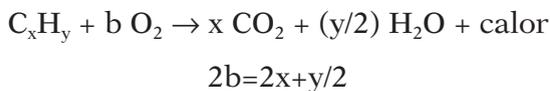
Los tipos de sistemas de adsorción más comúnmente utilizados son los de lecho fijo y los de lecho fluidificado.

- *Lecho fijo*: se hace pasar la corriente del gas a través de un lecho con el material adsorbente. Normalmente el gas se pasa antes por un sistema de filtración para eliminar las partículas, ya que éstas disminuyen mucho el rendimiento de eliminación. Cuando el lecho se satura hay que regenerar el adsorbente, pudiéndose realizar mediante los siguientes procedimientos: aumentando la temperatura, disminuyendo la presión, utilizando un gas inerte y con vapor de agua.
- *Lecho fluidificado*: el gas pasa a través del adsorbente que se mantiene en suspensión por el propio flujo del gas o por otros mecanismos. Parte del adsorbente se extrae, se regenera y se vuelve a introducir en el sistema.

2.1.3. Incineración

En este proceso se suministra calor al material combustible hasta que alcanza su punto de ignición, para que se produzca la oxidación de los compuestos reducidos del carbono con la subsiguiente liberación de energía. Es una reacción exotérmica en la que interviene el combustible (compuestos orgánicos o monóxido de carbono) en presencia de un oxidante (oxígeno) y obteniéndose productos orgánicos oxidados, CO₂ y H₂O.

La reacción química que teóricamente ocurre, suponiendo que el combustible es un hidrocarburo es la siguiente:



Por cada mol de fuel, aparecen $(x+y/2)$ moles de productos y se genera calor que se utiliza en calentar estos productos.

Para asegurarnos que todo el combustible es oxidado normalmente a la reacción se le suministra un exceso de aire. Para ello debemos tener en cuenta la composición normal del aire: 21% de O₂ y 79% de N₂.

La combustión incompleta del combustible puede dar lugar a la aparición de hidrocarburos no quemados y a la aparición de monóxido de carbono. Además cuando las temperaturas alcanzadas son demasiado eleva-

das, se forman óxidos de nitrógeno a partir del oxígeno y el nitrógeno del aire.

Los factores principales que afectan a la combustión son los siguientes:

- **Temperatura:** la velocidad a la que los materiales combustibles son oxidados depende fuertemente de la temperatura. Un aumento de la temperatura produce un aumento de la velocidad de oxidación. Se debe de alcanzar por lo menos la temperatura de ignición de las sustancias que queremos eliminar. Empleando catalizadores podemos disminuir la temperatura necesaria, con el consiguiente ahorro de combustible.
- **Tiempo de retención:** además de alcanzar la temperatura apropiada se debe de mantener un tiempo mínimo a esa temperatura para que las sustancias se eliminen de forma completa. El tiempo de retención depende de la geometría del incinerador, de la velocidad de flujo del gas y de la temperatura.
- **Turbulencia:** debe producirse una buena mezcla entre el oxígeno y el gas, para poder oxidarlo completamente. Además la mezcla tiene que alcanzar la temperatura de ignición.
- **Oxígeno:** la combustión necesita oxígeno, por lo que hay que realizar un suministro continuo del mismo, como mínimo el que corresponde a la relación estequiométrica.

Los tipos de incineradores que se utilizan normalmente son los siguientes:

a. Incineración por llama directa

Los gases residuales se queman directamente en una combustión, con o sin aporte de combustible adicional. Se usa cuando la cantidad de gases combustibles en los gases residuales es importante. Es necesario conocer los límites explosivos y la inflamabilidad de los gases. Presenta el problema de las altas temperaturas (unos 1.300 °C) que se alcanzan, que puede originar la formación de óxidos de nitrógeno. Se utilizan mucho las antorchas de incineración por llama directa en industrias petroquímicas (Figura 8.6).

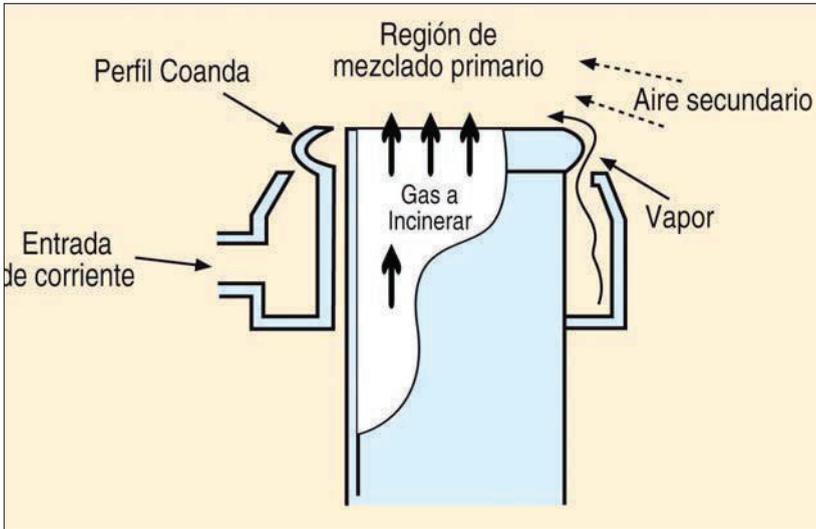


Figura 8.6. Esquema del funcionamiento de la antorcha.

b. Incineración térmica

Se usa cuando la concentración de gases combustibles en los gases residuales es baja. Los gases residuales se precalientan en un intercambiador de calor y se llevan a la cámara de combustión donde con aporte de combustible adicional y oxígeno se queman por completo (Figura 8.7). Las temperaturas que se utilizan oscilan entre los 550 y 800 °C, que minimiza la formación de óxidos de nitrógeno. Los hidrocarburos se oxidan entre los 510 y 760 °C y el CO entre 680 y 790 °C.

c. Incineración catalítica

Los gases pasan por un lecho catalítico que provoca la aceleración de la tasa de oxidación. Los tiempos de residencia son menores que en el caso de los incineradores térmicos y las eficacias muy elevadas trabajando a temperaturas muy bajas, del orden de 225 a 340 °C, aunque las mayores tasas de eficacia se alcanzan a temperaturas algo más elevadas entre 415 y 550 °C. El metano responde mal a este sistema, necesitando temperaturas de 600 °C. Se utiliza esta técnica para la eliminación de compuestos que contienen nitrógeno y azufre, fenol o formaldehído. Como catalizadores se

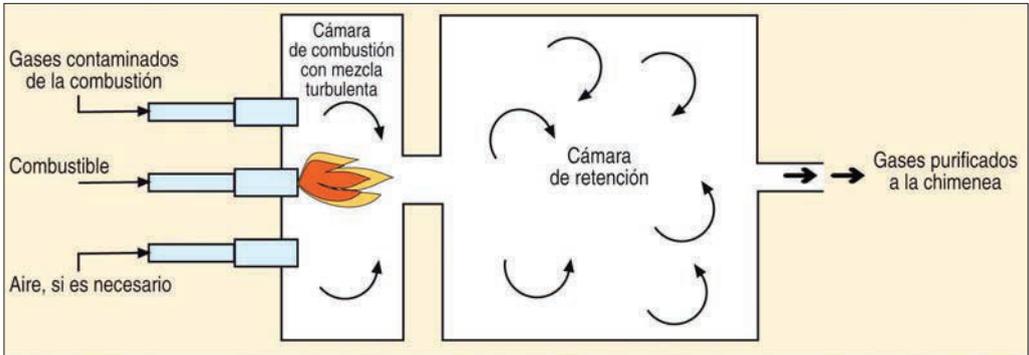


Figura 8.7. Esquema del funcionamiento del incinerador térmico simple.

suelen emplear metales como platino, paladio, níquel, cromo sobre un soporte de alúmina. Se debe de tener en cuenta la presencia en los gases residuales de elementos que envenenan el catalizador como el hierro, plomo, arsénico, mercurio, silicio, etc.

2.1.4. Condensación

En esta técnica los gases a eliminar se enfrían lo necesario para que pasen a estado líquido. Se suele utilizar para la eliminación de compuestos orgánicos volátiles.

Los equipos de condensación se pueden clasificar de la siguiente forma:

- **Indirectos:** el gas circula alrededor de unos tubos que contienen el refrigerante, se condensa sobre los mismos y se elimina como un líquido.
- **Directos:** el gas condensa por contacto directo con un líquido frío en forma de pequeñas gotas que circula en contracorriente.

Los líquidos refrigerantes más utilizados son el agua y el amoniaco.

Presentan la ventaja de poder recuperar el contaminante y una pequeña necesidad de espacio. Sin embargo, no se suelen utilizar como dispositivo de control de la contaminación atmosférica ya que no alcanzan los límites de reducción exigidos por la legislación. Generalmente, se emplean como

proceso intermedio para la recuperación de algún compuesto con valor económico.

2.1.5. Eliminación de óxidos de azufre

Los óxidos de azufre son unos de los contaminantes que se emiten en mayores cantidades a la atmósfera y se generan principalmente en los procesos en los que se utilizan combustibles fósiles. El azufre es un componente del petróleo y del carbón, en una proporción que varía entre el 0,1 y el 5%.

Una de las alternativas para disminuir sus emisiones es la utilización de combustibles con bajo contenido en azufre, como el gas natural, o la eliminación previa del azufre de los combustibles utilizados. En caso del carbón, del 30 al 40% del azufre está en forma de pirita y se puede eliminar mediante métodos físicoquímicos, métodos que son económicamente viables, mientras que en el caso de que el azufre forme parte de compuestos de naturaleza orgánica sería necesario recurrir a la hidrogenación catalítica, que conlleva costes elevados.

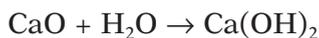
Al ser compuestos de carácter ácido, los métodos para su eliminación se basan en el uso de compuestos alcalinos. Fundamentalmente se utilizan procesos húmedos o secos:

a. Procesos húmedos

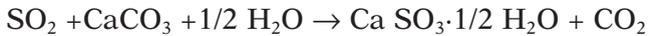
Se hace pasar los gases a contracorriente de una solución finamente dividida del absorbente.

- Desulfuración con cal o caliza: se prepara una disolución acuosa o lechada, y reacciona la cal o la caliza generando unas cantidades elevadas de residuos que contienen sulfito y sulfato cálcicos. Las reacciones que tienen lugar son las siguientes:

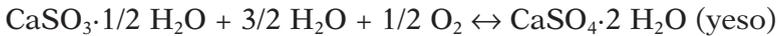
Cal:



Caliza:



Si existe una cantidad suficiente de oxígeno, el sulfito se oxida a sulfato:



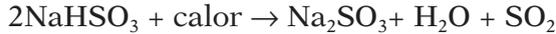
Se consiguen eficacias de eliminación del 60 al 90%, pero hay que tener en cuenta los problemas de formación de costras y corrosión de las torres.

Para solventar estos problemas, se puede emplear caliza húmeda modificada con sulfato de magnesio, que tiene una mayor capacidad absorbente del SO_2 y que reduce formación de la costra en el depurador ya que es más soluble. Posteriormente en un tanque anejo se regenera el MgSO_3 en presencia de carbonato cálcico.

- Desulfuración con óxido de magnesio: es un procedimiento similar al de la lechada de cal, sólo que con óxido de magnesio en vez de óxido de calcio. Presenta la importante ventaja que el sulfito o sulfato de magnesio se pueden calcinar fácilmente. En el proceso de calcinación se regenera el óxido de magnesio y el dióxido de azufre que se puede emplear para otros propósitos (por ejemplo fabricar ácido sulfúrico). Produce muy pocos residuos pero el proceso de regeneración requiere energía.
- Desulfuración con lejías de sosa: se puede utilizar una disolución de hidróxido sódico o de carbonato sódico para absorber SO_2 , obteniéndose dos sulfatos solubles, que se pueden recoger en balsas de evaporación.
- Desulfuración con amoníaco. Los óxidos de azufre de absorben dando sulfato amónico. La utilización de amoníaco produce gran cantidad de vapores pero su producto tiene mejor salida para su uso como fertilizante.
- Desulfuración con sulfito de sodio (Na_2SO_3), la reacción que tiene lugar es:

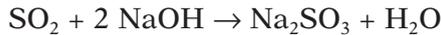


Posteriormente el bisulfito se regenera en un cristalizador evaporador, produciéndose a la vez, dióxido de azufre concentrado (90%), vapor de agua y sulfito sódico:

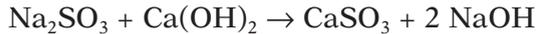


Este método no plantea problema de incrustaciones, pues los productos obtenidos son muy solubles. El mayor problema es que el reactivo debe de ser muy puro por lo que se suele emplear en pequeñas calderas industriales. El SO_2 concentrado se puede reducir a azufre u oxidar a ácido sulfúrico.

- Desulfuración con doble álcali: en este caso se hace un primer tratamiento con sosa cáustica (NaOH) que conduce a la formación de sulfito de sodio.

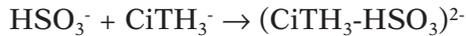
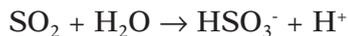


Posteriormente el producto se mezcla con lechada de cal para conseguir precipitar el sulfito de calcio y regenerar la sosa.



Presenta altos rendimientos y poca formación de costras.

- Desulfuración con citrato: se emplea citrato sódico que forma bisulfito sódico y ácido cítrico.



El proceso de eliminación es muy eficiente (del 80 al 90%) y en su regeneración produce azufre elemental de alta pureza tratándolo con ácido sulfhídrico. No se forman sólidos en el tanque de absorción. Es un proceso con unos costes relativamente bajos

b. Procesos secos

El absorbente se utiliza en seco mediante la atomización en partículas finas en contracorriente a la solución del gas a tratar o mediante un reactor de lecho fluidizado. Se pueden utilizar caliza, dolomita o cal y las reacciones que se producen son las mismas que para los procesos húmedos descritos. Los productos residuales resultantes tienen que eliminarse mediante sistemas de eliminación de partículas (filtros, precipitadores electrostáticos). Las eficacias de eliminación son menores que en los procesos anteriores aunque se mejoran con los reactores de lecho fluidificado (90%).

2.1.6. Eliminación de óxidos de nitrógeno

Los óxidos de nitrógeno se originan por el consumo de combustibles, aproximadamente la mitad se generan en fuentes fijas y la otra mitad en fuentes móviles.

Una de las formas de evitar su formación es la de controlar la combustión, ya que estos compuestos se pueden formar con el nitrógeno y el oxígeno atmosférico a altas temperaturas. Aunque la forma mayoritaria en la atmósfera es la del NO_2 , en los gases de los procesos de combustión aparece bajo la forma de NO , el cual es termodinámicamente inestable y se transforma rápidamente.

El tipo de combustible puede alterar de forma significativa la tasa de emisión, ya que algunos pueden contener nitrógeno (piridina, quinolina) siendo el gas natural, ya que prácticamente no contiene, el que menos emite y el carbón el que más.

Las medidas que podemos adoptar para la reducción de los óxidos de nitrógeno se pueden resumir en:

- Disminución de la temperatura de precalentamiento del aire: eleva el gasto energético pero reduce la formación de NO_x ya que no se forman a baja temperatura.
- Bajo nivel de exceso de oxígeno: normalmente los quemadores funcionan con un exceso de oxígeno para asegurarnos una buena combustión y evitar el CO y COV sin quemar. Hay que buscar un compromiso entre la producción de NO_x y CO .

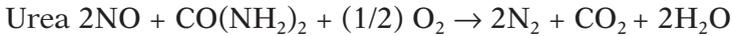
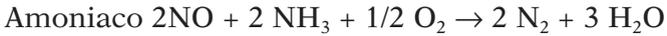
- Recirculación de los gases de salida: una forma de disminuir la temperatura y el contenido de oxígeno es hacer que una parte de los gases de salida se inyecte de nuevo en la zona de combustión. Aumenta el coste de la combustión.
- Combustión en etapas. Se puede hacer de dos formas: separando la aportación de aire o separando la aportación de combustible.
 - Si separamos la aportación del aire, se reduce la cantidad de oxígeno presente en la zona primaria de combustión, disminuyendo la cantidad de NO_x que se forma a la vez que se aumenta la cantidad de elementos reductores. Se aporta aire en una zona separada para completar la combustión. En esta zona la temperatura ha descendido lo suficiente para que no se formen los NO_x .
 - Si se separa la aportación de combustible, lo que se intenta es eliminar el NO_x que se forma en la llama principal mediante recombinación con radicales de hidrocarburos en la llama secundaria para producir N_2 y CO_2 . Se emplea en calderas que necesitan altas temperaturas en la zona principal.

La reducción de los NO_x en los gases de salida se puede abordar de varias formas: reducción selectiva y absorción.

a. Reducción selectiva

Se eliminan los óxidos de nitrógeno de los gases de salida mediante reacciones químicas con sustancias reductoras para obtener N_2 y vapor de agua. La diferencia esencial radica en el uso o no de un catalizador. Aquellos sistemas que emplean catalizadores tienen una temperatura de trabajo más baja que los que no utilizan catalizadores. Sin embargo tienen un precio mayor. Se denomina selectiva por que los reactivos actúan sobre los NO_x y no con el oxígeno. Es el proceso de eliminación más empleado.

- Sin catalizador: se añade urea o amoníaco que reaccionan con diversos compuestos de los gases de salida. Controlando la temperatura (entre 800 y 850 °C con amoníaco y de 500 a 900 °C para la urea) y el contenido de oxígeno se favorece la reacción con NO_x . Las reacciones que tienen lugar son:



Como resultado de estas reacciones aparece también como subproducto el óxido nitroso (N_2O), que es un gas de efecto invernadero y ataca la capa de ozono. Los rendimientos obtenidos oscilan entre el 30 y el 80%.

- Con catalizador: se emplean los mismos reductores. La elección del catalizador depende de la temperatura del gas y de sustancias que puedan envenenar los catalizadores. Se obtienen rendimientos de eliminación superiores al 90%. Los catalizadores utilizados son:
 - Metales nobles: platino o paladio sobre partículas de alúmina. Operan a bajas temperaturas (200-300 °C) pero se ven afectados por el SO_2 y las partículas.
 - Óxidos metálicos: óxidos de vanadio, titanio, volframio y molibdeno. Operan a temperaturas entre 350-400 °C y sobre todo el V_2O_5 resiste a los compuestos de azufre.
 - Zeolitas: trabajan a temperaturas entre 400 y 500 °C, pero necesitan mayor proporción de reductor.

b. Absorción

El más empleado es la absorción con disoluciones acuosas alcalinas, hidróxido de sodio o de magnesio, previa oxidación del NO a NO_2 con un oxidante fuerte como el ozono o el dióxido de cloro. La absorción óptima se da cuando la relación molar de NO/NO_2 es de 1:1. La ventaja de este método es que permite la eliminación simultánea de óxidos de azufre.

2.2. Tecnología de control de la contaminación por partículas

Los mecanismos para la eliminación de partículas se basan en un conjunto de fenómenos físicos que permiten la separación de las mismas de una corriente gaseosa. Dichos mecanismos van a estar condicionados por varios factores como las propiedades físicas de las partículas (tamaño, for-

ma, densidad, etc.), de la naturaleza química de las partículas y de la fase gaseosa, el caudal de gas a tratar, la temperatura, etc. El tamaño es una de las propiedades más importantes, ya que cuanto más pequeñas son, más difícil es su separación.

Hay seis *mecanismos* básicos para la separación (Figura 8.8):

- *Sedimentación por gravedad*: se basa en la fuerza de atracción del campo gravitatorio terrestre que provoca la sedimentación de las partículas grandes en las condiciones apropiadas.
- *Impacto centrífugo*: la fuerza centrífuga originada por un movimiento circular, provoca que las partículas choquen contra las paredes y se puedan separar.
- *Impacto por inercia*: si se coloca un obstáculo en el flujo del gas, y las partículas más pequeñas y el gas lo rodean y continúan su recorrido pero las partículas más grandes impactan y se separan del gas.
- *Intercepción directa*: al colocar un obstáculo, las partículas más pequeñas tienden a rodearlo pero pueden hacer contacto con su superficie al converger las líneas de flujo frenándose y pudiéndose separar del gas.
- *Difusión*: las partículas pequeñas (inferiores a 1-2 μm) no siguen las líneas de flujo alrededor del obstáculo, estando influenciadas por el movimiento browniano, vibrando de tal modo que llegan a entrar en contacto con el interceptor.
- *Fenómenos electrostáticos*: las partículas se cargan mediante la aplicación de un campo eléctrico y posteriormente migran hacia una superficie de captación de carga opuesta. Requieren campos eléctricos muy intensos.

La mayoría de los dispositivos que se utilizan para el control de las partículas son de tipo mecánico. Estos dispositivos utilizan los mecanismos de separación anteriormente descritos para la recolección de partículas. Presentan una serie de ventajas como son los bajos costos de inversión y mantenimiento, la capacidad de operar en ambientes severos y bajos requisitos de mantenimiento debido a la ausencia de partes móviles. Por contra presentan desventajas, como las bajas eficacias de eliminación para las partículas pequeñas, aunque algunos equipos pueden alcanzar eficacias altas pero con costes de operación elevados asociados con grandes caídas de presión.

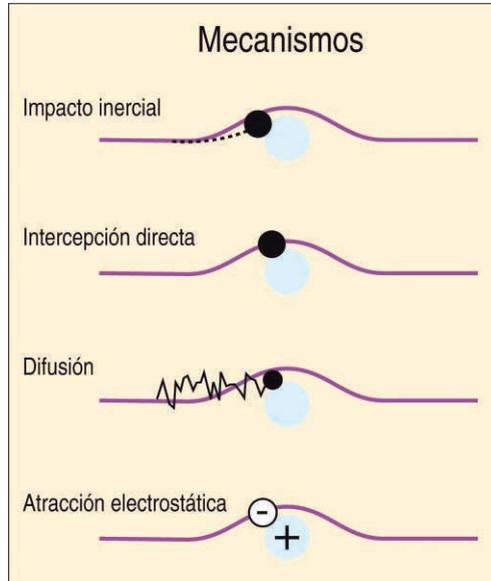


Figura 8.8. Mecanismos de separación partículas.

Los tipos principales de equipos para el control de partículas son los siguientes: cámaras de sedimentación por gravedad, cámaras de inercia, separadores centrífugos (cyclones), filtros, precipitadores electrostáticos, colectores húmedos.

En la siguiente figura (Figura 8.9) se recogen los tipos de equipos en función del tamaño de la partícula a eliminar.

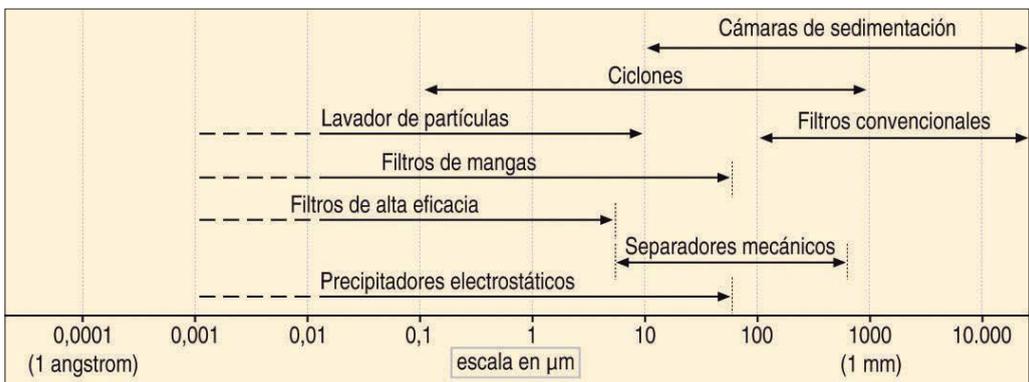


Figura 8.9. Tipos de depuradores y tamaño de partículas.

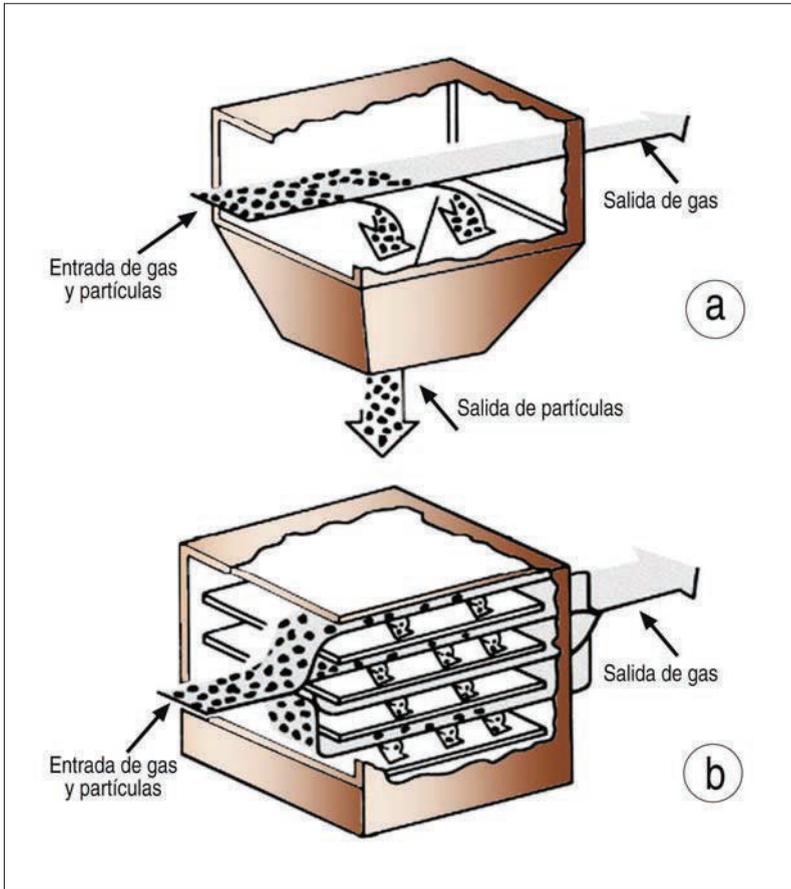


Figura 8.10. Cámaras de sedimentación. a) Simple b) De placas.

2.2.1. Cámaras de sedimentación por gravedad

Son cámaras de gran tamaño en las que al aumentar la sección del flujo de aire, disminuye su velocidad y las partículas más grandes sedimentan por acción de la fuerza de la gravedad (Figura 8.10). Se utilizan para la eliminación de partículas superiores a $50 \mu\text{m}$ y con velocidades del gas inferiores a 30 cm/s . La relación entre la longitud de la cámara (L) y su altura (H) debe ser tal que dé tiempo suficiente a la partícula a sedimentar y va a ser función de la velocidad de sedimentación (depende del tamaño) y de la velocidad de flujo del gas.

$$T = \frac{H}{V_{sed}} = \frac{L}{V_{gas}}$$

Los problemas que presentan son: su gran volumen, eficacias de eliminación bajas y que disminuyen con el diámetro de las partículas. Por otra parte son sistemas baratos y sencillos de mantener. Pueden ser útiles como sistema de apoyo en procesos que emitan gran cantidad de partículas para sedimentar las partículas más grandes.

Se puede mejorar el sistema mediante la introducción de placas horizontales (Figura 8.10). No se usan mucho ya que son más costosas y de difícil limpieza.

2.2.2. Cámaras de inercia

En este sistema se colocan unas pantallas que desvían la trayectoria de los gases y las partículas chocan contra las mismas y se recogen en la parte inferior (Figura 8.11). El tamaño de las partículas que es capaz de separar este tipo de equipo son aquellas mayores de 20 μm .

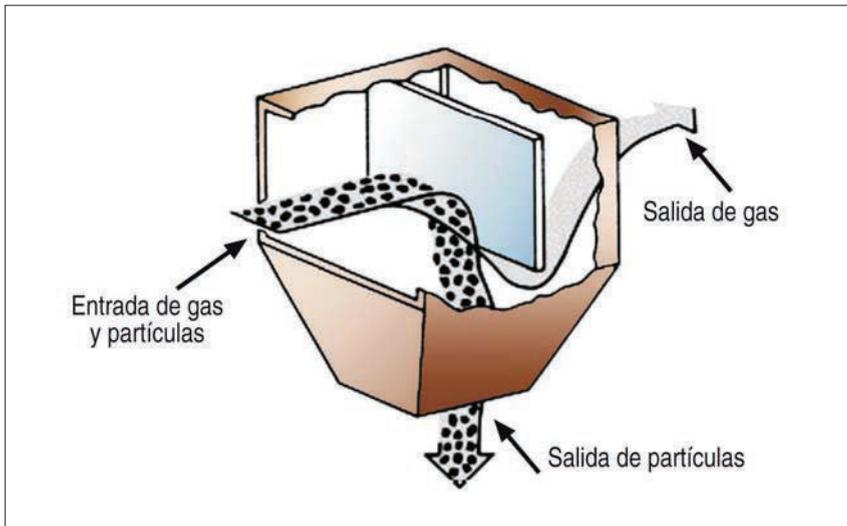


Figura 8.11. Cámara de inercia.

2.2.3. Ciclones

El ciclón es básicamente una cámara de sedimentación en que la fuerza de la gravedad se sustituye por la fuerza centrífuga generada por el giro de la corriente del gas (Figura 8.12).

El ciclón consta de un cilindro vertical de fondo cónico. La mezcla de gas y partículas sólidas entra tangencialmente por la parte superior. La penetración de la mezcla le imparte un movimiento giratorio, y el remolino que se desarrolla produce la fuerza centrífuga que arrastra a las partículas hacia la pared de forma radial.

Al entrar, el aire fluye hacia abajo en una espiral o vórtice adyacente a la pared. Cuando el aire se aproxima al fondo cónico, vuelve a subir en una pequeña espiral en el centro del cono y del cilindro. Por consiguiente, se forma un vórtice doble. Las espirales descendente y ascendente giran en el mismo sentido.

Finalmente, las partículas son arrastradas hacia la pared y caen al fondo, saliendo por la parte inferior del cono.

Las fuerzas que arrastran a las partículas hacia fuera son varias veces superiores a la fuerza de gravedad, por lo que los ciclones permiten separaciones mucho más efectivas que las cámaras de sedimentación por gravedad y tamaños de partículas más pequeños. La fuerza centrífuga en un ciclón va desde unas 5 veces la fuerza de gravedad en unidades grandes de baja velocidad, hasta 2500 veces en unidades pequeñas (diámetro inferior a 25 cm) de alta eficacia. Los ciclones son adecuados para separar partículas con diámetros mayores de 5 μm , aunque se pueden separar partículas mucho más pequeñas, en ciertos casos.

Los ciclones de alta eficacia son ciclones de pequeño diámetro que tienen pequeños radios de curvatura, por lo que producen mayores aceleraciones radiales para una misma velocidad tangencial. Esto unido a la menor distancia radial que las partículas deben recorrer hasta alcanzar la pared del ciclón hace que éstos sean mucho más eficientes para separar partículas pequeñas que los ciclones mayores.

Por el contrario, ciclones de pequeño tamaño sólo son aptos para el tratamiento de pequeñas cantidades de aire (15 y 300 m^3/min). Una solución a este problema se consigue con los multiciclones, que son un conjunto de

pequeños ciclones situados en paralelo con lo que, sin disminuir el rendimiento y el poder de separación, se pueden tratar caudales de aire mucho mayores.

Los ciclones constituyen uno de los medios menos costosos de separación de partículas, tanto desde el punto de vista de operación como de la inversión. Estos son básicamente construcciones simples, lo cual facilita las operaciones de mantenimiento, pueden ser hechos de una amplia gama materiales y pueden ser diseñados para altas temperaturas (que ascienden incluso a 1000 °C) y presiones de operación.

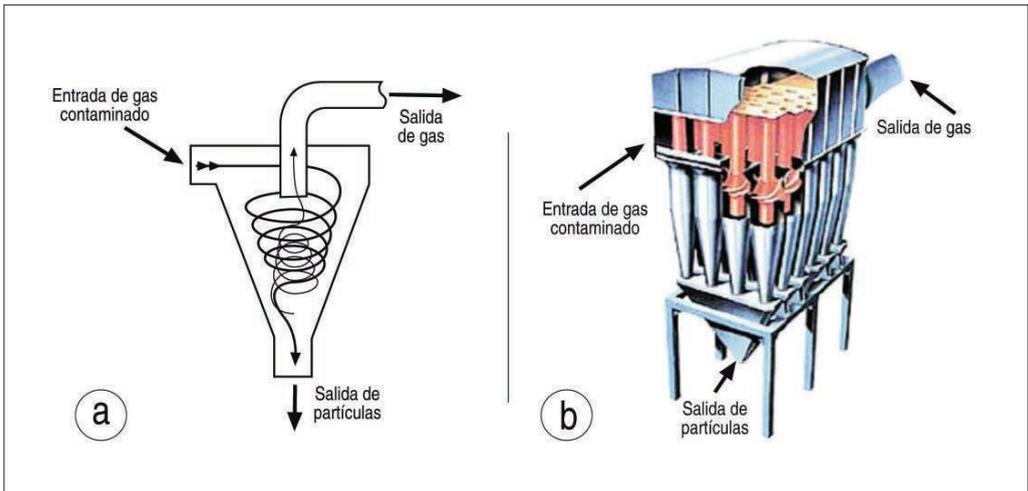


Figura 8.12. a) Esquema ciclón. b) Multiciclón.

2.2.4. Filtros

Están formados por materiales porosos con una estructura granular o fibrosa por donde circula el aire y las partículas que son retenidas por las fibras del tejido mediante diversos mecanismos dependiendo del tamaño de la partícula; como son el impacto por inercia, la intercepción directa y la difusión. Las partículas mayores de 1 μm se eliminan por los dos primeros mecanismos y las menores por difusión.

Los materiales que se empleen (poliéster, poliamida, nylon, fibra de vidrio) deben de ser compatibles con el tipo de gas/partícula a tratar. Uno de

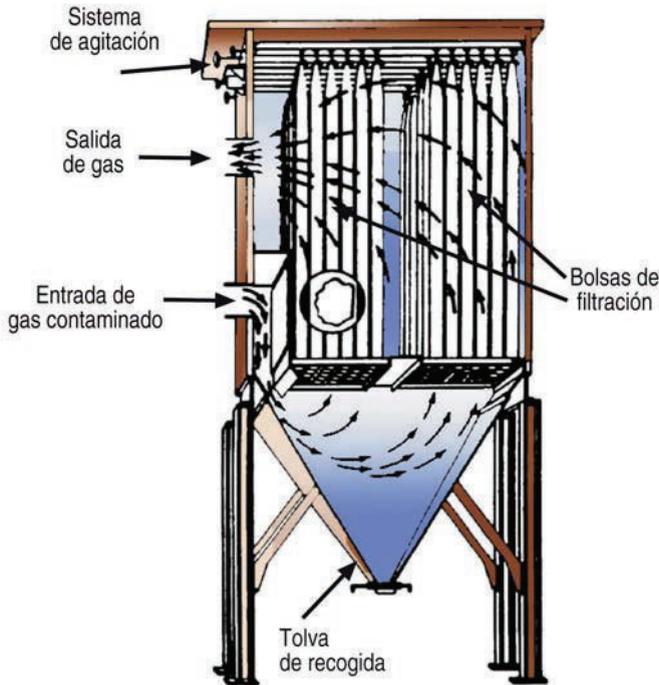


Figura 8.13. Filtro de mangas.

los más empleados en aplicaciones industriales son los *filtros de mangas*, en los que las unidades de filtración tienen forma de bolsas cilíndricas que se disponen en múltiples filas (Figura 8.13). Se obtienen eficacias de eliminación del 99% para partículas mayores de $0,5 \mu\text{m}$.

Generalmente el flujo del gas a depurar se introduce por la parte inferior de la bolsa y las partículas se depositan en el interior, formando una capa denominada *torta* que aumenta la eficacia de la filtración y que hay que eliminar cuando hay una caída de presión elevada. Para ello, suelen llevar un sistema de agitación de las mangas para que las partículas acumuladas caigan a una tolva, para lo cual se para el flujo de aire por estas bolsas, y se limpian los filtros. También se pueden limpiar por flujos de aire inverso o pulsos de aire a presión.

Otra forma de limpieza consiste en introducir el flujo desde el exterior al interior, pero hay que colocar las mangas sobre una estructura que evite que se aplasten.

Estos sistemas obtienen elevados rendimientos incluso con partículas pequeñas y son bastante flexibles en su diseño y en su capacidad para tratar diferentes caudales. Las mayores desventajas de estos sistemas son las de no poder operar con gases muy calientes y/o húmedos, ocupan mucho espacio y tienen gastos elevados de mantenimiento (elevadas reposiciones de las telas).

2.2.5. Precipitadores electrostáticos

Se utilizan campos eléctricos para separar a las partículas del gas. Para ello se aplica un campo eléctrico al gas contaminado para que las partículas se carguen (se ioniza el gas y los pequeños iones se pegan a las partículas). Este gas se hace pasar a continuación a través de unas placas colectoras cargadas con signo opuesto, que atraen a las partículas y se depositan en ellas. Posteriormente se eliminan de esta superficie normalmente mediante golpeo o vibración (Figura 8.14).

Se forma un campo eléctrico entre los electrodos de descarga y los electrodos colectores, por la aplicación de un alto voltaje (20 a 100 kV) a los electrodos de descarga, normalmente con carga negativa, colocados en el centro del flujo de la corriente del gas, que hace que los electrones pasen a alta velocidad del electrodo a la corriente del gas, fijándose a las moléculas del gas e ionizándolas. Este proceso tiene un efecto visible ya que se forma una corona azul por el gas fuertemente ionizado en las proximidades del electrodo de descarga, que suele estar formado por un alambre fino.

En una segunda etapa las partículas contenidas en el gas se cargan por colisión con los iones cargados negativamente. En la siguiente etapa las partículas cargadas migran a los electrodos colectores, que tienen carga opuesta, donde se recogen. La fuerza de atracción es proporcional a la carga de la partícula y a la intensidad del campo eléctrico, e inversamente proporcional a la viscosidad del gas (fuerza de rozamiento), que aumenta al aumentar la temperatura.

El movimiento de las partículas más grandes (mayores de 10 a 20 μm) sigue una trayectoria determinada por la velocidad del gas y la velocidad de la partícula por acción del campo eléctrico. La trayectoria para las partículas más pequeñas (menor de 10 μm) será menos directa, ya que los efectos inerciales del flujo turbulento del gas predominan sobre la velocidad

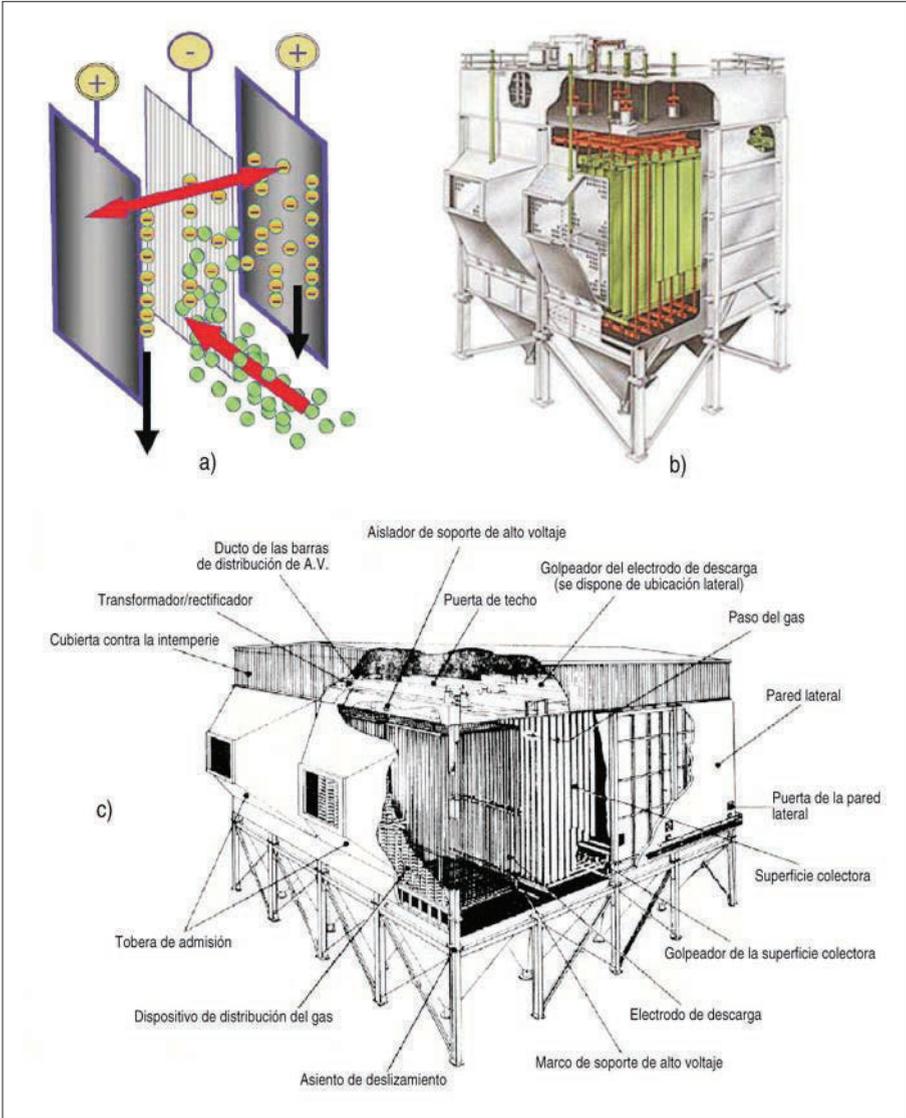


Figura 8.14. a) Fundamento del precipitador. b) Precipitador electrostatico. c) Esquema del precipitador electrostático.

inducida por la carga eléctrica que es relativamente menor. La eficacia va a depender generalmente de la eficacia de recogida de estas partículas más pequeñas, especialmente de las de 0,2 a 2 μm de tamaño. En la práctica también se recogen de forma fácil las partículas de pequeño tamaño,

debido a que la velocidad de migración disminuye con el tamaño, pero no lo hace según el cálculo teórico sino en una proporción mucho menor.

Otra propiedad importante para la eficacia del proceso es la resistividad de las partículas ya que si ésta es muy baja pierden su carga de forma muy rápida y se repelen de la placa colectora y vuelven a la corriente del gas. Por el contrario si es muy elevada, se forma una capa de partículas que disminuye la energía disponible para cargar nuevas partículas. El intervalo de resistividad en el que la precipitación electrostática es más efectiva está situado entre 10^4 y 10^{10} ohm·cm. El aumento de la humedad del gas produce una disminución de la resistividad, el cual también va ligado a la temperatura, proporcionando una curva en forma de campana, cuyo máximo se encuentra entre los 150 y 200 °C. La adición de SO_3 y NH_3 producen bajadas rápidas de la resistividad que nos puede servir para controlar el intervalo en el que queremos trabajar.

Las ventajas de estos equipos son las siguientes: manejan grandes volúmenes de gases con una alta eficacia de separación (98-99%), incluso para partículas submicrométricas, tienen un bajo consumo de energía, pocas pérdidas de carga y pueden operar a temperaturas altas (450 °C) y con humedad. Como desventajas tenemos los elevados costes de instalación inicial, equipos voluminosos, limitación con las partículas de alta resistividad y poca flexibilidad de operación (temperatura y humedad).

2.2.6. Colectores húmedos

Los procesos son similares a los descritos en el apartado 2.1.1 para la eliminación de la contaminación gaseosa por absorción y permiten eliminar partículas y gases.

Se utiliza una disolución líquida para eliminar la materia suspendida en el gas, basada en la colisión de las gotas del líquido y las partículas mediante los mecanismos de impacto por inercia, intercepción directa, difusión y atracción electrostática, ya descritos.

Este tipo de sistemas tienen el inconveniente de trasladar la contaminación del aire al agua, que posteriormente habrá que depurar.

Los dispositivos más utilizados en los procesos industriales son los siguientes:

- *Torres de pulverización.*

Se pulveriza el líquido a velocidad relativamente baja en contracorriente del gas. Estos sistemas son aconsejables para tamaños de partículas superiores a 10 μm . Tienen pérdidas de carga pequeñas, de 2 a 4 cm de columna de agua, lo que origina unos consumos de energía muy bajos. En la Figura 8.1 se muestra un esquema de una torre de pulverización.

- *Ciclones húmedos.*

Son similares a los ciclones secos a los que se les incorporan unos inyectores mediante los cuales se pulveriza el líquido (Figura 8.15). Se une la fuerza centrífuga a la que se somete el gas con la fuerza del líquido inyectado, que empujan a las gotitas cargadas con las partículas sobre las paredes, descienden a lo largo de ellas y se reco-

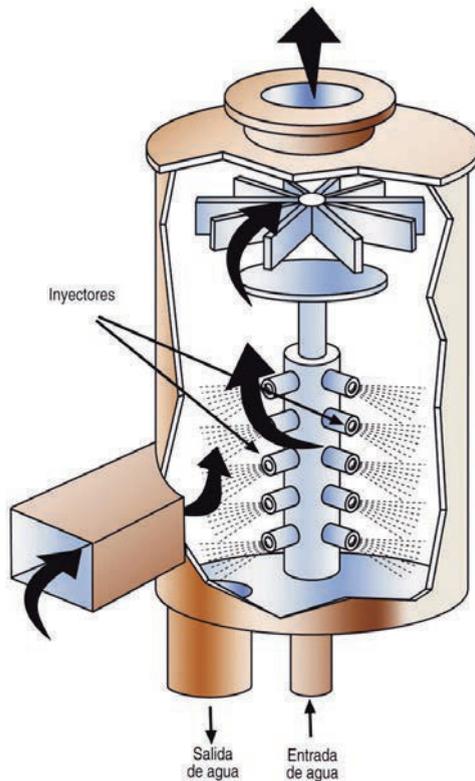


Figura 8.15. Ciclón húmedo.

gen al fondo. El consumo de agua es de 0,1 a 1,2 l por m³ de gas tratado. Son capaces de eliminar partículas mayores a 5 µm con rendimientos del 90 al 98% y pérdidas de carga entre 1 y 15 cm de columna de agua.

- *Lavadores Venturi.*

El gas se acelera debido a un estrechamiento de la sección por la que circula y además se inyecta agua mediante atomizadores en dicho estrechamiento. A continuación hay que separar el gas del agua mediante un separador tipo ciclón. Estos dispositivos consiguen separar partículas mayores a 1 µm y con grandes eficacias de eliminación (90-99%) pero con unas pérdidas de carga elevadas, entre 15 y 250 cm de agua, las cuales serán mayores a medida que aumente la eficacia que queramos conseguir. En la Figura 8.2, se muestra un esquema de un lavador Venturi.

En la Tabla 8.1. se comparan algunas de las técnicas recogidas en este apartado.

Tabla 8.1. Características de algunos dispositivos de control de partículas (US-EPA, *Air Pollution Technology Fact Sheets*)

Tipo	Aplicación	Eficacia	Características de la emisión	Ventajas	Desventajas
Cámaras de sedimentación	MP de mayor tamaño, principalmente MP de diámetro aerodinámico de más de 10 μm .	Varía en función del tamaño de partícula y del diseño de la cámara misma. 10% o menor para partículas de menos de 10 μm .	Flujo de aire: depende del diseño. t: limitada por los materiales de construcción (<540 °C). Carga de Contaminantes: las cargas típicas van de 20 a 4500 g/m^3 a condiciones estándares.	<ul style="list-style-type: none"> • Bajos costos de capital. • Costos de energía muy bajos. • Requerimientos de mantenimiento y bajos costos de operación. • Baja caída de presión. • El equipo no está sujeto a la abrasión, debido a la baja velocidad del gas. • Proporciona enfriamiento incidental de la corriente de gas. • Las limitaciones de temperatura y presión dependen únicamente de los materiales de construcción. • Recolección y disposición en seco. 	<ul style="list-style-type: none"> • Eficiencias de recolección de MP relativamente bajas, particularmente para MP de tamaño menor a 50 μm. • No puede manejar materiales pegajosos o aglutinantes. • Gran tamaño físico.
Cámaras de inercia	MP de mayor tamaño, principalmente MP de diámetro aerodinámico de más de 10 μm .	5% o menor para un tamaño de partícula de 5 μm ; de 10 a 20% para un tamaño de partícula de 10 μm y de más de 99% para un tamaño de partícula 90 μm o mayor.	Flujo de aire: 0.5 a 10 m^3/s a condiciones estándares. t: limitada por los materiales de construcción (<540 °C). Carga de Contaminantes: las cargas típicas van de 20 a 4500 g/m^3 a condiciones estándares.	<ul style="list-style-type: none"> • Bajos costos de capital. • Pocos requerimientos de mantenimiento y bajos costos de operación. • Menos requerimientos de espacio que las cámaras de sedimentación. • Caída de presión relativamente baja. • Las limitaciones de temperatura y presión dependen únicamente de los materiales de construcción. • Recolección y disposición en seco. 	<ul style="list-style-type: none"> • Eficiencias de recolección de MP relativamente bajas • Incapaz de manejar materiales pegajosos o aglutinantes. • Caídas de presión mayores que las de las cámaras de asentamiento. • Debido a la caída de presión, pueden resultar mayores costos de operación.

Ciclones	MP de diámetro aerodinámico mayor de 10 μm	70 a 90% para MP; de 30 a 90% para MP10 y de 0 a 40% para MP2,5.	Flujo de aire: 0.5 a 12 m^3/s a condiciones estándares. t: limitada por los materiales de construcción (<540 °C) Carga de Contaminantes: las cargas típicas van de 2,3 a 230 g/m^3 a condiciones estándares	<ul style="list-style-type: none"> • Bajos costos de capital. • Pocos requerimientos de mantenimiento y bajos costos de operación. • Caída de presión relativamente baja. • Las limitaciones de temperatura y presión dependen únicamente de los materiales de construcción. • Colección y disposición en seco. • Requisitos espaciales relativamente pequeños 	<ul style="list-style-type: none"> • Eficiencias de colección de MP relativamente bajas, particularmente para MP de tamaño menor a 10 μm. • No pueden manejar materiales pegajosos o aglomerantes. • Las unidades de alta eficiencia pueden tener altas caídas de presión.
Filtros de tela	MP de diámetro aerodinámico menor de 10 μm y otros contaminantes en forma particulada (p.e. metales).	95% al 99.9%.	Flujo de aire: 0.2 a 47 m^3/s a condiciones estándares. t: 4 a 400°C Carga de Contaminantes: 1 a 115 g/m^3 a condiciones estándares	<ul style="list-style-type: none"> • Altas eficiencias de recolección para todo tipo de PM. • Son relativamente insensibles a las fluctuaciones en las condiciones de la corriente de gas. • En el caso de filtros con limpieza continua, la eficiencia y la caída de presión permanecen relativamente invariables con fuertes cambios en la carga de entrada de polvo. • El aire de salida del filtro es bastante limpio y en muchos casos puede ser recirculado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Para temperaturas muy por encima de los 290 ° C se requieren telas metálicas o de mineral refractario especial, las cuales pueden ser caras. • Para ciertos tipos de polvo se pueden requerir telas tratadas para reducir la percolación de los polvos o para facilitar la remoción de los polvos recolectados. • Las concentraciones de algunos polvos en el colector, aproximadamente 50 g/m^3, pueden representar un peligro de fuego o explosión, si se produce una llama o una chispa accidentalmente.

Tabla 8.1. Características de algunos dispositivos de control de partículas (continuación)

Tipo	Aplicación	Eficacia	Características de la emisión	Ventajas	Desventajas
<i>Filtros de tela</i>				<ul style="list-style-type: none"> • El material recolectado se recolecta seco. • No presentan problemas la corrosión ni la oxidación de sus componentes. • El uso de ayudas selectas de filtración granulares o fibrosas (pre-impregnado), permite la recolección con alta eficiencia de contaminantes gaseosos y humos de tamaños menores de una micra. 	<ul style="list-style-type: none"> • Las telas pueden arder si se recolecta polvo rápidamente oxidable. • Los filtros de tela tienen requerimientos altos de mantenimiento. • La vida de la tela puede ser acortada a temperaturas elevadas y en presencia de constituyentes gaseosos o particulados ácidos o alcalinos. • No pueden ser operados en ambientes húmedos; los materiales higroscópicos, la condensación de humedad o los materiales adhesivos espesos pueden causar costras o tapar la tela o requerir aditivos especiales. • Se requiere una caída de presión mediana.

Precipitador electrostático	MP de diámetro aerodinámico menor de 10 μm y otros contaminantes en forma particulada (p.e. metales).	90 a 99,9%.	Flujo de aire:0,5 a 50 m^3/s a condiciones estándares. t: hasta 700 °C Carga de Contaminantes: 1 a 10 g/m^3 a condiciones estándares.	<ul style="list-style-type: none"> • Caídas de presión muy pequeñas. • Los requisitos energéticos y los costos de operación tienden a ser bajos. • Son capaces de alcanzar eficiencias muy altas, aún con partículas muy pequeñas. • Pueden ser diseñados para un rango amplio de temperaturas de gases, y pueden manejar temperaturas altas, hasta los 700°C. • La recolección y eliminación del residuo en seco permite una manipulación fácil. • Los costos de operación son relativamente bajos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Costos de implantación altos. • Los electrodos de descarga requieren altos niveles de mantenimiento. • Puede presentarse corrosión.
Venturi	MP de diámetro aerodinámico menor de 10 μm o gases con alta solubilidad. Control incidental de COV.	Redimientos altos para 0.5 a 5 μm	Flujo de aire:0.10 a más de 50 m^3/s a condiciones estándares. t: hasta 260 °C Carga de Contaminantes: 1 a 23 g/m^3 a condiciones estándares.	<ul style="list-style-type: none"> • Pueden manejar polvos inflamables y explosivos con bajo riesgo. • Pueden manejar neblinas. • Un mantenimiento relativamente bajo. • Simple en diseño y fáciles de instalar. • La eficiencia de recolección puede ser variada. • Proporcionan enfriamiento para los gases calientes. • Los gases corrosivos y polvos pueden ser neutralizados. 	<ul style="list-style-type: none"> • El producto de desecho se recolecta en húmedo y puede crear otros problemas de contaminación. • Un alto potencial de problemas de corrosión. • Se requiere protección contra el congelamiento. • El gas de escape puede requerir recalentamiento para evitar una pluma visible. • La MP recolectada puede estar contaminada, y puede no ser reciclado. • Desecho del fango residual puede ser muy costoso.

3. CONTROL DE FUENTES MÓVILES

Como ya se ha citado anteriormente, la combustión de carburantes en los motores de los vehículos constituye una de las principales fuentes de emisiones de óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y compuestos orgánicos volátiles.

La emisión de los gases contaminantes se produce por los procesos de combustión que tienen lugar en el interior de los cilindros, aunque también tiene su importancia la emisión por evaporación de combustible en el llenado de los depósitos, las pérdidas de los depósitos y en el interior de los motores

3.1. Control de emisiones en motores de gasolina

Los principales componentes de la gasolina son un amplio grupo de compuestos hidrocarbonados, cuyas cadenas contienen hasta 10 átomos de carbono. Podemos tener en ella casi todos los compuestos hidrocarbonados que sean teóricamente posibles, como parafinas, cicloparafinas, ciclohexano, compuestos ciclobencénicos (tolueno, dimetil benceno, xilenos), etc.

Los procesos de combustión que ocurren en un motor de combustión interna son tan complejos que es imposible establecer un modelo para predecir los productos que se van a generar en las emisiones.

En este tipo de motores (Figura 8.16), la mezcla de gasolina y aire, suministrada por el carburador (admisión), es quemada en el interior de los cilindros. La mezcla se comprime y es encendida por la chispa de la bujía (compresión). Luego se quema y los productos de combustión se expanden y el pistón viaja hacia abajo (combustión). La presión generada es convertida, vía los pistones, bielas y cigüeñal, en fuerza motriz. Finalmente los productos de la combustión se expulsan al exterior por la válvula de escape (escape).

En una combustión ideal con la cantidad necesaria de aire, obtendríamos la conversión total del combustible a CO_2 y del hidrógeno a H_2O .

La combustión no es completa y existen muchas reacciones competitivas, produciéndose en las emisiones hidrocarburos sin quemar y monóxido

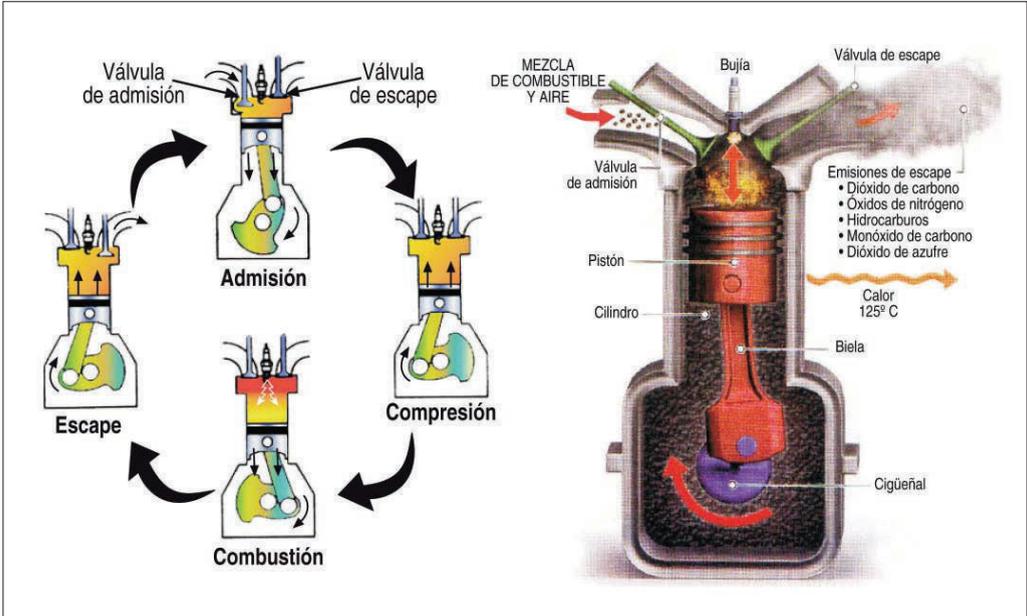
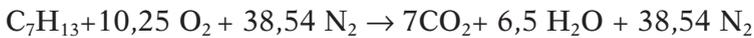


Figura 8.16. Esquemas de funcionamiento de un motor de gasolina.

de carbono como resultado de la combustión, que disminuye según aumenta la relación entre el aire y el combustible (mezcla pobre), pero hasta un cierto valor, ya que si es demasiado pobre no se mantiene la combustión.

Se recoge a continuación una estimación teórica de la cantidad de aire necesaria para la combustión completa del combustible, analizando la reacción química empleando un hidrocarburo teórico:



Los óxidos de nitrógeno se forman por el oxígeno y el nitrógeno atmosféricos durante la combustión debido a las condiciones de altas temperaturas y presión.

Es importante mantener un correcto estado el carburador, para que la mezcla vaporizada de combustible y aire sea correcta y se produzca una combustión correcta, disminuyendo las emisiones.

También se producen emisiones de hidrocarburos procedentes del cárter (sistema que recoge y almacena el aceite del motor) y por evaporación

del combustible de los respiraderos del carburador y del depósito de combustible. Se minimizan enviándolos al motor para que se quemen, pero esto sólo ocurre cuando el vehículo está en funcionamiento.

Los sistemas utilizados para la reducción de la contaminación son los siguientes:

3.1.1. Convertidores catalíticos

El convertidor catalítico o catalizador es un dispositivo colocado en el sistema de escape, que consiste en un soporte cerámico con una capa de alúmina, para aumentar la superficie efectiva, y una capa de un material precioso (platino, paladio, iridio, rodio) que hace de catalizador facilitando la oxidación del CO a CO₂, y de los hidrocarburos a CO₂ y H₂O y de NO a N₂.

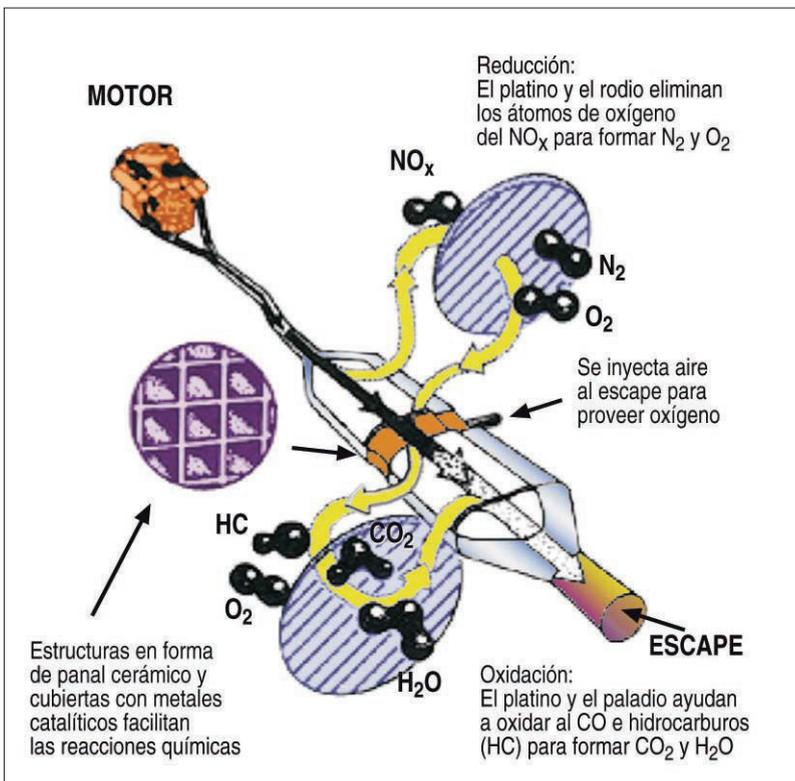


Figura 8.17. Mecanismo del convertidor catalítico de tres vías.

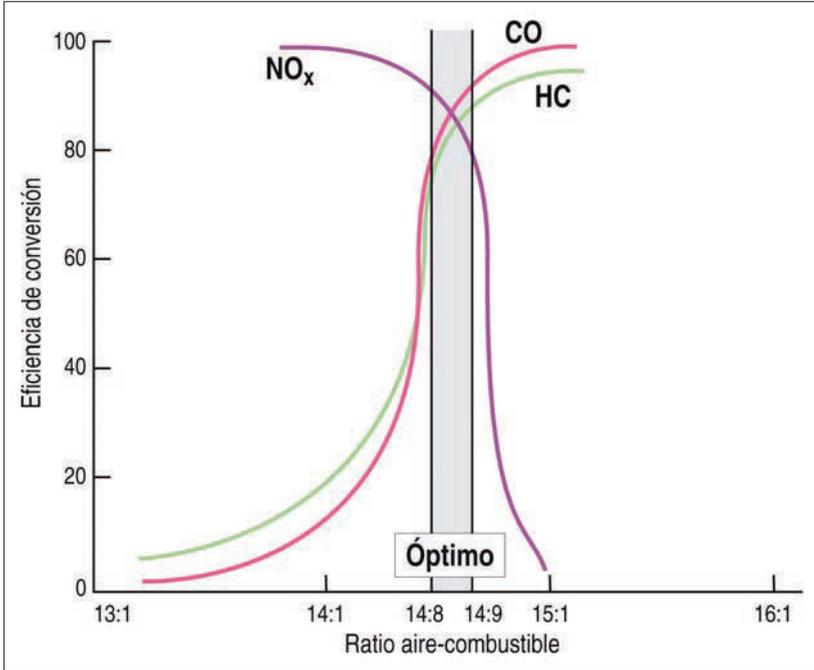


Figura 8.18. Eficiencia de conversión en un catalizador de tres vías.

Cuando los hidrocarburos, el CO y los NO_x se calientan en presencia de oxígeno a 500 ° C, no hay prácticamente ninguna reacción química entre ellos. Sin embargo, cuando pasan por un catalizador, éste disminuye la energía de activación de la reacción y por tanto la temperatura necesaria para que se realice la reacción química y se transforman en compuestos inofensivos de CO₂, H₂O y N₂.

Si se utiliza gasolina con plomo, la superficie del catalizador se revestirá con plomo y perderá su efectividad. Por esta razón, los vehículos equipados con convertidores catalíticos siempre deben usar gasolina sin plomo.

El más utilizado es el denominado *convertidor catalítico de tres vías* (CCRO. Convertidor Catalítico para la Reducción y Oxidación) es el tipo de convertidor catalítico ideal, debido a que éste puede convertir no sólo el CO y los hidrocarburos, sino también el NO_x en sustancias no contaminantes (Figura 8.17). Sin embargo, el problema con este tipo de convertidor es que, para que se produzca esta reacción, la relación aire-combustible

debe de mantenerse muy cerca de la relación teórica. Si esto se cumple, se obtiene una eficiencia de depuración muy alta para los tres contaminantes, como se muestra en la Figura 8.18.

3.1.2. Sensor de O₂

El sensor de O₂ es un dispositivo que se encuentra instalado en el múltiple de escape (conducto para que todos los gases de escape salgan de los cilindros para ser conducidos a la tubería de escape). Detecta la concentración de oxígeno en los gases de escape, calcula la relación aire-combustible y envía los resultados a la centralita de inyección (ECU) que regula la mezcla.

3.1.3. Sistema de Recirculación de los Gases de Escape (EGR)

El sistema ERG se usa para reducir la cantidad de NO_x en el escape.

La producción de NO_x aumenta a medida que la temperatura dentro de la cámara de combustión aumenta debido a la aceleración o cargas pesadas en el motor, ya que las altas temperaturas propician la combinación del oxígeno y nitrógeno en el aire.

Por lo tanto, la mejor manera de disminuir la producción de NO_x es manteniendo baja la temperatura en la cámara de combustión.

Los gases de escape consisten principalmente en dióxido de carbono y vapor de agua. El sistema EGR los recircula a través de la admisión para reducir la temperatura a la que ocurre la combustión.

Cuando la mezcla aire-combustible y los gases de escape se mezclan, la proporción de combustible en la mezcla aire-combustible disminuye (la mezcla se vuelve pobre) y además parte del calor producido por la combustión de esta mezcla es desalojado por los gases de escape. La máxima temperatura obtenida en la cámara de combustión, por lo tanto, cae, reduciendo la cantidad de NO_x producido.

3.1.4. Sistema de Ventilación Positiva del Carter (PCV)

El sistema PCV causa la recombustión de los gases que escapan del cilindro generados por el motor, evitando así que escapen los hidrocarburos a la

atmósfera. Manteniendo la presión interior del cárter a un nivel constante, este sistema ayuda a estabilizar la combustión y evitar las fugas de aceite.

3.1.5. Sistema de Control de Emisiones del Combustible Evaporado (EVAP)

El sistema EVAP conduce la gasolina evaporada (hidrocarburos gaseosos) desde el tanque de combustible a través de un depósito de carbón y posteriormente lo envía al motor donde es quemada. Esto evita que los gases de hidrocarburos escapen a la atmósfera.

3.2. Control de emisiones en motores diesel

En los motores diesel (Figura 8.19), se comprime solamente el aire hasta una alta presión y temperatura durante la compresión. Posteriormente se inyecta el combustible al cilindro y el encendido ocurre cuando la mezcla de vapores del combustible y el aire alcanza la temperatura de autoencendido.

Las relaciones de aire-combustible en los motores diesel son mucho más pobres que en los motores gasolina.

La tecnología diesel moderna incluye el sistema de inyección directa por conducto común (*common rail*), con una bomba de gasolina de alta presión y un acumulador de presión.

La combustión se inicia por medio de una inyección piloto, que provoca una combustión no agresiva, emisiones más bajas y menos ruido.

Los motores diesel son, por lo general, de más bajo consumo que los motores de gasolina, lo que produce menores emisiones.

En general los vehículos diesel producen menos CO, menos hidrocarburos sin quemar y menos óxidos de nitrógeno y menos CO₂ (un 15-20% menos) que los de gasolina aunque producen mayores emisiones de óxidos de azufre y de partículas (hollín) las cuales se pueden eliminar mediante filtros en los escapes.

No obstante los sistemas de eliminación de contaminación descritos para los motores gasolina se pueden utilizar en los motores diesel.

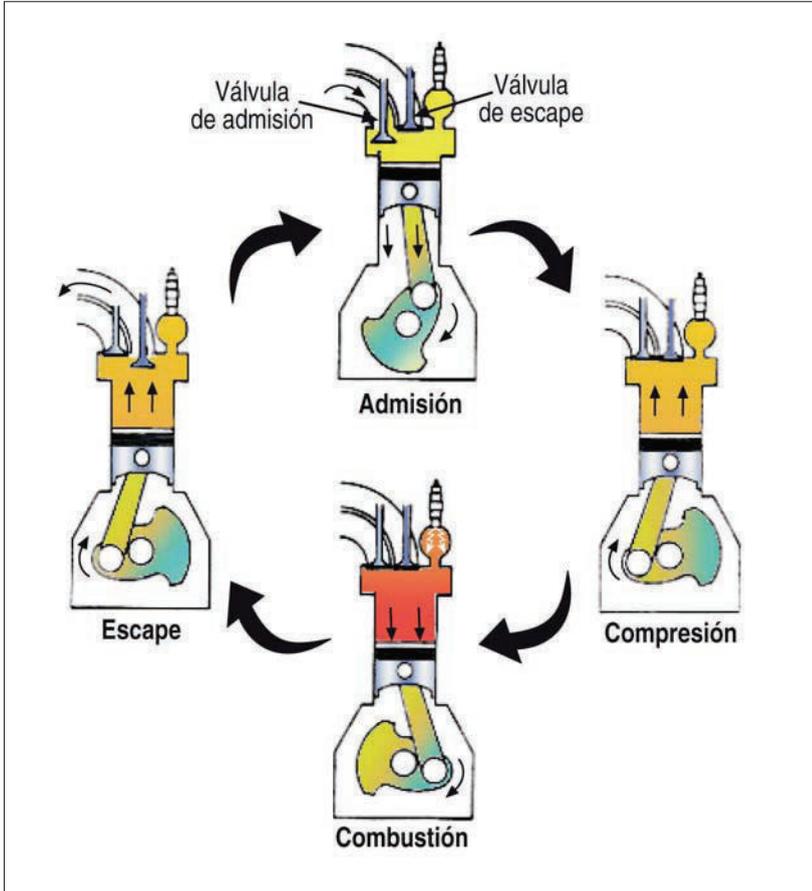


Figura 8.19. Funcionamiento del motor diesel.

El *filtro de partículas diesel (DPF)* reduce las emisiones en aproximadamente un 95%. Se sitúa en la línea de escape, después del catalizador. El filtro de partículas diesel (Figura 8.20) es un filtro cerámico con una estructura de celdas que captura las partículas de hollín y las cenizas del material que no se queman en el tubo de escape. Las partículas de hollín acumuladas se queman automáticamente cuando la centralita del motor detecta que se está llenando y activa un ciclo de regeneración que aumenta la temperatura de los gases de escape, realizando una inyección especial en la cámara de combustión, denominada post-inyección. Cuando los gases de escape alcanzan los 600 °C, la carbonilla se quema, convirtiéndose en gas y el filtro se vacía. También pueden llevar un aditivo, que es una so-

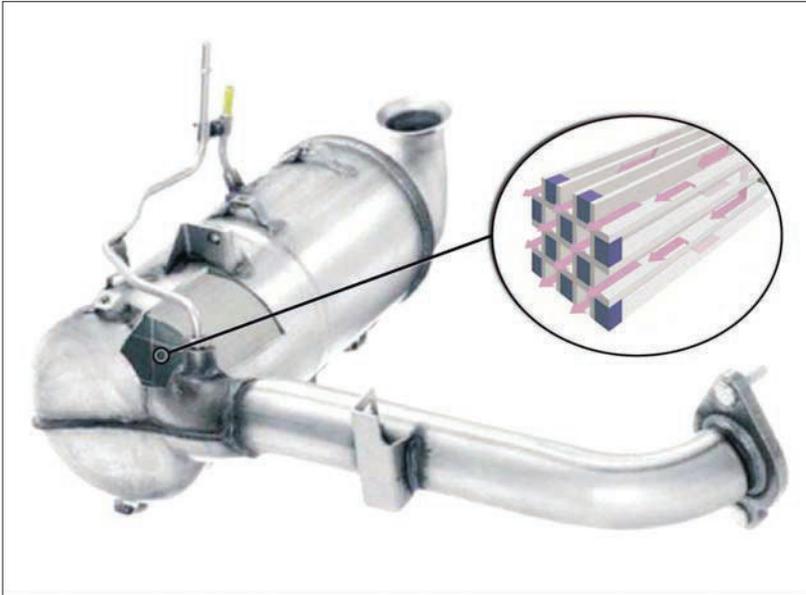


Figura 8.20. Filtro de partículas diesel.

lución catalítica que permite la activación de la temperatura más baja para quemar las partículas de hollín en el filtro. El aditivo es una disolución férrica que se carga en un depósito especial.

4. BIBLIOGRAFÍA

- DE NEVERS, N. (2000). *Air Pollution Control Engineering*. Boston. MacGraw Hill.
- KIELY, G. (1999). *Ingeniería ambiental*. Madrid. MacGraw Hill.
- MASTERS, G.M. (1998). *Introduction to environmental engineering and science*. Nueva York. Prestice Hall.
- PARKER, A. (1983). *Contaminación del aire por la industria*. Barcelona. Reverté.
- PEAVY, H.S., ROWE, D.R. & TCHOBANOGLIOUS, G. (1985). *Environmental Engineering*. New York. MacGraw Hill.
- SEINFELD, J.H. & PANDIS, S.N., (1997) *Atmospheric chemistry and physics*. Nueva York. John Wiley & Sons.
- US-EPA. *Air Pollution Technology Fact Sheets*. Último acceso 1 de mayo de 2012. http://www.epa.gov/ttn/catc/cica/atech_e.html#111
- WARK, K. & WARNER, C.F. (2004). *Contaminación del Aire. Origen y Control*. México. Limusa.

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones y ejercicios propuestos antes de comprobar las soluciones.

1. En la combustión de hidrocarburos, ¿Cómo afecta la proporción aire/combustible empleada a los gases emitidos (CO y NO_x)?
2. Enumere los dispositivos que pueden emplearse para la eliminación de partículas en fuentes fijas.
3. ¿De qué depende la eficacia de eliminación de un adsorbedor?
4. Enumere las ventajas, desventajas y posibilidades de utilización de los lavadores Venturi en emisiones gaseosas.
5. ¿En qué circunstancias es aconsejable utilizar ciclones para eliminar las partículas?
6. Una central térmica de carbón utiliza para depurar el dióxido de azufre de sus emisiones, carbonato magnésico. Sabiendo que el contenido de azufre en el combustible utilizado es del 2% y se desea una eficacia de eliminación del 90%. Calcular la cantidad de carbonato magnésico por tonelada de carbón necesario si se adiciona un 25% en exceso.
Datos: pm MgCO₃ = 84,32 g·mol⁻¹; p_{at} S = 32,07 g·mol⁻¹
7. Una central térmica produce unas emisiones gaseosas de 7,0 m³·kg⁻¹. Si se quiere limitar la emisión de partículas a 200 mg·m⁻³, sabiendo que se generan 8,6 kg de partículas por tonelada de carbón. Calcular el rendimiento del sistema de depuración exigido (η, expresado en porcentaje).
Dato:

$$\eta = \frac{\text{partículas eliminadas}}{\text{partículas producidas}} \times 100$$

8. La normativa exige que el contenido de SO₂ en las emisiones de una central térmica sea inferior a 3.000 mg/m³. ¿Qué contenido máximo de azufre debería tener el combustible utilizado para que pudiera cumplirse el límite señalado sin necesidad de incorporar un sistema de depuración?. Las emisiones gaseosas producidas por kilogramo de combustible son de 7,0 m³.

Datos: $p_m \text{SO}_2 = 64,07 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$; $p_{\text{at}} \text{S} = 32,07 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$

9. Un precipitador electrostático con un rendimiento o eficacia de recogida (η) del 97% para el tratamiento de $200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, posee una superficie total de colección (A) de 6.000 m^2 . Aplicando la fórmula de Deutsh-Anderson, calcule el área necesaria para una eficacia del 98%.

Dato: Fórmula Deutsh-Anderson:

$$w = -\frac{Q}{A} \ln(1 - \eta)$$

w , es la velocidad de migración de las partículas bajo la influencia del campo eléctrico.

A , es la superficie total de colección.

Q , es el caudal de gas tratado en el precipitador.

10. Una planta de producción de aluminio procesa 800 t de mineral por día. Su tasa de emisión a la atmósfera es 6 m^3 por tonelada de mineral tratado, con una concentración en partículas de $20 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Se desea reducir la emisión de partículas hasta $150 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Calcule el volumen, expresado en m^3 , de la escombrera que se formará durante un año con los sólidos retenidos en los filtros.

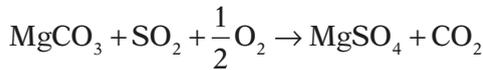
Datos:

La densidad media del escombros es de $1,2 \text{ kg}\cdot\text{dm}^{-3}$

$R = 8,314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1} = 0,08206 \text{ atm}\cdot\text{L}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1} = 1,987 \text{ cal}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. Cuanto mayor sea la proporción aire/combustible empleada en la combustión, menor será la cantidad de CO emitida, pero dependiendo del combustible podría aumentar la cantidad de NO_x.
2. Cámaras de sedimentación por gravedad, ciclones, cámaras de inercia, filtros de mangas, precipitadores electrostáticos, colectores húmedos.
3. El sistema adsorbente-gas, la porosidad y el área del adsorbente.
4. Ventajas: rendimientos altos (90-99%) para partículas mayores de 1 μm.
Desventajas: elevada pérdida de carga, alto gasto energético, problemas de corrosión, necesidad de tratamiento del efluente líquido.
Utilización: cuando se necesita un alto rendimiento en partículas finas y cuando haya partículas alquitranosas que puedan obstruir los filtros.
5. Los ciclones se utilizan por lo general cuando las partículas son mayores de 5 μm y las concentraciones altas.
6. La reacción que tiene lugar entre el dióxido de azufre y el carbonato magnésico es



$$\begin{aligned} \text{kg MgCO}_3/\text{t carbón} &= \frac{2 \text{ t S}}{100 \text{ t carbón}} \times \frac{10^6 \text{ g S}}{1 \text{ t S}} \times \frac{1 \text{ mol S}}{32,07 \text{ g S}} \times \frac{1 \text{ mol SO}_2}{1 \text{ mol S}} \times \frac{90 \text{ mol SO}_2}{100 \text{ mol SO}_2} \times \\ &\times \frac{(100 + 25) \text{ mol MgCO}_3}{100 \text{ mol SO}_2} \times \frac{84,32 \text{ g MgCO}_3}{1 \text{ mol MgCO}_3} \times \frac{1 \text{ kg MgCO}_3}{10^3 \text{ g MgCO}_3} \\ &= 59,16 \text{ kg MgCO}_3/\text{t carbón} \end{aligned}$$

7. La concentración de partículas en los gases de emisión será:

$$\begin{aligned} \text{mg partículas}/\text{m}^3 \text{ gas} &= \frac{8,6 \text{ kg partículas}}{1 \text{ t carbón}} \times \frac{1 \text{ t carbón}}{10^3 \text{ kg carbón}} \times \frac{1 \text{ kg carbón}}{7,0 \text{ Nm}^3 \text{ gas}} \times \frac{10^6 \text{ mg partículas}}{1 \text{ kg partículas}} = \\ &= 1.229 \text{ mg partículas}/\text{m}^3 \text{ gas} \end{aligned}$$

El rendimiento del sistema de depuración exigido vendrá dado por la ecuación:

$$\eta = \frac{\text{partículas eliminadas}}{\text{partículas producidas}} \times 100$$

Las partículas eliminadas serán:

Partículas eliminadas = partículas producidas – partículas emitidas

Partículas eliminadas = 1.229 – 200 = 1.029 mg partículas/m³ gas

Sustituyendo en la ecuación anterior:

$$\eta = \frac{1.029}{1.229} \times 100 = 83,73\% \approx 84\%$$

8. La cantidad de SO₂ permitido por kg de combustible será:

$$\begin{aligned} \text{SO}_2 \text{ emitido} &= \frac{3.000 \text{ mg SO}_2}{\text{m}^3 \text{ gas}} \times \frac{7,0 \text{ m}^3 \text{ gas}}{\text{kg combustible}} \times \frac{1 \text{ g SO}_2}{10^3 \text{ mg SO}_2} = \\ &= 21,0 \text{ g SO}_2/\text{kg combustible} \end{aligned}$$

El porcentaje de azufre en el combustible será:

$$\%S \text{ combustible} = 100 \times \frac{21,0 \text{ g SO}_2}{\text{kg combustible}} \times \frac{32,07 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \text{ S}}{64,07 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \text{ SO}_2} \times \frac{1 \text{ Kg combustible}}{10^3 \text{ g combustible}} = 1,05\%$$

9. A partir de la ecuación dada se calcula la velocidad de migración para la eficacia dada:

$$w = -\frac{200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{6.000 \text{ m}^2} \ln(1 - 0,97) = 0,117 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

Con este valor, despejando *A* de la ecuación se obtiene su valor para una eficiencia del 98%.

$$A = -\frac{Q}{w} \ln(1 - \eta)$$

$$A = -\frac{200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{0,117 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} \ln(1 - 0,98) = 6.690 \text{ m}^2$$

10. Para resolver el problema deberemos calcular las partículas producidas, las partículas emitidas y por diferencia las eliminadas. Este último dato nos permitirá calcular el tamaño de la escombrera.

Partículas producidas

$$\begin{aligned} \text{kg part / año} &= \frac{20 \cdot 10^{-3} \text{ kg part}}{1 \text{ m}^3 \text{ gas}} \times \frac{6 \text{ m}^3 \text{ gas}}{1 \text{ t mineral}} \times \frac{800 \text{ t mineral}}{1 \text{ día}} \times \frac{365 \text{ días}}{1 \text{ año}} = \\ &= 35040 \text{ kgpart / año} \end{aligned}$$

Partículas emitidas

$$\begin{aligned} \text{kg part / año} &= \frac{150 \cdot 10^{-6} \text{ kg part}}{1 \text{ m}^3 \text{ gas}} \times \frac{6 \text{ m}^3 \text{ gas}}{1 \text{ t mineral}} \times \frac{800 \text{ t mineral}}{1 \text{ día}} \times \frac{365 \text{ días}}{1 \text{ año}} = \\ &= 263 \text{ kgpart / año} \end{aligned}$$

Partículas eliminadas

$$\text{kg part/año} = 35040 - 263 = 34777 \text{ kgpart/año}$$

Volumen de la escombrera

$$V(\text{m}^3 / \text{año}) = \frac{34777 \text{ kg} / \text{año}}{1,2 \text{ kg} / \text{dm}^3} \times \frac{10^{-3} \text{ m}^3}{1 \text{ dm}^3} = 28,9 \approx 29 \text{ m}^3 / \text{año}$$

CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN AMBIENTES INTERIORES

9



Contenido

1. Tipos de contaminantes
2. Fuentes de contaminación en interiores
3. Criterios de calidad del aire interior
4. Efectos de la calidad del aire interior sobre la salud
5. Gestión de la calidad del aire interior

Objetivos

- Conocer los criterios de calidad del aire interior.
- Identificar los tipos de contaminantes y sus efectos.
- Establecer las concentraciones y niveles de los contaminantes.
- Comprender los mecanismos de relación entre la sintomatología y la calidad del aire.
- Conocer las medidas para disminuir los efectos de la contaminación, su control y gestión.
- Comprender las recomendaciones para el control de las fuentes de contaminación.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

Hasta este momento, en las unidades anteriores, se ha tratado el tema de la contaminación atmosférica teniendo en cuenta aquella que se produce sobre el medio ambiente (exterior); sin embargo, también debemos tener en cuenta la contaminación atmosférica que se produce en recintos cerrados (lugar de trabajo, casa, escuela, etc.) y que habitualmente se conoce por contaminación del aire interior (Figura 9.1).

En las dos últimas décadas, el interés por conocer la calidad del aire en el interior de recintos cerrados ha ido en aumento, debido a que las personas pasan más de un 80% de su tiempo en este tipo de espacios. Este porcentaje puede ser aún mayor en lactantes, ancianos, personas discapacitadas

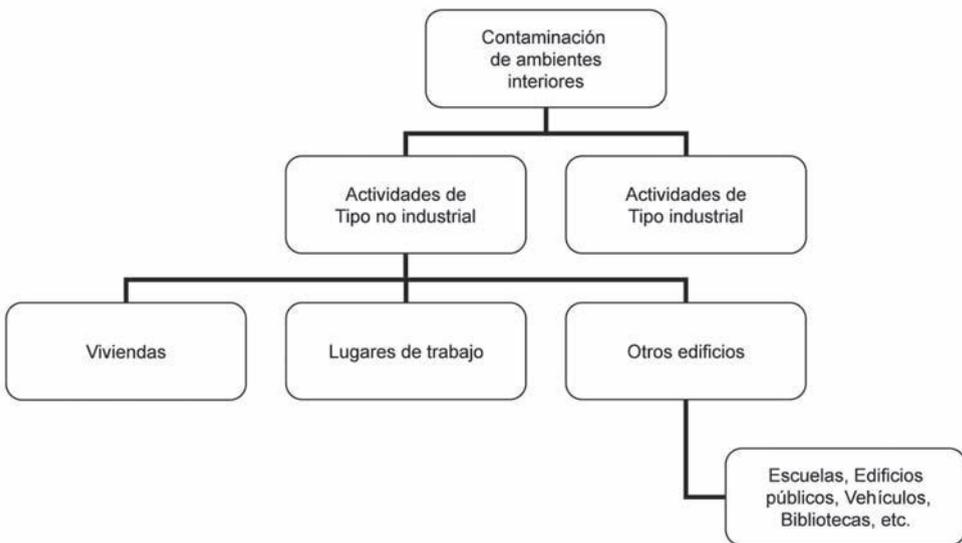


Figura 9.1. Diferentes espacios cerrados a considerar en estudios de aire interior.

y enfermos crónicos. Esta circunstancia, unida al hecho de que algunos trabajadores presentaban distintos síntomas tales como irritación o sequedad de las mucosas, picor en los ojos, dolor de cabeza, etc., que podían relacionarse con la presencia de determinados contaminantes en el aire interior, ha dado lugar a un aumento en el número de estudios realizados sobre la calidad del aire en espacios cerrados.

Aunque no hay una definición totalmente aceptada para «calidad de aire interior», desde un punto de vista más o menos estricto, este término se refiere a la pureza del aire que se respira y a la presencia de compuestos químicos y/o agentes biológicos susceptibles de provocar enfermedades o malestar. A veces, se diferencia entre una calidad de aire percibida como aceptable si sólo se tiene en cuenta la insatisfacción o malestar que se genera en los ocupantes de un edificio sobre una base de olor y de irritación sensorial, y una calidad de aire aceptable si además se considera que es poco probable que haya contaminantes conocidos a concentraciones que impliquen una exposición que suponga un riesgo significativo para la salud.

La calidad del aire en el interior de un edificio es función de una serie de parámetros que incluyen la calidad del aire exterior, la compartimentación, el diseño del sistema de aire acondicionado, las condiciones en que este sistema trabaja y se revisa y la presencia de fuentes contaminantes y su magnitud. Debemos tener en cuenta que los contaminantes generados en los interiores se unen con aquellos que penetran desde el exterior (normalmente por las ventanas) y, en el caso de no producirse una dispersión de los mismos, puede dar lugar a exposiciones para algunos contaminantes de dos a cinco veces la que tendría lugar al aire libre. Por este motivo hay que destacar que uno de los componentes importantes en el estudio de la contaminación del aire en interiores es la localización geográfica del recinto cerrado, influyendo si hablamos de un medio rural o urbano, la posición frente a los vientos dominantes en la región, etc.

A pesar de todo lo dicho hasta ahora, debemos tener en cuenta que los problemas de contaminación del aire en interiores se pueden reducir mediante una mejor planificación urbana, diseño, operación y mantenimiento de edificios y el uso de materiales y equipos menos contaminantes en los edificios.

Al considerar los efectos de la contaminación del aire en la salud, no importa si el contaminante es inhalado en exteriores o interiores, pero de-

bemos tener en cuenta que la composición del aire en estos dos ambientes es distinta por lo que, en caso de aplicar criterios de valoración, hay que tener mucho cuidado para evitar malas interpretaciones.

1. TIPOS DE CONTAMINANTES

En un ambiente interior es posible encontrar un amplio abanico de contaminantes procedentes de diferentes fuentes (Figura 9.2), tanto exteriores como interiores, que pueden ser responsables de los síntomas que presentan los ocupantes de estos espacios cerrados.

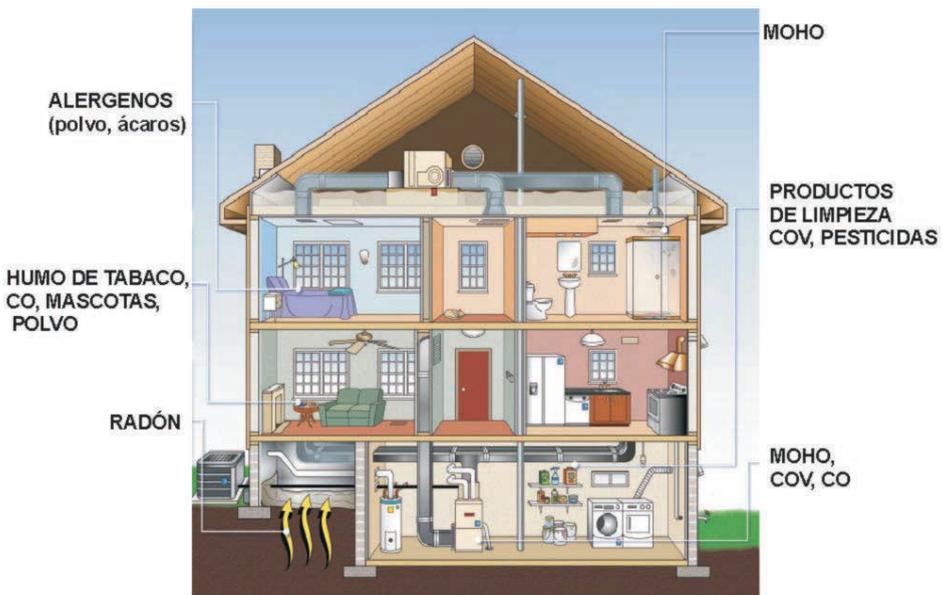


Figura 9.2. Abanico de contaminantes en interiores (USEPA, 2008).

Podríamos clasificar los contaminantes del aire interior de diversas maneras, entre otras:

- Según el tipo de agente:
 - Químico
 - Físico
 - Biológico

- Según su estado físico:
 - Vapores
 - Aerosoles
 - Polvos
 - Fibras
- Según el efecto que producen:
 - Carcinogénicos
 - No carcinogénicos:
 - Alergenos
 - Irritantes
 - Aquellos que producen malestar
 - Aquellos que provocan enfermedades agudas
- Según su origen:
 - Procedentes de combustión
 - Procedentes de materiales de construcción
 - Procedentes de productos de consumo
 - Otras procedencias
- O, también:
 - Origen interior
 - Origen exterior

Entre los contaminantes químicos presentes en el interior de un edificio podemos destacar por su frecuencia:

- a) Entre los productos de combustión: CO₂, CO y el humo de tabaco.
- b) Entre los materiales de construcción: fibras de vidrio y amianto, formaldehído y radón.

- c) Entre los productos de consumo: pinturas, barnices, cosméticos, productos de limpieza, pesticidas, etc.

Vamos a ver más detenidamente algunos de estos contaminantes cuyo origen se encuentra, primordialmente, en el interior del propio edificio.

Humo de tabaco

El humo procedente de la combustión del tabaco es uno de los contaminantes más ampliamente estudiados y hace décadas que se conocen sus efectos nocivos para la salud humana. Al hablar de este contaminante debemos tener en consideración los efectos ocasionados por el humo de tabaco aspirado por el sistema respiratorio del fumador y, en segundo lugar, la exposición al mismo por parte del llamado «fumador pasivo», es decir, la persona que respira un aire contaminado con humo de tabaco sin tratarse propiamente de un fumador.

El humo de tabaco contiene una mezcla compleja de más de 3.000 contaminantes químicos conocidos, procedentes de la combustión y pirólisis de los componentes de la hoja del tabaco, de la volatilización de los compuestos de peso molecular más bajo y de las reacciones químicas que tienen lugar en el propio humo. Entre las sustancias químicas que componen este humo podemos encontrar multitud de agentes cancerígenos, tales como benceno, formaldehído, hidrazina, nitrosaminas, alquitrán, benzo(a)pireno, cadmio, polonio-210, etc. Este hecho supone que, además del aumento de los problemas respiratorios como problema principal de ocupantes expuestos al humo de tabaco, se deba considerar un posible riesgo de cáncer, aún en los casos de fumadores pasivos. El humo del tabaco constituye uno de los principales problemas de calidad del aire en interiores.

Las medidas para reducir la exposición al humo de tabaco pasan por una adecuada ventilación de los locales, así como una posible prohibición de fumar en lugares cerrados, práctica que se está llevando a cabo actualmente en muchos países desarrollados, dejando siempre al margen de esta prohibición los domicilios particulares. En España el consumo de tabaco en locales cerrados abiertos al público está prohibido, con excepciones, por la Ley 42/2010, de 30 de diciembre.

Formaldehído

El formaldehído es un compuesto orgánico volátil que está presente en centenares de productos y en prácticamente cualquier tipo de edificio, debido a que se utiliza en la fabricación de contrachapados, plásticos y resinas utilizados en aislantes y muebles. La exposición al formaldehído puede tener lugar por la emisión que producen determinados materiales de construcción y mobiliario que lo contienen, ya que poco a poco va volatilizándose al interior del edificio. Normalmente, la emisión es mayor cuando los materiales son nuevos, pero continua emitiéndose en dosis bajas durante períodos de 5 años o incluso más. La acumulación de formaldehído procedente de los materiales se traduce en concentraciones en los interiores suficientemente elevadas como para provocar diferentes síntomas de irritación o problemas respiratorios, sobre todo en personas sensibles. La exposición a bajas concentraciones de formaldehído prolongada en el tiempo también puede tener un efecto sensibilizante respecto a otros alérgenos. Finalmente, cabe destacar que el formaldehído se considera un probable carcinógeno humano.

Amianto

El término amianto hace referencia a un grupo de silicatos hidratados microcristalinos fibrosos de composición química variable, compuesto por fibras microscópicas. El amianto combina un bajo coste con excelentes propiedades técnicas (incombustible, alta capacidad de aislamiento térmico, eléctrico y acústico, neutralidad química, resistente a la tracción (hasta 2.000 Mpa) y al desgaste) por lo que su uso como material de construcción se generalizó durante muchos años.

Desde el punto de vista de la calidad del aire, no es habitual la presencia de fibras de amianto en el aire de edificios y zonas no industriales, salvo en los casos en que este contaminante forma parte de los materiales utilizados en su construcción o decoración y exista la posibilidad de que pasen al aire.

La presencia de amianto en edificios puede ser debida a que el edificio se construyó o reparó en su momento empleando amianto o materiales que lo contienen o porque se han introducido materiales conteniendo

amianto en edificios nuevos. Hoy en día, en la mayoría de los países de la Unión Europea está prohibido el uso de amianto, por lo que el riesgo más elevado de exposición al mismo es el de los trabajadores que participan en tareas de desamiantado y el de los que, durante su trabajo, se exponen al amianto de forma imprevisible, en particular en el mantenimiento y reparación de edificios.

Radón

El radón es un elemento químico gaseoso, radiactivo, de origen natural. Este elemento contribuye a la aportación de radiactividad que la población recibe de una forma natural como «fondo radiactivo» procedente de las radiaciones cósmicas, suelos y rocas graníticas, etc.

En la Figura 9.3 puede observarse el mapa de categorías de exposición potencial al radón en España.

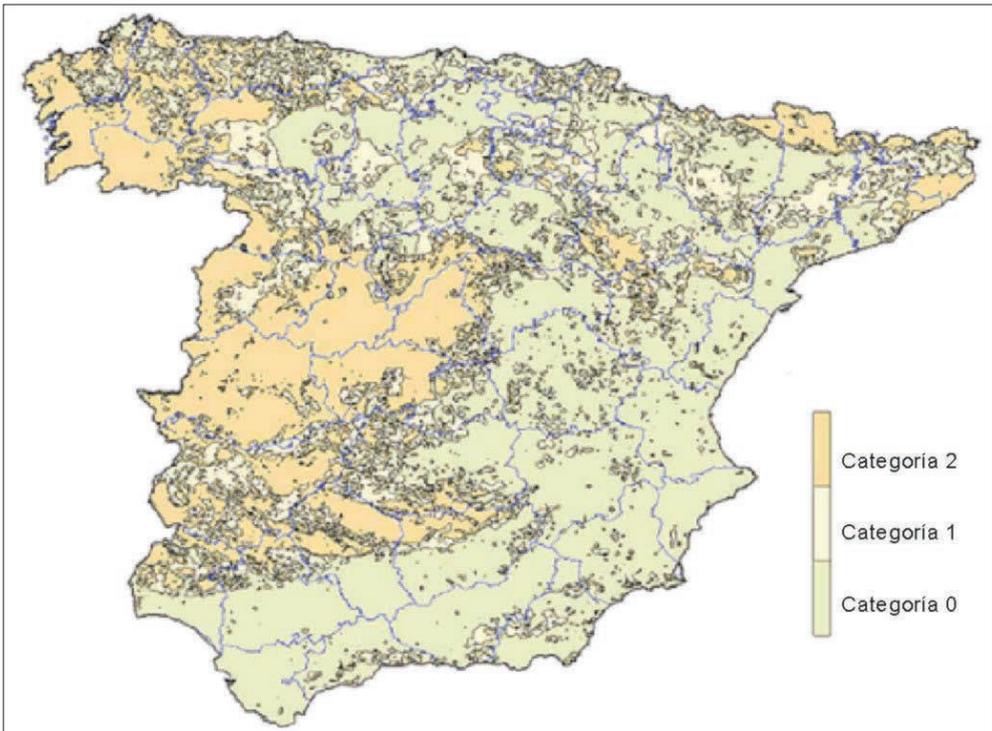


Figura 9.3. Categorías de exposición potencial al radón (CSN).

En los últimos años ha crecido considerablemente la preocupación por el peligro de acumulación de gas radón en el interior de los edificios, debido a los efectos cancerígenos que producen las partículas alfa que éste emite.

El mayor problema con el que nos podemos encontrar con este elemento radiactivo es su movilidad, ya que es el único elemento gaseoso de las cadenas de desintegración radiactiva, lo que facilita su desplazamiento desde el lugar en el que se origina. Las principales fuentes de radón en un edificio son el suelo sobre el que se asienta y los materiales empleados en su construcción.

Entre las medidas disponibles para la reducción del nivel de radón en espacios interiores encontramos la ya comentada ventilación. Sin embargo, en el caso del radón, hay que tener especial cuidado con que no se generen diferencias de presión negativas en el edificio que puedan provocar el efecto contrario. Otro procedimiento podría ser el recubrimiento de los elementos (suelos y paredes) que presenten una emisión de radón elevada.

La Recomendación de la Comisión Europea de 21 de febrero de 1990 relativa a la protección de la población contra los peligros de una exposición al radón en el interior de edificios (90/143/Euratom publicado en el DOCE de 27/03/1990) establece, por lo que respecta a los edificios ya existentes, que el nivel de referencia corresponda a un equivalente de dosis efectiva de 20 mSv por año, lo que puede considerarse, a efectos prácticos, como el equivalente de una concentración media anual de 400 Bq/m³.

Contaminantes biológicos

En la calidad del aire interior tiene especial relevancia la existencia de contaminantes biológicos, ya sean microorganismos (virus, bacterias, mohos, etc.) u otros contaminantes de procedencia biológica (pelo de animal, caspa, polen, fragmentos de insectos y ácaros, etc.). Estos biocontaminantes pueden producir efectos adversos para la salud humana, incluyendo respuestas alérgicas e irritantes, enfermedades infecciosas, problemas respiratorios y reacciones de hipersensibilidad. De especial relevancia es el caso de la *Legionella pneumophila*, causante de la enfermedad del legionario o legionelosis, cuyas fuentes de contaminación más

frecuentes son las torres de refrigeración y los humidificadores del aire acondicionado.

Para evitar que se desarrollen estos microorganismos o agentes biológicos se debe evitar que se produzcan condiciones favorables de humedad, pH, nutrientes y temperatura, por lo que un buen diseño de los sistemas de ventilación y climatización y un buen programa de mantenimiento de las instalaciones son los medios de control de la contaminación biológica más eficaces.

En este apartado se debe tener en cuenta que una de las fuentes de contaminación biológica son las propias personas que ocupan o visitan el edificio, que pueden ser portadores sintomáticos o asintomáticos de agentes biológicos.

Concentración de los contaminantes

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

En los países desarrollados, las concentraciones de los compuestos contaminantes más importantes en interiores son similares a las de exteriores, con una razón de concentración de interiores a exteriores en el intervalo de 0,7 a 1,3. Las concentraciones de los productos de combustión en interiores pueden ser significativamente mayores que las de exteriores cuando se usan dispositivos para calentar y cocinar. Este escenario es común en países en desarrollo, donde se usan hornos y braseros en cocinas y estufas cuyos diseños tienen imperfecciones.

Uno de los indicadores más utilizados en el control de la contaminación ambiental por humo del tabaco es la concentración de PM_{10} (material particulado $10\ \mu m$). Ésta llega a ser de 2 a 3 veces mayor en las viviendas donde hay fumadores que en otras casas (OMS, 2000).

La Tabla 9.1 muestra las concentraciones en valor medio de algunos contaminantes registradas en ambientes interiores en países desarrollados:

Tabla 9.1. Concentraciones de algunos contaminantes en interiores (OMS, 2000).

Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	10-70 µg/m ³
Monóxido de carbono (CO)	10-20 mg/m ³
Formaldehído (HCHO)	9-70 µg/m ³
Radón (Rn)	20-70 Bq/m ³

2. FUENTES DE CONTAMINACIÓN EN INTERIORES

El aire de espacios interiores contiene una gran variedad de contaminantes físicos, químicos y biológicos (Tabla 9.2) que son liberados por diversas fuentes, entre las cuales destacan: los ocupantes del recinto, sobre todo a través de la respiración y utilización de productos de consumo, las emisiones de los materiales de construcción, las actividades desarrolladas que, en muchos casos, implican la utilización de equipos y productos habituales para el mantenimiento del edificio (pesticidas, desinfectantes, productos de limpieza o de mantenimiento), los muebles y artefactos y los gases de combustión procedentes, por ejemplo, de cocinas, calefacción, aparcamientos o del consumo de tabaco. Hay que tener en cuenta que las sustancias emitidas en aire interior se diluyen menos que las emitidas al exterior, dada la diferencia de volúmenes de aire disponibles.

Por lo que se refiere a la contaminación biológica, el origen más frecuente son los propios ocupantes del edificio, la presencia de agua estancada, materiales húmedos y, junto con el deficiente mantenimiento del sistema de refrigeración, los humidificadores y las torres de refrigeración.

Finalmente, también hay que considerar la contaminación proveniente del exterior (Tabla 9.3), que está relacionada con el entorno (urbano o rural) y con la actividad humana, y que entra con el aire a través de las aberturas existente en el edificio (puertas y ventanas) y por las tomas del sistema de renovación de aire.

Por lo que se refiere a la actividad humana, se consideran tres tipos de fuentes principales debidas a procesos de combustión: fuentes estacionarias

Tabla 9.2. Fuentes predominantes en interiores y contaminantes principales (OMS, 2000)

Contaminantes	Fuentes
Radón	Suelo, materiales de construcción, agua
Formaldehído	Materiales aislantes, mobiliario, humo ambiental del tabaco
Asbesto	Productos retardantes de incendios, materiales aislantes
Amoniaco	Productos de limpieza, actividad metabólica
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), arsénico, nicotina, acroleína.	Humo del tabaco en el ambiente
Compuestos orgánicos volátiles (COV).	Adhesivos, disolventes, cosméticos
Mercurio	Fungicidas, pinturas
Aerosoles	Productos de consumo, polvo doméstico
Alergenos	Polvo doméstico, caspa animal
Organismos viables	Infecciones

Tabla 9.3. Fuentes predominantes en exteriores y contaminantes principales (OMS, 2000)

Contaminantes	Fuentes
Dióxido de azufre (SO ₂), materia particulada en suspensión (MPS).	Combustibles
Ozono (O ₃)	Reacciones fotoquímicas
Polen	Árboles, césped, maleza, plantas
Pb, Mn	Automóviles
Pb, Cd	Emisiones industriales
COV, HAP	Disolventes petroquímicos, vaporización de combustibles no quemados

Tabla 9.4. Fuentes de origen interior y exterior y contaminantes principales (OMS, 2000)

Contaminantes	Fuentes
Óxidos de nitrógeno (NO _x), CO.	Quema de combustibles
Dióxido de carbono (CO ₂).	Quema de combustibles, actividad metabólica
MPS	Humo del tabaco en el ambiente, resuspensión, condensación de vapores y productos de combustión
Vapor de agua	Actividad biológica, combustión y evaporación
COV	Volatilización, quema de combustibles, pintura, plaguicidas, insecticidas, fungicidas, acción metabólica
Esporas	Hongos, moho

(instalaciones de generación de electricidad), fuentes móviles (vehículos) y procesos industriales.

Hay también contaminantes generados de forma natural que son arrastrados por el aire, como partículas de polvo volcánico, del suelo y de sal marina, y polen, esporas y microorganismos.

La composición del aire exterior varía de un lugar a otro y depende tanto de la presencia y naturaleza de las fuentes de contaminación en la vecindad, como de la dirección dominante del viento.

Del exterior pueden entrar también contaminantes en el edificio adheridos a la ropa y zapatos de los ocupantes (compuestos gaseosos y vapores, polvo, polen, restos de animales) o procedentes del suelo por filtraciones a través de los cimientos (radón, vapores de combustibles procedentes de depósitos y conducciones soterradas, emanaciones de cloacas, fertilizantes, insecticidas y desinfectantes).

Los contaminantes existentes en el aire interior se diluyen en el aire exterior que entra en el edificio y acompañan a éste en su salida. Mientras la contaminación de un contaminante sea menor en el aire exterior que en el interior, el intercambio de aire interior-exterior proporciona una disminución de la concentración de este contaminante en el aire del edificio. Si un

contaminante tiene un origen exterior, este intercambio aumentará su concentración interior.

Hay que tener en cuenta que los sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado también pueden actuar como una fuente contaminante, especialmente cuando no se realiza un mantenimiento adecuado.

Distribución de los contaminantes

Los contaminantes presentes en un edificio se distribuyen conforme al movimiento del aire que circula por el mismo, el cual es producido por la acción combinada de la ventilación natural, la ventilación forzada y la actividad humana. Las diferencias de presión que se crean hacen que el aire se desplace de las zonas de mayor a las de menor presión siguiendo cualquier vía existente, lo que llega a modificar la ventilación mecánica originalmente diseñada. De este modo, las escaleras, huecos de ascensor, nuevos tabiques, mamparas, muebles, etc. tienen su papel en la distribución y movimiento de los contaminantes por el edificio. Asimismo, los efectos naturales como la tendencia del aire caliente a ascender o la producción de presiones positivas o negativas por el viento, afectan significativamente la entrada y/o distribución de contaminantes.

3. CRITERIOS DE CALIDAD DEL AIRE INTERIOR

La legislación sobre calidad de aire interior se encuentra aún en fase de desarrollo en España, habiéndose constituido el Comité Técnico de Normalización de Calidad Ambiental en Interiores (AEN/CTN-171), creado en el seno de la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR).

Cuando hablamos de contaminación del aire interior debemos tener en cuenta que las distintas guías y estándares de calidad de aire existentes se refieren a la contaminación del aire exterior (EPA, OMS, etc.). Sin embargo los valores de referencia que establecen podrían ser utilizados como guía general para una aceptable calidad del aire interior.

Si nos referimos estrictamente a criterios para contaminantes en interiores, nos encontramos como única referencia los valores que se adoptan

Tabla 9.5. Valores límite ambientales (VLA) para determinados agentes químicos (INSHT, 2011)

	VLA-ED		VLA-EC	
	ppm	mg/m ³	pmm	mg/m ³
CO ₂	5.000	9.150		
NO ₂	3	5,7	5	9,6
CO	25	29		
O ₃	0,05-0,2	0,1-0,4		
Pb		0,15		
Cd		0,002-0,01		
Formaldehído			0,3	0,37
Hg inorgánico		0,025		

El período de referencia para el límite de larga duración (VLA-ED) es habitualmente de 8 horas, y para el límite de corta duración (VLA-EC) de 15 minutos.

como límites de exposición profesional (VLA en España, TLV en Estados Unidos, etc.). Estos valores están dirigidos a una población adulta en condiciones de trabajar y para unos tiempos de exposición concretos, no pudiéndose aplicar directamente a la población general en ambientes interiores sin efectuar una adaptación a las distintas condiciones de exposición. En este sentido, en algunos casos, se ha propuesto aplicar a estos valores destinados a su aplicación al mundo laboral, factores de corrección de 1/10 e incluso más limitativos.

En España, estos límites de exposición profesional son publicados anualmente por el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT) y vienen dados a través de las tablas de Valores Límite Ambientales (VLA) (Tabla 9.5). Según establece el INSHT:

Los límites de exposición profesional son valores de referencia para la evaluación y control de los riesgos inherentes a la exposición, principalmente por inhalación, a los agentes químicos presentes en los puestos de

Tabla 9.6. Valores guía recomendados por la OMS para contaminantes del aire (OMS, 2000)

	Punto final sobre la salud	Valor guía ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tiempo promedio
NO ₂	Ligeros cambios en función pulmonar de asmáticos	200 (0,1 ppm) 40 (0,2 ppm)	1 hora 1 año
CO	Nivel crítico de COHb < 2,5%	100.000 (90 ppm) 60.000 (50 ppm) 30.000 (25 ppm) 10.000 (10 ppm)	15 minutos 30 minutos 1 hora 8 horas
O ₃	Respuestas de la función respiratoria	120	8 horas
Pb	Nivel crítico de Pb en sangre <100-150 μg Pb/L	0,5	1 hora
Cd	Efectos renales en la población	5×10^{-3}	1 año
Formaldehído	Irritación de nariz y garganta	100	30 minutos
Hg inorgánico	Efectos sobre el túbulo renal en humanos	1	1 año

trabajo y, por lo tanto, para proteger la salud de los trabajadores y a sus descendientes. No constituyen una barrera definida de separación entre situaciones seguras y peligrosas.

Los límites de exposición profesional se establecen para su aplicación en la práctica de la Higiene Industrial y no para otras aplicaciones. Así, por ejemplo, no deben utilizarse para la evaluación de la contaminación medioambiental de una población, de la contaminación del agua o de los alimentos, para la estimación de los índices relativos de toxicidad de los agentes químicos o como prueba del origen, laboral o no, de una enfermedad o estado físico existente.

Estos valores de referencia son aplicables a las concentraciones de los agentes químicos en el aire interior y representan concentraciones a las

cuales, basándose en los conocimientos actuales, la mayoría de los trabajadores pueden estar expuestos, día tras día, durante toda su vida laboral, sin sufrir efectos adversos para su salud.

En cuanto a los contaminantes biológicos, no existen criterios numéricos para su valoración. Sin embargo, la Comisión para Bioaerosoles de la American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH, 1999) de Estados Unidos ha desarrollado unas guías que pueden utilizarse como criterios de interpretación de resultados para la evaluación de la exposición a contaminantes biológicos en ambientes interiores.

A partir de lo que se ha expuesto anteriormente en este capítulo queda claro que no hay un criterio específico para evaluar la calidad del aire en interiores. Se podría adoptar como estrategia para tomar decisiones con respecto a la calidad de un aire interior el hacer uso de las Guías para la calidad del aire de la OMS. Los valores que aparecen en estas guías (Tabla 9.6) son niveles de contaminación del aire por debajo de los cuales la exposición de por vida o la exposición durante un tiempo medio dado no constituye un riesgo significativo para la salud.

4. EFECTOS DE LA CALIDAD DEL AIRE INTERIOR SOBRE LA SALUD

Los ocupantes de un edificio no deben encontrarse expuestos a concentraciones de contaminantes que puedan perjudicar su salud o causar malestar. No obstante, en algunos casos esta afirmación pasa a ser una mera hipótesis y nos encontramos con episodios de contaminación que sobrepasan los niveles aceptables desde el punto de vista de la salud.

Cuando se trata de considerar los efectos que causa la contaminación del aire sobre la salud humana, no importa si el contaminante se está inhalando en un interior o al aire libre, aunque el perfil de la contaminación normalmente existente en uno u otro caso sea diferente, ya que el efecto final es el mismo. Por esta razón, los valores establecidos por la guía para la calidad del aire de la OMS, aun siendo establecidos para ambientes exteriores, son una referencia importante para su aplicación al aire en un ambiente interior, ya que, como dijimos anteriormente, las personas pasan la mayor parte del tiempo en recintos cerrados. No obstante, la aplicación de estos valores en interiores puede no ser adecuada en todas las circunstan-

cias, ya que para su establecimiento no siempre se ha tenido en cuenta la diferente composición de la contaminación en ambos escenarios.

En cuanto a los síntomas manifestados por los ocupantes de un edificio, a menudo son difíciles de caracterizar e identificar ya que son similares a los propios de enfermedades comunes como pueden ser resfriado, gripe, alergias o estados de fatiga originados por diversas causas. Habitualmente, los síntomas que se relacionan con una deficiente calidad del aire en el interior de un edificio son: dolor de cabeza, mareos, náuseas, fatiga, piel seca, irritación de ojos, congestión de senos nasales y tos. Estos síntomas son, en muchos casos, de origen psicológico, siendo una tarea muy difícil el diferenciar entre los que proceden de situaciones de estrés, etc. y los causados directamente por una contaminación del ambiente. No hay que olvidar que un aire de calidad pobre provoca malestar, pudiendo desencadenar reacciones psicológicas complejas, cambios de humor, de estado de ánimo y dificultades en las relaciones interpersonales.

Pero, ¿cómo podemos relacionar estas sintomatologías con el aire interior de un edificio? Para ello debemos hacernos una serie de preguntas:

- ¿Están muy generalizados los síntomas en el edificio?
- ¿Desaparecen los síntomas al abandonar el edificio?
- ¿Los síntomas han aparecido tras la realización en el edificio de alguna acción concreta, como sería: cambios en el mobiliario, obras o renovaciones, aplicación de pesticidas, etc.?
- ¿Aquellas personas asmáticas o con un historial alérgico están especialmente afectadas cuando están en el edificio?

En la práctica, siempre hay que tener en cuenta que en un edificio suele haber una serie de personas mucho más sensibles que otras frente a la presencia de contaminantes en el interior. Este es el caso de las mujeres embarazadas, individuos que tienen alguna enfermedad respiratoria, que son alérgicos o asmáticos, que tienen un sistema inmune afectado por alguna enfermedad o por tratamientos de radio o quimioterapia, que llevan lentes de contacto o que tienen algún tipo de enfermedad que puede verse alterada por algún contaminante en concreto, como sería por ejemplo el caso de enfermedades cardíacas que pueden verse afectadas por niveles muy bajos de monóxido de carbono. Por supuesto hay que tener en cuenta

también el caso especial de niños y ancianos que, además de ser especialmente sensibles a los contaminantes, pasan habitualmente más tiempo que el resto de la población en recintos cerrados.

Los efectos causados por los contaminantes sobre los ocupantes del edificio dependerán del sistema fisiológico afectado, existiendo casos en que la relación causal entre los contaminantes presentes en el aire interior y los efectos sobre la salud está claramente establecida, mientras que en otros podrá definirse como sospechosa/conocida, es decir, no estará totalmente delimitada, o incluso será sospechosa/desconocida, o sea que estará aún por confirmar. En algunos casos dará lugar a efectos crónicos y, en otros, a efectos agudos que exigirán una actuación inmediata.

Entre los problemas para la salud claramente establecidos destacan los efectos sobre el sistema respiratorio, las alergias, así como los efectos sobre la piel y las membranas mucosas. Los efectos sospechosos/conocidos incluyen cáncer, especialmente de pulmón, y efectos sobre el sistema nervioso. Entre los efectos sospechosos pero aún no suficientemente estudiados destacan los referentes al sistema cardiovascular o a la reproducción, además de otros órganos como pueden ser hígado o riñones.

5. GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE INTERIOR

La gestión de la calidad del aire interior comprende básicamente tres etapas: a) Diseño y construcción adecuados de los edificios, b) Control de la contaminación del aire y c) Gestión adecuada de los problemas.

a) Diseño y construcción adecuados de los edificios

En primer lugar se deberá hacer un estudio sobre los potenciales problemas que puede acarrear la ubicación con respecto a la entrada de contaminantes exteriores transportados hacia la nueva construcción, así como la posibilidad de emisión de radón desde los cimientos.

El diseño del edificio debe permitir un ahorro de energía a la vez que una buena ventilación cuando sea posible y conveniente; en otro caso, los ocupantes deberán recibir aire exterior de calidad a través de un sistema

de aire acondicionado eficiente. Para ello, habrá de hacerse un estudio exhaustivo de la ventilación mecánica necesaria en el edificio.

Por otro lado, los materiales empleados en la construcción del edificio deben ser aquellos que produzcan las mínimas emisiones de contaminantes.

b) Control de la contaminación del aire

En el control de la contaminación debemos tener en cuenta tanto el control de las fuentes contaminantes como la operación y mantenimiento de los sistemas de ventilación y la limpieza del aire.

En lo que se refiere al *control de las fuentes* contaminantes podemos destacar:

Humo del tabaco en el ambiente

La reducción de la exposición al humo de tabaco pasa por la prohibición de fumar en los edificios o, en su caso, habilitar áreas cerradas para fumadores ventiladas de manera independiente, de modo que se evite, al menos, la exposición de los no fumadores.

Radón

Para evitar la migración de radón en una estructura, se deberá sellar herméticamente toda grieta o abertura en la base del nivel más bajo de dicha estructura. También se puede ventilar el nivel más bajo del edificio de modo que se produzca la dilución o eliminación del gas. Otro modo de control sería favorecer una despresurización mediante ventilación entre el suelo del edificio y el terreno, de manera que se produzca una remoción del radón.

Gases de combustión

No se deben ubicar las tomas de aire del exterior cerca de los sistemas de ventilación u otras fuentes de gases de combustión. Los gases de com-

bustión generados deben liberarse al exterior y evitar que entren en lugares ocupados por personas.

Compuestos orgánicos volátiles

Se deben seleccionar cuidadosamente los materiales y productos de construcción eligiendo los que menos emisiones produzcan. Durante los primeros meses posteriores al término de la construcción se debe ventilar durante 24 horas al día y 7 días por semana.

Partículas

Se debe evitar el uso de materiales que liberen altas cargas de partículas. Las actividades de limpieza se deberán realizar durante las horas de menor afluencia para minimizar la exposición de ocupantes sensibles a los efectos de las partículas finas. La selección de un equipo de filtrado eficaz en el sistema de aire acondicionado puede ayudar a la disminución de los niveles de partículas en el aire.

Contaminantes biológicos

La manera más práctica para controlar la contaminación biológica es evitar en lo posible el exceso de humedad. Esto se puede lograr a través del deshumedecimiento, la ventilación y el aumento de temperatura en la superficie de los edificios para evitar la condensación.

Otro punto clave en el control de la contaminación biológica es el llevar a cabo un mantenimiento adecuado del sistema de aire acondicionado, evitando el crecimiento microbiológico y la entrada de microorganismos no deseados al aire interior. Especial cuidado hay que tener con el mantenimiento de los filtros.

En cuanto al *uso y mantenimiento de los sistemas de ventilación* es esencial realizar un mantenimiento preventivo de estos sistemas, de modo que la ventilación sea correcta y ofrezca unas condiciones adecuadas de confort y una buena calidad del aire interior. Si se produce un cambio en el número de ocupantes del edificio, se modifica la distribución del espacio interior o se in-

roducen nuevas fuentes de contaminantes, se deberá realizar un nuevo estudio de ventilación por si hubiera que realizar cambios en el diseño del mismo.

Con respecto a la *limpieza del aire* se pueden considerar cuatro tecnologías principales para eliminar los contaminantes: La filtración de partículas, la precipitación electrostática y la generación de iones negativos para eliminar partículas, y la adsorción de gases. La limpieza del aire es más eficaz cuando se usa en combinación con el control de la fuente y una ventilación adecuada.

c) Gestión de los problemas relacionados con la calidad del aire interior

Aunque el estudio de la calidad del aire en el interior de un edificio debería ser realizado de una manera periódica y planificada, lo habitual es que se realice cuando se reciben quejas de sus ocupantes (Figura 9.4). Ésta será la primera etapa de un estudio de la calidad del aire interior: la identificación del problema.

Una vez recibidas las quejas relacionadas con la calidad del aire se inicia una investigación de las causas del problema a través de un proceso de *inspección inicial* del edificio y de las instalaciones del sistema de ventilación, calefacción y aire acondicionado.

Inspección inicial

Esta inspección preliminar del edificio abarca una revisión general del mismo incluyendo las áreas afectadas y los sistemas mecánicos que abastecen estos espacios. El objetivo básico de esta revisión es obtener información sobre el edificio y su funcionamiento, por lo que, además de esta revisión general, son de gran utilidad las entrevistas personales con los ocupantes afectados y con los responsables pertinentes (técnico de prevención, jefe de mantenimiento, etc.) y la utilización de cuestionarios anónimos a rellenar por los ocupantes del edificio. Un cuestionario de este tipo debe obedecer a una serie de criterios como pueden ser:

- ¿Qué información se quiere recoger por medio del cuestionario?
- Desarrollar y priorizar una lista de preguntas para obtener esa información.

- Evaluar cada pregunta potencial: ¿Entenderán la pregunta? ¿La podrán contestar? ¿La contestarán?.
- Determinar si serán preguntas abiertas o cerradas.
- Seleccionar el vocabulario a utilizar en cada pregunta.
- Determinar la estructura del cuestionario.
- Validar el cuestionario.

Además de la revisión del edificio es importante revisar los productos químicos utilizados en el edificio en trabajos de limpieza, desinsectación, reprografía, etc., y considerar la posible relación de estos productos con el problema manifestado. También se deben tener en cuenta los focos de combustión, así como los escapes de agua o inundaciones que puedan favorecer el crecimiento microbiano.

Con la información obtenida a través de la revisión del edificio y las entrevistas y cuestionarios de los ocupantes se complementa la información documental del edificio (planos del mismo, planos del sistema de aire acondicionado, etc.) y se obtiene una idea general a partir de la cual se plantean unas hipótesis sobre las causas o factores que pueden afectar a la calidad del aire interior y se efectúan las comprobaciones y correcciones que se consideren oportunas.

Si el diagnóstico ha sido adecuado, las medidas adoptadas deberían ser suficientes para solucionar el problema y se puede dar por terminado el estudio; en caso contrario, se debe continuar con la investigación de modo que podamos confirmar o rechazar algunas de las hipótesis anteriormente formuladas. Esta segunda fase de la investigación consiste en medir una serie de parámetros que se utilizan como indicadores de la calidad del aire interior y que permiten realizar una *evaluación inicial* de la misma, ayudando a identificar y evaluar la contribución al problema de algunas fuentes potenciales presentes.

Evaluación inicial de la calidad del aire interior

Los parámetros de medida más habituales que se tienen en cuenta son la temperatura, humedad relativa, movimiento del aire, velocidad del aire, caudal de aire y concentración de CO₂. Estos parámetros dan información

sobre si el sistema de renovación de aire cumple con su función básica y sobre el nivel de contaminación existente en el interior como consecuencia de una insuficiente renovación del aire en los espacios ocupados.

Para que los datos objetivos sean significativos y sirvan para obtener conclusiones, las medidas deben efectuarse en diferentes lugares: a) las zonas donde se manifiesta el problema, b) el sistema de ventilación y/o climatización, c) una zona de referencia o control y d) el exterior del edificio. De esta manera, dependiendo del lugar donde aparezca el problema se deben realizar distintas mediciones, por ejemplo, en garajes deberíamos medir CO, CO₂, NO₂ y SO₂, en salas de fotocopiadoras mediríamos ozono, etc.

Con las investigaciones realizadas hasta este momento se podría llegar a la identificación y solución total del problema. Sin embargo, habrá casos donde haya que plantear nuevas hipótesis que implicarán la realización de nuevos estudios y que, habitualmente, incluirán la *determinación de compuestos específicos*.

Determinación de compuestos específicos

Se deben tomar muestras de aire para la determinación de productos de combustión, compuestos orgánicos volátiles, especialmente formaldehído, partículas, amianto y otras fibras, bioaerosoles, etc. En estas muestras se analizarán unos u otros contaminantes dependiendo de las evidencias y/o hipótesis que se barajen. Por ejemplo, se determinará formaldehído cuando haya habido cambios en la decoración o mobiliario y hayan aparecido síntomas de irritación de mucosas que lo justifiquen; se muestrearán partículas en aire cuando exista evidencia visual de un exceso de polvo o cuando haya quejas de irritación o reacciones alérgicas; se procederá a la determinación de aerosoles cuando haya evidencia de enfermedad inducida por microorganismos, por ejemplo, legionelosis.

Una vez realizados todos los estudios y llevadas a cabo las medidas correctoras planificadas deberían desaparecer los problemas originales. En caso contrario, se deberían reanudar los estudios de la calidad del aire interior planteando nuevas hipótesis y realizando, en cualquier caso, las pruebas que pudieran descartar que el problema no sea debido a una mala calidad del aire interior.

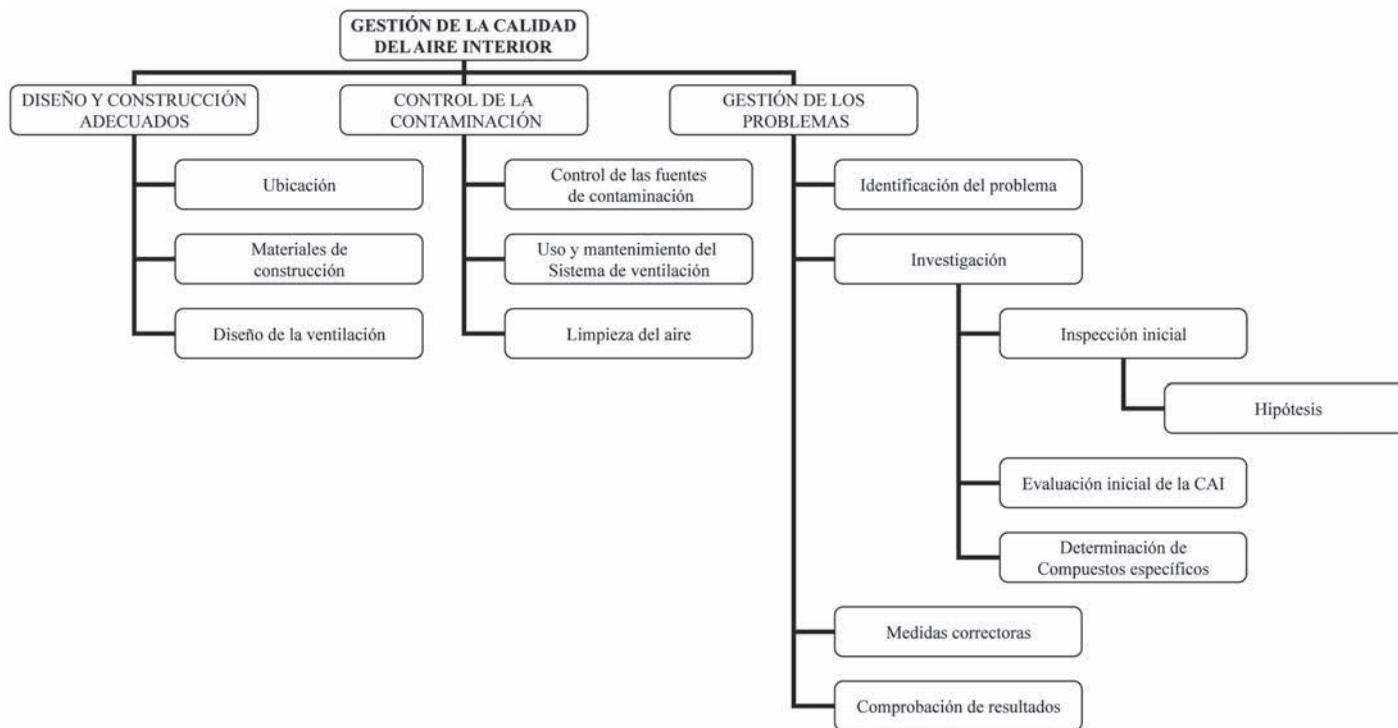


Figura 9.4. Esquema de gestión de la calidad del aire en interiores.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ACGIH. (1999). *Bioaerosols: Assessment and Control*. Cincinnati. American Conference of Governmental Industrial Hygienists.
- DE NEVERS, N. (2000). *Air Pollution Control Engineering*. Bostón. MacGraw Hill.
- INSHT (2001). *Calidad de aire interior*. Madrid. INSHT.
- INSHT (2011). *Límites de exposición profesional para agentes químicos*. Madrid. INSHT.
- Ley 42/2010, de 30 de diciembre *por la que se modifica la Ley 28/2005, de 26 de diciembre, de medidas sanitarias frente al tabaquismo y reguladora de la venta, el suministro, el consumo y la publicidad de los productos del tabaco*.
- OMS. *Guías para la calidad del aire, 2005*. Último acceso 1 de mayo de 2012 en http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair_aqg/es/index.html
- US-EPA. (1991). *Indoor Air Facts No. 4 (revised) Sick Building Syndrome*. Último acceso el 1 de mayo de 2012 en <http://www.epa.gov/iaq/pubs/sbs.html>
- US-EPA. (1997). *An Office Building Occupant's Guide to Indoor Air Quality*. Último acceso el 1 de mayo de 2012 en <http://www.epa.gov/eftpages/airindoorairpollubuildingrelatedillness.html>
- US-EPA. (2008). *Care for your air: a guide to indoor air quality*. Último acceso el 1 de mayo de 2012 en <http://www.epa.gov/iaq/pubs/careforyourair.html>

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones y ejercicios propuestos antes de comprobar las soluciones.

1. ¿Cuáles son los parámetros de medida más habituales para la evaluación inicial de la calidad de aire interior?
2. ¿Qué factores influyen y condicionan la calidad del aire en interiores?
3. ¿Cómo se puede reducir la exposición al radón en un ambiente interior?
4. ¿Cuál sería la primera medida a tomar para relacionar la aparición de una sintomatología con un contaminante en un ambiente interior?
5. ¿Un cambio de mobiliario puede contribuir al aumento del nivel de contaminación del aire interior?
6. ¿Los Valores Límite Ambientales para exposición profesional son más restrictivos que los valores ambientales para el aire exterior?
7. ¿A qué población son aplicables los Valores Límite Ambientales?
8. ¿Qué medidas se pueden tomar para reducir la exposición al humo de tabaco?
9. Una calefacción doméstica emite un 1% en volumen de monóxido de carbono. ¿Cuál será la concentración de CO en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$? El volumen debe ser referido a una temperatura de 293 K y una presión de 101,3 kPa.
10. Al fumar un cigarro se emite, aproximadamente, una concentración de 10 mg de CO. Si el fumador está en una habitación de 4m x 4m x 2m y fuma ininterrumpidamente durante 1 h. Se supone que no existe ningún sistema de ventilación y que fuma un cigarro cada 10 minutos, ¿cuál sería la concentración de CO en la habitación, expresada en mg/L?

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. Los parámetros de medida más habituales que se tienen en cuenta son la temperatura, humedad relativa, movimiento del aire, velocidad del aire, caudal de aire y concentración de CO₂. Estos parámetros dan información sobre si el sistema de renovación de aire cumple con su función básica y sobre el nivel de contaminación existente en el interior como consecuencia de una insuficiente renovación del aire en los espacios ocupados.
2. La localización geográfica del recinto, diseño del edificio, materiales de construcción y equipos, mantenimiento del edificio, etc.
3. Se puede reducir mediante barreras físicas.
4. Comprobar que los síntomas desaparecen al abandonar el edificio.
5. Los muebles pueden emitir formaldehídos o pueden tener retardantes de llama bromados, ambos son contaminantes muy peligrosos.
6. Al revés, son menos restrictivos que los valores ambientales para aire exterior.
7. Los Valores Límite Ambientales sólo son aplicables a los trabajadores.
8. Las medidas para reducir la exposición al humo de tabaco pasan por una adecuada ventilación de los locales, así como una posible prohibición de fumar en lugares cerrados, práctica que se está llevando a cabo actualmente en muchos países desarrollados, dejando siempre al margen de esta prohibición los domicilios particulares. En España el consumo de tabaco en locales cerrados abiertos al público está prohibido, con excepciones, por la Ley 42/2010, de 30 de diciembre.
9. Para 293 K y 101,3 kPa:

$$\text{Volumen CO /m}^3\text{aire} = \frac{1\text{m}^3\text{CO}}{100\text{ m}^3\text{aire}} \times \frac{10^3\text{L CO}}{1\text{ m}^3\text{ CO}} = 10\text{ L CO /m}^3\text{aire}$$

Despejando de la ecuación general de los gases, la masa de CO por m³ de aire será:

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T = \frac{m}{pm} R \cdot T$$

$$m = \frac{P \cdot pm \cdot V}{R \cdot T}$$

Sabiendo que 101,3 kPa equivalen a 1,0 atmósferas y que $R = 0,082 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$, se sustituye en la ecuación anterior obteniendo:

$$\begin{aligned} \text{Concentración CO /m}^3 \text{ aire} &= \frac{1,0 \text{ atm} \times 28,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \times 10 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3} \times 10^3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}}{0,082 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \times 293 \text{ K}} = \\ &= 1,16 \cdot 10^4 \text{ mg CO /m}^3 \text{ aire} \end{aligned}$$

10. La concentración de CO será

$$\begin{aligned} \text{Concentración CO mg/L} &= \frac{10 \text{ mg}}{1 \text{ cigarro}} \times \frac{1 \text{ cigarro}}{\text{min}} \times 60 \text{ min} \\ &\times \frac{1}{4 \times 4 \times 2 \text{ m}^3} \times \frac{1 \text{ m}^3}{10^3 \text{ dm}^3} \times \frac{1 \text{ dm}^3}{1 \text{ L}} = 0,18 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

CALIDAD DEL AIRE Y LEGISLACIÓN

10



Contenido

1. Derechos y Medioambiente
2. Calidad del aire y legislación
3. Legislación europea
4. Legislación española
5. Redes de vigilancia
6. Legislación sobre calidad del aire

Objetivos

- Comprender las estrategias para mejorar la calidad del aire.
- Conocer las principales directrices y normativa sobre la calidad del aire.
- Conocer las principales redes de vigilancia.
- Identificar los datos básicos para el diseño de las redes de vigilancia.

INTRODUCCIÓN Y RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO

El derecho al medio ambiente ha sido recogido por diversas Constituciones nacionales, incluida la nuestra, pero sin embargo, sigue sin existir un instrumento jurídico que reconozca explícitamente este derecho internacionalmente.

En la esfera de la protección de la calidad del aire hay múltiple legislación que ha ido modificando su enfoque. El nuevo enfoque trata de definir y establecer los objetivos de calidad del aire, estableciendo métodos de evaluación comunes para que la información obtenida sea comparable, a la vez de sensibilizar e informar a la población para conocer y preservar esta calidad del aire.

El conocimiento de la legislación vigente es básico para poder comprender el marco jurídico que rodea la protección del aire ambiente.

1. DERECHOS Y MEDIO AMBIENTE

Nuestra Constitución recoge el derecho a un medio ambiente adecuado. Así, su artículo 45 dice:

1. Todos tienen el derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, así como el deber de conservarlo.
2. Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva.
3. Para quienes violen lo dispuesto en el apartado anterior, en los términos que la ley fije se establecerán sanciones penales o, en su caso, administrativas, así como la obligación de reparar el daño causado.

La degradación del medio ambiente ha sido y es uno de los grandes problemas que la Humanidad tiene planteados. La explotación intensiva de los recursos naturales, el desarrollo tecnológico, la industrialización y el lógico proceso de urbanización de grandes áreas territoriales son fenómenos que, aunque han aportado muchos beneficios a muchas personas, incontrolados amenazan en determinadas regiones la capacidad asimiladora y regeneradora de la Naturaleza, pudiendo llegar a perturbar de forma irreversible el equilibrio ecológico general, con graves consecuencias sociales y ambientales. Además, en las últimas décadas la expansión del tráfico rodado ha dado lugar a un considerable aumento en la contaminación atmosférica, sobre todo en las ciudades. Es ésta una contaminación a baja altura, que afecta directamente al aire que respiramos. Estudios llevados a cabo por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) indican que puede afectar a la salud de varios millones de personas. Contaminantes como los óxidos de azufre, las partículas en suspensión, los óxidos de nitrógeno y el ozono se relacionan con diversas enfermedades respiratorias y cardiovasculares. El benceno emitido por los automóviles es un carcinógeno que puede llegar a causar leucemia.

La Organización de las Naciones Unidas (ONU) declaró el año 1970 como «Año de Protección de la Naturaleza», como paso previo a un intento de toma de conciencia, que culminó en junio del año 1972 con la reunión en Estocolmo de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano. Es la primera vez que en un foro internacional se discuten problemas de tanta importancia para la humanidad. De este evento surge el texto conocido como *Declaración de Estocolmo* donde se presenta una declaración de principios y recomendaciones que se concretan en un Plan de Acción que incluye:

- Un programa global de evaluación del medio ambiente (Vigilancia Mundial).
- Las actividades de ordenación del medio humano.
- Las medidas internacionales auxiliares de la acción nacional e internacional de evaluación y ordenación.

La Declaración de Estocolmo de 1972, por el grado de consenso internacional que ha generado y por la profundidad de sus conceptos, se ha convertido en la «Carta Magna» del Derecho Internacional Ambiental.

Es importante resaltar que la Conferencia de Estocolmo estableció la creación del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), como el organismo especializado de la ONU para que se encargue de los problemas ambientales.

El PNUMA tiene tres programas especializados:

1. The Global Environment Monitoring System (GEMS) o Sistema de Control Global del medio Ambiente, que se ocupa de brindar información a los países sobre clima, la atmósfera, los océanos, los recursos naturales renovables, la contaminación transfronteriza y otros. Sus acciones se llevan a cabo en casi 142 Estados.
2. The International Register of Potentially Toxic Chemicals (IRPTC) o Registro Internacional de Sustancias Tóxicas. Se estima que en el mundo hay 80.000 sustancias químicas en uso, y el IRPTC se ocupa de sugerir las medidas de seguridad adecuadas para las nocivas.
3. Infoterra (World-Wide data network), su función es brindar información ambiental a los gobiernos, empresas e investigadores.

Ante esto era vital que los ciudadanos fueran conscientes de la situación ambiental e insistieran en medidas que apoyen un tipo de crecimiento económico que no tenga repercusiones perjudiciales para las personas, para su ambiente ni para sus condiciones de vida. Surgen así las medidas de concienciación ciudadana, las cuales quedan plasmadas en una serie de cartas o declaraciones redactadas como conclusiones de diferentes seminarios y congresos.

La conocida como Carta de Belgrado (Seminario Internacional de Educación Ambiental que tuvo lugar en Belgrado en octubre de 1975) propone una estructura global para la educación ambiental. Para ello se marca una meta de acción ambiental que consiste en «*Mejorar todas las relaciones ecológicas, incluyendo la relación de la humanidad con la naturaleza y de las personas entre sí*», así como una meta en materia de educación ambiental que consiste en «*formar una población mundial consciente y preocupada con el medio ambiente y con los problemas asociados, y que tenga conocimiento, aptitud, actitud, motivación y compromiso para trabajar individual y colectivamente en la búsqueda de soluciones para los problemas existentes y para prevenir nuevos*».

2. CALIDAD DEL AIRE Y LEGISLACIÓN

La normativa vigente para el control de la contaminación atmosférica hace referencia a valores permitidos de emisión y de inmisión. Los valores de emisión se refieren a la concentración de contaminantes que genera un foco determinado, tomándose la medida a la salida del foco emisor. En cuanto a los valores de inmisión se refieren a la concentración de contaminantes presente en el seno de una atmósfera determinada, a la cual se ve sometida la población y los ecosistemas.

En los valores de inmisión tienen influencia, y por tanto hay que considerar, los valores de emisión y los fenómenos de mezcla, transporte, deposición y transformación química de los contaminantes emitidos. Aquellos que establezca la legislación deben garantizar que el aire tenga una calidad «aceptable», aunque se sepa que siempre habrá cierto grado de contaminación.

Los estudios llevados a cabo por la OMS e investigaciones realizadas sobre vegetación y medio natural hacen que los valores admitidos de concentraciones de contaminantes sean cada vez menores. La legislación debe ser cada vez más exigente y restrictiva. Actualmente no están legislados todos los contaminantes por lo que se llevan a cabo continuas actualizaciones que tienden a:

- Establecer exigencias de calidad cada vez mayores.
- Aumentar el número de contaminantes legislados.
- Establecer tres tipos de valores: valores límite, valores guía y valores de alerta.

Por otro lado, una correcta gestión de la contaminación atmosférica requiere del conocimiento de las emisiones de los distintos focos a la atmósfera. Los grandes focos de contaminación, como las centrales térmicas, son fáciles de controlar y poseen los analizadores correspondientes; en cambio, los pequeños focos de contaminación, como las calefacciones domésticas, no se conocen con certeza, por lo que su control es más complicado. Se hacen estimaciones considerando la cantidad y naturaleza del combustible quemado, y a veces recurriendo a valores teóricos que prevén la naturaleza y cantidad de los efluentes gaseosos liberados teniendo en cuenta que dependen del tipo de industria, actividad, productividad y método de trabajo.

3. LEGISLACIÓN EUROPEA

Las primeras Directivas que aparecieron relativas a valores límite de contaminantes en la Unión Europea fueron las que fijaron dichos valores para el anhídrido sulfuroso y partículas en suspensión, plomo y dióxido de nitrógeno. Sin embargo, la Unión Europea, consciente de que las regulaciones que se establecieron en la primera mitad de los años 80 fueron ampliamente superadas por posteriores investigaciones epidemiológicas, impulsó una amplia renovación de toda la normativa comunitaria referida a la calidad del aire ambiente, iniciada con la Directiva Marco 1996/62/CE, de 27 de septiembre, relativa a la evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente la cual fija los principios básicos de una estrategia común dirigida a:

- Definir y establecer objetivos de calidad del aire ambiente para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y para el medio ambiente en su conjunto.
- Evaluar la calidad del aire ambiente mediante métodos y criterios comunes.
- Disponer de información adecuada sobre la calidad del aire y procurar que el público tenga conocimiento de la misma mediante umbrales de alerta u otras medidas.
- Mantener una buena calidad del aire ambiente y mejorarla.

En su Anexo I se listan los contaminantes atmosféricos que deben tenerse en cuenta en la evaluación y gestión de la calidad del aire:

I. Contaminantes que deberán ser examinados en la fase inicial, incluidos los contaminantes regulados por Directivas existentes en el ámbito de la calidad del aire ambiente.

1. Dióxido de azufre.
2. Dióxido de nitrógeno.
3. Partículas finas, como los hollines (incluido PM₁₀).
4. Partículas en suspensión.
5. Plomo.
6. Ozono.

II. Otros contaminantes atmosféricos

7. Benceno.
8. Monóxido de carbono.
9. Hidrocarburos policíclicos aromáticos.
10. Cadmio.
11. Arsénico.
12. Níquel.
13. Mercurio.

La Directiva Marco se ha desarrollado mediante *Directivas Hijas*, específicas para los contaminantes a evaluar:

1. Directiva 1999/30/CE, de 22 de abril, relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente.
2. Directiva 2000/69/CE, de 16 de diciembre, sobre valores límite para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente. Fue aprobada por el Consejo de Ministros de Medio Ambiente con el único voto contrario de España.
3. Directiva 2002/3/CE, relativa al ozono en el aire ambiente. Revisa a la baja los umbrales establecidos por la Directiva 1992/72/CEE, de 21 de septiembre.

Con la entrada en vigor de la primera de las Directivas Hijas se reducen sustancialmente los valores límites vigentes para los contaminantes regulados, con el fin de evitar, reducir o prevenir los efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente. Estos valores límite, considerados como requisitos mínimos, debían alcanzarse en toda la Unión Europea antes del año 2010, permitiéndose un margen de exceso tolerado sobre los mismos para el año 2001 y sucesivos, que progresivamente deberían irse reduciendo.

Asimismo, en la misma fecha era de aplicación la obligatoriedad, establecida por la Directiva Marco, de elaborar «*planes de acción que indiquen las medidas que deban adoptarse a corto plazo en caso de riesgo de rebasamiento de los valores límite o de los umbrales de alerta, a fin de reducir el ries-*

go de rebasamiento y limitar su duración. Dichos planes podrán prever, según los casos, medidas de control y, cuando sea preciso, de supresión de las actividades, incluido el tráfico automovilístico, que contribuyan al rebasamiento de los valores límite (art. 7.3)»,

dado que «los Estados miembros tomarán las medidas necesarias para garantizar el respeto de los valores límite» (art. 7.1). El contenido mínimo de estos planes se concreta en el Anexo IV de la Directiva Marco, debiendo identificar las fuentes responsables, y establecer medidas, previsiones de objetivos y plazos.

Esta Directiva Marco 96/62/CE sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente, junto con la Directiva 1999/30/CE relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente, la Directiva 2000/69/CE sobre los valores límite para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente, la Directiva 2002/3/CE relativa al ozono en el aire ambiente y la Decisión 97/101/CE por la que se establece un intercambio recíproco de información y datos de las redes y estaciones aisladas de medición de la contaminación atmosférica en los Estados miembros, fueron objeto de una profunda revisión con el fin de incorporar los últimos avances sanitarios y científicos, así como la experiencia de los Estados miembros, siendo sustituidas por una única Directiva con la que se introducen regulaciones para nuevos contaminantes (como partículas con tamaño inferior a 2,5 micras) y nuevos requisitos en cuanto a la evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente.

Esta nueva Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa, establece medidas destinadas a:

1. Definir y establecer objetivos de calidad del aire ambiente para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente en su conjunto.
2. Evaluar la calidad del aire ambiente en los Estados miembros basándose en métodos y criterios comunes.
3. Obtener información sobre la calidad del aire ambiente con el fin de ayudar a combatir la contaminación atmosférica y otros perjuicios y controlar la evolución a largo plazo y las mejoras resultantes de las medidas nacionales y comunitarias.

4. Asegurar que esa información sobre calidad del aire ambiente se halla a disposición de los ciudadanos.
5. Mantener la calidad del aire, cuando sea buena, y mejorarla en los demás casos.
6. Fomentar el incremento de la cooperación entre los Estados miembros para reducir la contaminación atmosférica.

Asimismo, hay que destacar que esta lucha contra la contaminación atmosférica no se reduce a la gestión de la calidad del aire. La integración con otras políticas sectoriales es necesaria y complementaria. La Directiva 96/61/CE, Directiva de Control Integrado de la Contaminación (IPPC), que tiene por objeto regular y controlar de forma integrada las emisiones a los distintos medios (aire, agua, suelos, residuos), transpuesta fuera de plazo a derecho nacional; la Directiva 2001/80/CE de Grandes Instalaciones de Combustión (GIC); la Directiva 2001/81/CE, de Techos de Emisión (TNE); el Protocolo de Kyoto para la reducción de gases de efecto invernadero (se aprueba por Decisión del Consejo de 25 de abril de 2002), y la Directiva de Comercio de Emisiones así como el Plan de Asignación de Emisiones y los retos que se plantean en una fase de post Kyoto a partir de 2012.

Estas nuevas normativas han impulsado una serie de acciones que se materializan en cuatro programas básicos:

- Mejora de la información y conocimiento.
- Reducción de las emisiones.
- Cooperación intersectorial, regional y transfronteriza.
- Difusión de la información y concienciación ciudadana.

Se debe seguir impulsando el seguimiento de nuevos contaminantes (metales pesados, bencenos, HAP, etc), la ampliación y mejora de las redes de control y vigilancia, la evaluación de la representatividad de las mismas y la creación de un inventario general de emisiones.

El análisis de los objetivos de la Unión Europea en materia de calidad del aire llevó en 2001 a desarrollar una política estratégica integrada a través del programa denominado CAFE acrónimo de «Clean Air for Europe». Este programa ha dado lugar a la *Estrategia Europea sobre Contaminación Atmosférica* (COM(2005)446 final) aprobada el 21 de septiembre de 2005,

después de un largo proceso de consulta y participación social. La base de la estrategia es alcanzar niveles de calidad del aire que no afecten significativamente al hombre y al medio ambiente. Las prioridades son: los efectos sobre la salud, la eutrofización y la acidificación. Propone además unos ambiciosos objetivos cuantitativos de reducción de emisiones a largo plazo, marcando como límite el 2020:

- Reducción en un 47% de la pérdida de esperanza de vida por la exposición a las partículas.
- Reducción en un 10% de los casos de mortalidad aguda provocados por el ozono.
- Disminución de los excesos de depósitos ácidos en un 74% y en un 39%, respectivamente, en las zonas forestales y en las superficies de agua dulce.
- Reducción en un 43% de las zonas en las que los ecosistemas están sujetos a eutrofización.

Tal y como recoge la *Estrategia*,

La realización de estos objetivos supone reducir las emisiones de SO₂ en un 82%, de NO_x en un 60%, de los compuestos orgánicos volátiles (COV) en un 51%, del amoníaco en un 27% y de las PM_{2,5} primarias (las partículas que se emiten directamente en el aire) en un 59% con respecto a los niveles del año 2000.

La aplicación de la estrategia supone un coste adicional progresivo con respecto a los gastos de las medidas actuales. Dicho coste debería ascender a 7.100 millones de euros al año a partir del año 2020.

En lo que se refiere a la salud, los ahorros conseguidos con esta estrategia se evalúan en 42.000 millones de euros al año. El número de muertes prematuras debería pasar de 370.000 en el año 2000 a 230.000 en el año 2020 (frente a 293.000 en el año 2020 si no se aplicara la estrategia).

En lo que se refiere al medio ambiente, no existe ninguna metodología reconocida para evaluar las consecuencias económicas del deterioro de los ecosistemas ni los beneficios que se podrían conseguir gracias a la estrategia. Ahora bien, las repercusiones positivas al respecto deberían ser importantes, ya que la reducción de las lluvias ácidas y de las aportaciones de nitrógeno nutriente debería permitir, entre otras cosas, proteger mejor la diversidad biológica.

La UE ha legislado en calidad del aire sobre los contaminantes: dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, partículas en suspensión, haciendo en los últimos años especial hincapié en las más finas con diámetro aerodinámico inferior a 2,5 micras, plomo, monóxido de carbono y benceno, ozono troposférico, y metales pesados (arsénico, cadmio, mercurio, níquel) e hidrocarburos aromáticos policíclicos.

En la Directiva 2004/107/CE del Parlamento Europeo y de Consejo, de 15 de diciembre de 2004, relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el medio ambiente, se establece un valor objetivo de concentración de arsénico, cadmio, níquel y benzo(a)pireno en el aire ambiente, con el fin de evitar, prevenir o reducir sus efectos perjudiciales en la salud humana y en el medio ambiente en general. Se pretende además garantizar el mantenimiento de la calidad del aire donde es buena y la mejora en otros casos, con respecto a estos contaminantes, así como establecer métodos y criterios comunes de evaluación de sus concentraciones en el aire ambiente y de sus depósitos.

4. LEGISLACIÓN ESPAÑOLA

La preocupación por la contaminación atmosférica en España surge en 1972. En diciembre de este año, a raíz de la Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Humano celebrada en Estocolmo, aunque se creía que el criterio óptimo de actuación era la preparación de una Ley General para la defensa del medio ambiente, la falta de experiencia en este tema, la situación económica y diversas dificultades hicieron que se iniciaran los programas de actuación con regulaciones sectoriales, comenzando precisamente por el tema de la contaminación del aire. Se promulga así la Ley de Protección del Medio Ambiente Atmosférico (Ley 38/1972, de 22 de diciembre).

En 1975 se desarrolla la ley de 1972 a partir del conocido Decreto 833/1975, y de la Orden Ministerial sobre la Contaminación de Origen Industrial, al año siguiente. Estas normativas establecieron por primera vez los límites de emisión e inmisión, así como la concepción de las redes de vigilancia de la calidad del aire.

En esta normativa se hablaba de la necesidad de realizar estudios integrados de contaminación atmosférica (medio emisor, difusor y receptor),

de la promulgación de la figura de zona contaminada, de la importancia de una adecuada información meteorológica, etc. Sin embargo, este impulso inicial no fue continuo y fue decayendo hasta 1986.

Se inicia una nueva etapa con la integración de España en la entonces CEE y es la Dirección General del Medio Ambiente, del extinto Ministerio de Obras Públicas, quien aborda un ambicioso programa de implantación de una serie de redes de vigilancia automática de la calidad del aire en todo el territorio español, en coordinación con las Comunidades Autónomas y entes locales, que consiguieron poner a España en posición pionera en el ámbito europeo en 1996.

Asimismo, esta etapa se caracteriza por el esfuerzo en trasponer las directivas de calidad del aire vigentes en la UE y por la potenciación, con medios técnicos y de personal, en los distintos departamentos responsables de la calidad ambiental que se van mostrando claramente insuficientes para atender los compromisos que se van adquiriendo y que resultan patentes a partir de esos momentos.

A finales de 1995 se aprueba en España la Ley 38/1995 de 12 de diciembre, sobre derecho a la información en materia de medio ambiente, que traspone al derecho nacional la Directiva 90/313/CEE del Consejo, de 7 de junio de 1990, sobre libertad de acceso a la información ambiental en materia de medio ambiente. Esta Directiva impone a los Estados miembros la obligación de establecer las disposiciones necesarias para reconocer el derecho de cualquier persona física o jurídica a acceder a la información sobre el medio ambiente en poder de las Administraciones Públicas, sin que para ello sea obligatorio probar un interés determinado, fijando un plazo máximo de dos meses para conceder la información solicitada y estableciendo los supuestos en que dicha información pueda ser denegada.

Esta Directiva es derogada por la 2003/4/03, relativa al acceso del público a la información medioambiental, recogiendo la experiencia de estos 13 años y en especial el convenio sobre el acceso a la información del público en la toma de decisiones y el acceso a la justicia, planteado en Aarhus (Dinamarca), el 25 de junio de 1998, ratificado por España en febrero de 2005. Esta normativa encierra toda una filosofía sobre la necesidad de dar participación al ciudadano a través de una adecuada información ambiental.

Ya en 1996 tanto la Directiva 96/62/CEE sobre evaluación y gestión de la calidad del aire, que se conocerá como Directiva Marco, como las directivas que desarrollan los niveles de referencia de los distintos contaminantes y conocidas como directivas «hijas», recogen con nitidez los principios de información y prevención como pilares esenciales en sus desarrollos.

La última etapa se inicia en 1996 y abarca hasta la fecha. Se trata de un gran periodo de actividad en la UE en materia de contaminación atmosférica.

Finalmente, parece haber un cierto impulso que se concreta con la Ley de calidad del aire y protección de la atmósfera (Ley 34/2007, de 15 de noviembre). Esta Ley recoge la recurrente demanda del sector más vinculado a la problemática atmosférica que, de forma reiterativa, reclamaba una nueva ley que sustituyera a la obsoleta de 1972, en especial a través de los grupos de trabajo de contaminación atmosférica que se han ido celebrando en todos los Congresos Nacionales del Medio Ambiente (CONAMA) desde 1992.

Esta Ley ha sido diseñada desde un planteamiento de corresponsabilidad y con un enfoque integral e integrador.

La corresponsabilidad tiene un papel trascendental en la lucha contra la contaminación:

- Involucra en la conservación del medio ambiente atmosférico a toda la sociedad, además de a los poderes públicos.
- Enfatiza la cooperación y colaboración entre las distintas administraciones para asegurar la eficacia y coherencia de sus actuaciones.
- Promueve la incorporación por parte de las administraciones públicas de las consideraciones relativas a la calidad del aire y la protección de la atmósfera en la planificación, definición, ejecución y desarrollo de las distintas políticas sectoriales, esforzándose en procurar un desarrollo sostenible, fomentando aquellas iniciativas que contribuyan a la conservación del ambiente atmosférico y evitando actuaciones contrarias a dicho objetivo.

Se le ha dado un enfoque integral en la medida en que su actuación no se limita a una vertiente ambiental concreta de la contaminación atmosférica.

rica, como podría ser la calidad del aire ambiente, sino que cubre los distintos fenómenos tales como la contaminación transfronteriza, el agotamiento de la capa de ozono o el cambio climático.

Además era necesario dar respuesta al hecho de que el fenómeno de la contaminación atmosférica, por su naturaleza compleja, requiere, para su tratamiento del concurso de múltiples actuaciones para atender otros tantos aspectos del mismo, lo que le da el enfoque integrador. Se plantean una serie de actuaciones, que van desde las más específicas, directamente sobre la calidad del aire o la limitación de emisiones, pasando por las de evaluación, información, control, inspección y sanción, hasta aquellas indispensables para fomentar la protección del ambiente atmosférico o para promover la investigación, el desarrollo y la innovación así como la formación y sensibilización pública.

Se proponen los siguientes ámbitos de actuación:

- Evaluación continuada de la calidad del aire en todo el territorio y en particular en municipios de más de 250.000 habitantes y la subsiguiente elaboración de planes y programas para el cumplimiento de los objetivos.
- Promover la integración de las consideraciones ambientales en otras políticas con especial énfasis en el planteamiento urbanístico y ordenación del territorio.
- Proponer medidas para garantizar que los ciudadanos dispongan en todo momento de la información precisa sobre el estado de la calidad del aire, así como para promover su participación activa en las acciones de mejora de la calidad del aire y conservación de la atmósfera.

Al amparo de esta Ley y con el objeto de trasponer al derecho español las Directivas 2008/50/CE de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa, y 2004/107/CE de 15 de diciembre de 2004, relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el medio ambiente, se aprueba el 28 de enero de 2011 el Real Decreto 102/2011, relativo a la mejora de la calidad del aire. Se simplifica así la normativa nacional referente a la calidad del aire, incluyendo disposiciones sobre evaluación y gestión de la calidad del aire que afectan a todas las sustancias contaminantes que

son objeto de regulación, el dióxido de azufre, el dióxido de nitrógeno y los óxidos de nitrógeno, las partículas, el plomo, el benceno y el monóxido de carbono, el arsénico, el cadmio, el níquel, el mercurio, el benzo(a)pireno y los demás hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), el ozono y las sustancias precursoras, y el amoníaco. Revisa los objetivos de calidad e incluye el régimen sancionador.

La Directiva 2008/50/CE, la Directiva 2004/107/CE, traspuestas al derecho español mediante el Real Decreto 102/2011 sirven de marco regulador para la elaboración del Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire (PN-MCA). El Plan se basa fundamentalmente en dos líneas que pasan por el cumplimiento de los valores límite de PM_{10} y NO_2 y la reducción simultánea de precursores de ozono que se deberán cumplir como más tarde en 2015.

El Plan recoge el diagnóstico de la situación en España y a la vista del mismo propone una serie de medidas en su Anexo II agrupadas en las áreas de actuación recogidas en los bloques III a VII en los que habría que actuar para una reducción de las emisiones y una mejora de la calidad del aire.

5. REDES DE VIGILANCIA

Si el aire que nos rodea debe cumplir una serie de características determinadas por la legislación vigente, es necesario establecer programas o redes de vigilancia de calidad del aire, que permitan:

- Valorar los niveles de contaminación existentes en cada momento.
- Estudiar la migración de contaminantes mediante los modelos teóricos de dispersión que se apliquen.
- Hacer un seguimiento de la evolución de la contaminación a lo largo del tiempo.

Las redes de vigilancia deben asegurar el cumplimiento de la legislación, y si se detectan desviaciones de la misma, diseñar las medidas que deben tomarse y determinar los planes de actuación.

El R.D. 102/2011 señala, en sus anexos, criterios de determinación del número mínimo de puntos de muestreo para la medición fija de las concentraciones de contaminantes, tanto para fuentes difusas como puntuales.

Existen diferentes redes para la medida y vigilancia de las concentraciones de contaminantes atmosféricos, con diferentes objetivos y diferentes ámbitos de actuación:

- Redes a escala mundial.
- Redes a escala regional.
- Redes a escala nacional: autonómica o local.

5.1. Redes a escala mundial

Red BAPMoN, Background Air Pollution Monitoring Network

Es una red de vigilancia de la contaminación atmosférica de fondo, adscrita al Programa para la Vigilancia de la Atmósfera Global (VAG) de la Organización Meteorológica Mundial.

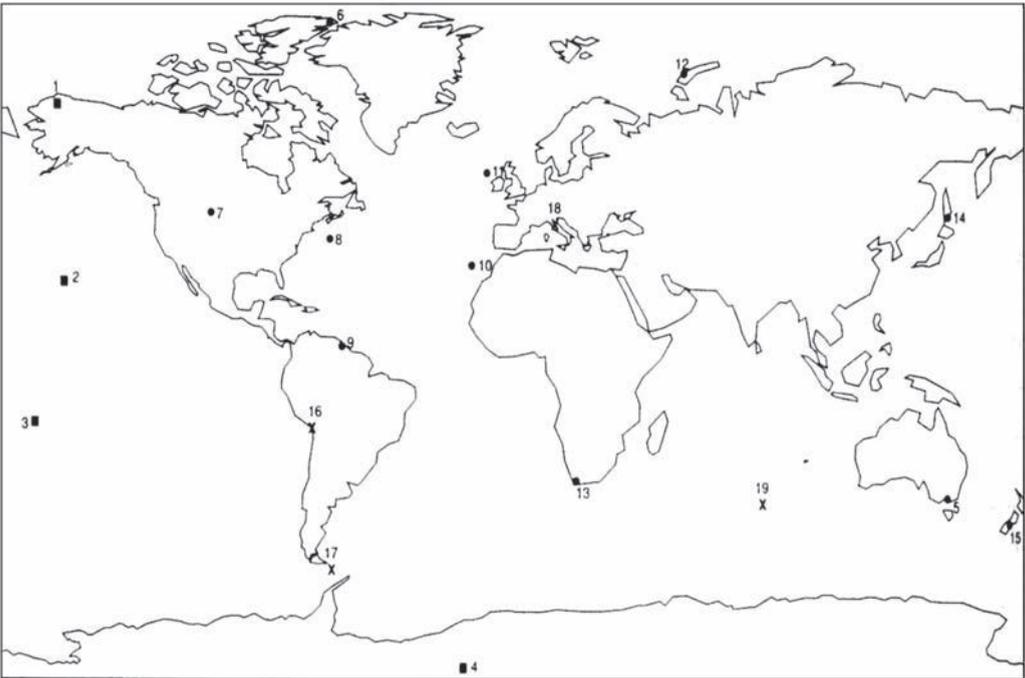


Figura 10.1. Estaciones de la Red BAPMoN de vigilancia.

Se encarga de la vigilancia de todo el Planeta. Dispone de estaciones para medir las concentraciones de diferentes compuestos no reactivos del aire después de un transporte a larga distancia. Estas estaciones son de dos tipos:

- Estaciones base-line o globales. Se encargan de obtener datos de aquellos contaminantes que causan efectos a escala global, es decir, que afectan al cambio climático o a la capa de ozono.
- Estaciones que efectúan medidas de los niveles de inmisión a escala regional.

En la Figura 10.1 se muestra un mapa con las estaciones correspondientes a la red BAPMoN.

5.2. Redes a escala regional

Red EMEP, European Monitoring and Evaluation of Long-Range Air Pollutants

Se trata de una red enmarcada en el Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia de los Contaminantes Atmosféricos en Europa. Entre sus objetivos se encuentran:

- Proporcionar información sobre la concentración y deposición de contaminantes atmosféricos.
- Estimar la importancia del transporte a gran distancia de los contaminantes.
- Establecer el flujo de contaminantes a través de las fronteras de las diferentes naciones.

El programa EMEP se basa en redes de vigilancia nacionales que están coordinadas por tres centros:

- Centro Meteorológico del Oeste, con sede en Oslo.
- Centro Meteorológico del Este, con sede en Moscú.
- Centro Coordinador Químico, con sede en Noruega.

Estos centros establecen los métodos de muestreo y análisis, control de calidad y tratamiento de análisis de datos.

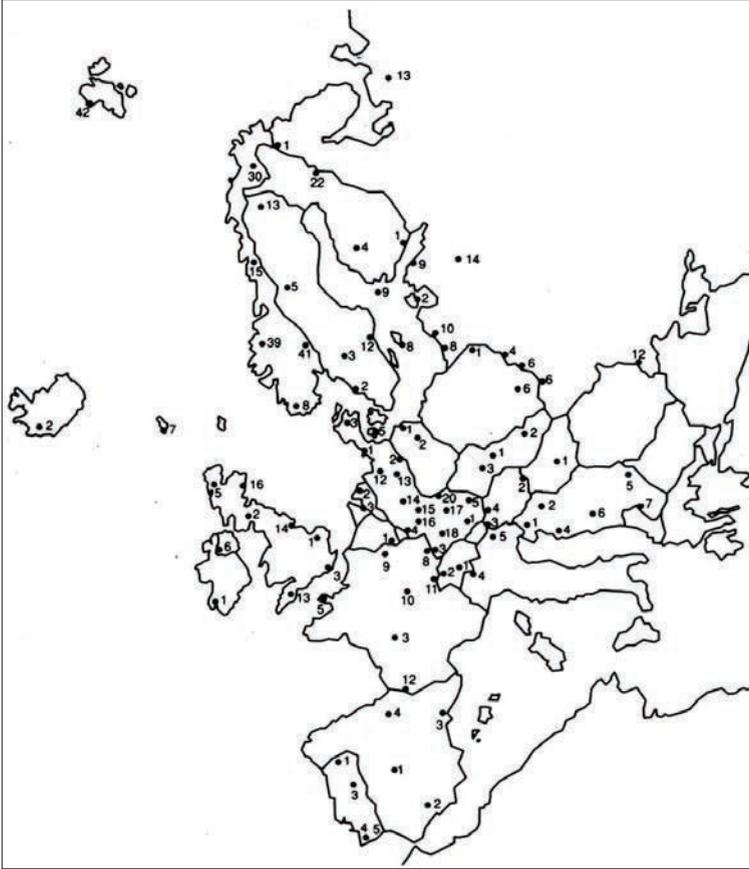


Figura 10.2. Estaciones de medida de la red EMEP.

Las estaciones de medida integradas en la red EMEP se muestran en la Figura 10.2.

5.3. Redes a escala nacional (autonómica y/o local)

Este tipo de redes de vigilancia están constituidas por estaciones que se encargan de medir:

- Los niveles de contaminación urbana.
- Los niveles de contaminación en zonas ubicadas en las proximidades de instalaciones industriales.

En España existen actualmente más de 100 redes, en las Comunidades Autónomas y algunos Ayuntamientos, las cuales están constituidas por estaciones manuales que aportan los datos medios diarios, y estaciones automatizadas que aportan los datos medios horarios. Los criterios que se deben seguir para la ubicación de los distintos puntos de muestreo están establecidos en RD 102/2011.

Red Española de Vigilancia de la Contaminación Atmosférica

Esta red está integrada en el programa EMEP y en la Red BAPMoN. Su gestión y explotación la realizan conjuntamente el Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad a través del Instituto de Salud Carlos III, y el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, a través de la Agencia Estatal de Meteorología del Gobierno de España, que se encarga de las observaciones medioambientales sobre el ozono, rayos ultravioleta, etc, y de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental.

Programa CAMP, Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme

El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente también gestiona la red costera del Programa CAMP (Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme), dentro del Convenio de Oslo y París, para medir contaminantes atmosféricos que afecten al océano Atlántico, encargándose de la coordinación y custodia de las redes, y de la validación y difusión de los datos. A su vez, el Centro Nacional de Sanidad del Instituto de Salud Carlos III se ocupa de la realización de los análisis químicos y de verificar y contrastar los sistemas de medida empleados en las estaciones.

Red RCAP, Red de la Calidad del Aire en Parques

La Dirección General de Conservación de la Naturaleza (MARM) mantiene redes de sensores pasivos que se encuentran situados en sistemas forestales representativos, la más importante de las cuales está ubicada en los Parques Nacionales. Su objetivo es determinar la calidad del aire en dichos espacios mediante la medición de cuatro de los gases considerados

como contaminantes de mayor impacto en las especies vegetales, tanto primarios (SO_2 y NH_3), como secundarios (O_3 y NO_2). En sus estaciones se determinan las concentraciones de dichos contaminantes con periodicidad generalmente quincenal desde el año 2001.

Existen, además, redes de vigilancia y calidad de la contaminación atmosférica gestionadas por las Comunidades Autónomas y por municipios superiores a 50.000 habitantes, que tengan competencias ambientales, como el Ayuntamiento de Madrid, el cual dispone de una moderna red de estaciones de control de calidad del aire.

6. LEGISLACIÓN SOBRE CALIDAD DEL AIRE

6.1. Internacional

- *Convenio Marco Europeo de 21 de mayo de 1980*, hecho en Madrid, sobre cooperación transfronteriza entre comunidades o autoridades territoriales (Instrumento de ratificación de 10 de julio de 1990). *BOE de 16-10-1980 y C.e BOE 30-10-1980*.
- *Convenio sobre contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia*. Resolución sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia. *DOCE 171/L, de 27-6-1981*.
- *Convenio de Viena para la protección de la Capa de Ozono*, de 22 de marzo de 1985. (Instrumento de adhesión de 13 de julio de 1988). *BOE 275, de 16-11-1985*.
- *Protocolo de Montreal de 16 de septiembre de 1987*, relativo a las Sustancias que Agotan la Capa de Ozono.
- *Instrumento de Adhesión de España al Protocolo del Convenio de 1979*, sobre contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia. *BOE 42, de 18-2-1988*.
- *Protocolo de 31 de octubre de 1988*, hecho en Sofía, al Convenio de Ginebra de 13 de noviembre de 1979, sobre la contaminación transfronteriza a gran distancia, relativo a la lucha contra las emisiones de óxido de nitrógeno o sus flujos transfronterizos (Instrumento de ratificación de 6 de noviembre de 1990). *BOE de 13-11-1991*.

- *Instrumento de Ratificación de 15 de diciembre de 1988*, del Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la Capa de Ozono. *BOE 65, de 17-3-1989*.
- *Ajustes del Protocolo de Montreal*, relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono, de 16 de septiembre de 1987 (Segunda Reunión de las Partes). *BOE 29, de 2-2-1991*.
- *Agenda 21*. Plan de Acción de las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible.
- *Enmienda al protocolo de Montreal* relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono. *DOCE 377/L, de 31-12-1991*.
- *Convención Marco* de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, 1992.
- *Enmienda del Protocolo de Montreal*, de 16 de septiembre de 1987, relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono, adoptada en Londres el 29 de junio de 1990 (Instrumento de aceptación de 29 de abril de 1992). *BOE 168, de 14-7-1992*.
- *Enmienda del Protocolo de Montreal*, relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono, acordada por la Cuarta Reunión de las Partes en Copenhague del 23 a 25 de noviembre de 1992.
- *Convención Marco* de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, hecho en Nueva York el 9 de mayo de 1992 (Instrumento de ratificación de 16 de noviembre de 1993). *BOE de 1-2-1994*.
- *Ajustes del Protocolo de Montreal*, relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono, hecho en Montreal el 16 de septiembre de 1987, adoptados en la Séptima Reunión de las Partes del Protocolo de Montreal, celebrada en Viena el 7 de diciembre de 1995. *BOE 276, de 15-11-1996*.
- *Protocolo de Kioto*, de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, 1997
- *IV Conferencia de las Partes del Convenio sobre Cambio Climático, o Cumbre de Buenos Aires*, 1998.
- *Instrumento de Ratificación del Protocolo al Tratado Antártico*, sobre Protección del Medio Ambiente y sus anejos, hecho en Madrid el 4 de octubre de 1991. *BOE 42, de 18-2-1998*.

- *Instrumento de Ratificación del Protocolo del Convenio sobre contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia de 1979 relativo a la lucha contra las emisiones de compuestos volátiles o sus flujos transfronterizos, hecho en Ginebra el 18 de noviembre de 1991. BOE 225, de 19-9-1997.*
- *Instrumento de Ratificación del Protocolo al Convenio de 1979, sobre contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, relativo a reducciones adicionales de las emisiones de azufre, hecho en Oslo el 14 de junio de 1994. BOE 150, de 24-6-1998.*
- *Ajustes de Protocolo de Montreal, relativo a las sustancias que agotan la capa de Ozono, hecho en Montreal el 16 de septiembre de 1987 (publicado en el Boletín Oficial del Estado de 17 de marzo de 1989), adoptados en la Novena reunión de las partes del Protocolo de Montreal celebrada en Montreal el 17 de septiembre de 1997. BOE 276, de 18-11-1998.*
- *Enmienda del Protocolo de Montreal, relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono, acordado en Pekín el 3 de diciembre de 1999.*
- *Corrección de erratas de los ajustes del Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono, hecho en Montreal el 16 de septiembre de 1987, adoptados en la undécima reunión de las Partes del Protocolo de Montreal celebrada en Pekín (China) el 3 de diciembre de 1999. BOE 14-3-2001.*
- *Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, hecho en Estocolmo el 22 de mayo de 2001.*
- *Página Oficial de la Cumbre de Bonn sobre el Protocolo de Kioto, 2001.*
- *Cumbre del Clima de Marrakech (7ª Sesión de la Conferencia de las Partes). 29 octubre-9 noviembre 2001.*
- *Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPPC).*
- *Instrumento de aceptación de España de la Enmienda al Protocolo de Montreal, relativo a las sustancias que agotan la capa de Ozono de 16 de septiembre de 1987 (publicado en el «Boletín Oficial del Estado»*

de 17 de marzo de 1989), aprobada por la undécima reunión de las Partes en Pekín el 3 de diciembre de 1999. *BOE 70, de 22-3-2002.*

- *Instrumento de Ratificación del Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes*, hecho en Estocolmo el 22 de mayo de 2001. *BOE 151, de 23-6-2004.*
- *Instrumento de ratificación*, del Protocolo al Convenio de 1979 sobre contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, relativo a la reducción de la acidificación, de la eutrofización y del ozono en la troposfera, hecho en Gotemburgo (Suecia) el 30 de noviembre de 1999. *BOE 87, de 12-4-2005.*
- *Declaración del Secretario General de Naciones Unidas en la reunión de alto nivel sobre el cambio climático*. Nueva York, 24 de septiembre de 2007.

6.2. Unión Europea

- *Planes Nacionales de Asignación de Emisiones Contaminantes.*
- *Directiva 70/157/CEE del Consejo, de 6 de febrero de 1970*, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros sobre el nivel sonoro admisible y el dispositivo de escape de los vehículos a motor. *DOCE 42/L, de 23-2-1970.*
- *Directiva del Consejo 80/779/CEE, de 15 de julio de 1980*, relativa a los valores límites y a los valores guía de calidad atmosférica para el anhídrido sulfuroso y las partículas en suspensión. *DOCE 229/L, de 30-8-1980.*
- *Directiva del Consejo 82/884/CEE, de 3 de diciembre de 1982*, relativa al valor límite para el plomo contenido en la atmósfera. *DOCE 378/L, de 31-12-1982.*
- *Directiva del Consejo 84/360/CEE, de 28 de junio de 1984*, relativa a la lucha contra la contaminación atmosférica procedente de instalaciones industriales. *DOCE 188/L, de 16-7-1984.*
- *Directiva del Consejo 85/203/CEE, de 7 de marzo de 1985*, relativa a las normas de calidad del aire para el dióxido de nitrógeno. *DOCE 87/L, de 27-3-1985.*

- *Protocolo del Convenio de 1979*, sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, relativo a la financiación a largo plazo del programa concertado de seguimiento continuo y evaluación del transporte a gran distancia de los contaminantes atmosféricos en Europa (EMEP). *DOCE 181/L, de 4-7-1986.*
- *Decisión 86/277/CEE, del Consejo de 12 de junio de 1986*, relativa a la celebración del Protocolo del Convenio de 1979 sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, relativo a la financiación a largo plazo del Programa de cooperación para la vigilancia continua y la evaluación del transporte a gran distancia de contaminantes atmosféricos en Europa (EMEP). *DOCE 181/L, de 4-7-1986.*
- *Reglamento 3528/86/CEE del Consejo de 17 de noviembre de 1986*, relativo a la protección de los bosques en la Comunidad contra la contaminación atmosférica. *DOCE 326/L, de 21-11-1986.*
- *Directiva 88/77/CEE*, del Consejo relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros sobre las medidas que deben adoptarse contra la emisión de gases contaminantes procedentes de motores diesel destinados a la propulsión de vehículos. *DOCE 36/L, de 9-2-1988.*
- *Directiva del Consejo 88/609/CEE, de 24 de noviembre de 1988*, sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión. *DOCE 336/L, de 7-12-1988.*
- *Directiva del Consejo 89/369/CEE, de 8 de junio de 1989*, relativa a la prevención de la contaminación atmosférica procedente de nuevas instalaciones de incineración de residuos municipales. *DOCE 163/L, de 14-6-1989.*
- *Directiva del Consejo 89/427/CEE, de 21 de junio de 1989*, por la que se modifica la Directiva 80/779/CEE, de 15 de julio de 1980, relativa a los valores límites y a los valores guía de calidad atmosférica para el anhídrido sulfuroso y las partículas en suspensión. *DOCE 201/L, de 14-07-1989.*
- *Directiva 91/441/CEE del Consejo, de 26 de junio de 1991*, por la que se modifica la Directiva 70/220/CEE relativa a la aproximación de las

legislaciones de los Estados Miembros sobre medidas contra la contaminación atmosférica provocada por los gases de escape de los vehículos de motor. *DOCE 242/L, de 30-8-1991.*

- *Directiva 92/72/CEE, del Consejo, de 21 de septiembre de 1992, sobre la Contaminación atmosférica por ozono. DOCE 297/L, de 31-10-1992.*
- *Directiva del Consejo 93/76/CEE, de 13 de septiembre de 1993, relativa a la limitación de las emisiones de dióxido de carbono mediante la mejora de la eficacia energética (SAVE). DOCE 237/L, de 22-9-1993.*
- *Directiva 94/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de marzo de 1994, relativa a las medidas que deben adoptarse contra la contaminación atmosférica causada por las emisiones de los vehículos de motor y por la que se modifica la Directiva 70/220/CEE. DOCE 100/L, de 19-4-1994.*
- *Reglamento (CE) 3093/1994, de Consejo, de 15 de diciembre, relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono. DOCE 333/L, de 22-12-1994.*
- *Directiva 94/66/CE del Consejo, de 15 de diciembre de 1994, por la que se modifica la directiva 88/609/CEE sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión. DOCE 337, de 1994.*
- *Directiva 96/20/CE de la Comisión, de 27 de marzo de 1996, por la que se adapta al progreso técnico la Directiva 70/157/CEE del Consejo relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre el nivel sonoro admisible y el dispositivo de escape de los vehículos de motor. DOCE 92/L, de 13-4-1996.*
- *Directiva 96/44/CE de la Comisión, de 1 de julio de 1996, por la que se adapta al progreso técnico la Directiva 70/220/CEE del Consejo relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros en materia de medidas contra la contaminación atmosférica causada por las emisiones de los vehículos de motor. DOCE 210/L, de 20-8-1996.*
- *Directiva 96/59/CE del Consejo, de 16 de septiembre de 1996, relativa a la eliminación de los poli cloro bifenilos y de los policlorotercenilos (PCB/PCT). DOCE 243/L, de 24-9-1996.*

- *Directiva 96/61/CE del Consejo, de 24 de septiembre de 1996*, relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación. (IPPC). *DOCE 257/L, de 10-10-1996.*
- *Directiva 96/62/CE del Consejo, de 27 de septiembre de 1996*, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente. *DOCE 296/L, de 21-11-1996.*
- *Directiva 96/69/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 8 de octubre de 1996*, por la que se modifica la Directiva 70/220/CEE relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros en materia de medidas contra la contaminación atmosférica causada por las emisiones de los vehículos de motor. *DOCE 282/L, de 1-11-1996.*
- *Rectificación de la Directiva 96/69/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 8 de octubre de 1996*, por la que se modifica la Directiva 70/229/CEE relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros en materia de medidas contra la contaminación atmosférica por las emisiones de los vehículos de motor. *DOCE 83/L, de 25-3-1997.*
- *Libro Verde de la Comisión, de 4 de noviembre de 1996*, sobre la política futura de lucha contra el ruido.
- *Decisión 97/101/CE del Consejo, de 27 de enero de 1997*, por la que se establece un intercambio recíproco de información y datos de las redes y estaciones aisladas de medición de la contaminación atmosférica en los Estados miembros. *DOCE 35/L, de 5-2-1997.*
- *Directiva 97/68/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 1997*, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre medidas contra la emisión de gases y partículas contaminantes procedentes de los motores de combustión interna que se instalen en las máquinas móviles no de carretera. *DOCE 59/L, de 27-2-1998.*
- *Propuesta de Directiva del Consejo* relativa a los valores límite de dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente (98/C 9/05). *DOCE 9/C, de 14-1-1998.*
- *Decisión del Consejo, de 23 de marzo de 1998*, relativa a la celebración por la Comunidad Europea del Protocolo del Convenio de 1979 sobre

- contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, relativo a nuevas reducciones de las emisiones de azufre. *DOCE 326/L, de 3-12-1998.*
- *Propuesta de Reglamento del Consejo relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono. DOCE 286/C, de 15-9-1998.*
 - *Directiva 98/69/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre de 1998, relativa a las medidas que deben adoptarse contra la contaminación atmosférica causada por las emisiones de los vehículos de motor y por la que se modifica la Directiva 70/220/CEE del Consejo. DOCE 350/L, de 28-12-1998.*
 - *Directiva 98/70/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 13 de octubre de 1998 relativa a la calidad de la gasolina y el gasóleo y por la que se modifica la Directiva 93/12/CEE del Consejo. DOCE 350/L, de 28-12-1998.*
 - *Programa Auto-Oil.*
 - *Reglamento (CE) n° 1545/1999 de la Comisión, de 14 de julio de 1999, que modifica el Reglamento (CE) n° 1091/94 por el que se establecen determinadas modalidades de normas para la aplicación del Reglamento (CEE) n° 3528/86 del Consejo relativo a la protección de los bosques de la Comunidad contra la contaminación atmosférica. DOCE 180/L, de 15-7-1999.*
 - *Directiva 1999/13/CE del Consejo, de 11 de marzo de 1999, relativa a la limitación de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes orgánicos en determinadas actividades e instalaciones. DOCE 85/L, de 29-3-1999.*
 - *Directiva 1999/30/CE del Consejo, de 22 de abril de 1999, relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente. DOCE 163/L, de 29-06-99.*
 - *Directiva 1999/94/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de diciembre de 1999, relativa a la información sobre el consumo de combustible y sobre las emisiones de CO₂ facilitada al consumidor al comercializar turismos nuevos. DOCE 12/L, de 18-1-2000.*

- *Directiva 1999/96/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 13 de diciembre de 1999* relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre las medidas que deben adoptarse contra la emisión de gases y partículas contaminantes procedentes de motores diesel destinados a la propulsión de vehículos, y contra la emisión de gases contaminantes procedentes de motores de encendido por chispa alimentados con gas natural o gas licuado del petróleo destinados a la propulsión de vehículos y por la que se modifica la Directiva 88/77/CEE del Consejo. *DOCE 44/L, de 16-2-2000.*
- *Directiva 2000/14/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 8 de mayo de 2000*, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre emisiones sonoras en el entorno debidas a las máquinas de uso al aire libre. *DOCE 62, de 3-7-2000. Modificada por la Directiva 2005/88/CE.*
- *Directiva 2000/25/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de mayo de 2000*, relativa a las medidas que deben adoptarse contra las emisiones de gases contaminantes y de partículas contaminantes procedentes de motores destinados a propulsar tractores agrícolas o forestales y por la que se modifica la Directiva 74/150/CEE del Consejo. *DOCE 173/L, de 12-7-2000.*
- *Reglamento 2037/2000/CE del Consejo, de 29 de junio de 2000*, sobre las sustancias que agotan la capa de ozono. *DOCE 244/L, de 29-9-2000.*
- *Decisión de la Comisión, de 17 de julio de 2000*, relativa a la realización de un *Inventario Europeo de Emisiones Contaminantes (EPER)* con arreglo al artículo 15 de la Directiva 96/61/CE del Consejo relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (IPPC). *DOCE 192/L, de 28-7-2000.*
- *Reglamento 2038/2000/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 28 de septiembre de 2000*, que modifica el Reglamento (CE) 2037/2000 sobre las sustancias que agotan la capa de ozono, en cuanto a los inhaladores dosificadores y las bombas de infusión. *DOCE 244/L, de 29-9-2000.*
- *Reglamento 2039/2000/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 28 de septiembre de 2000*, que modifica el Reglamento 2037/2000/CE so-

bre las sustancias que agotan la capa de ozono, en cuanto al año de referencia para la asignación de cuotas de hidroclorofluorocarburos. *DOCE 244/L, de 29-9-2000.*

- *Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil – Declaraciones de la comisión. DOCE 269, DE 21/10/2000.*
- *Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se modifica el Reglamento del año 2000 sobre sustancias que agotan la capa de Ozono en cuanto al año de referencia para la asignación de cuotas de clorofluorocarburos. DOCE 337E/C, de 28-11-2000.*
- *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre Evaluación y gestión del ruido ambiental. DOCE 337E/C, de 28-11-2000.*
- *Directiva 2000/69/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de noviembre de 2000 sobre los valores límite para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente. DOCE 313/L, de 13-12-2000.*
- *Posición común (CE) n.º 16/2001 aprobada por el Consejo del 8 de marzo de 2001, con vistas a la adopción de la Directiva 2001/... /CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa al ozono en el aire ambiente. DOCE 126/C, de 26-4-2001.*
- *Decisión de la Comisión 333/CE, de 13 de febrero de 2001, sobre la distribución de las cantidades de las sustancias reguladas que se autorizan para usos esenciales en la Comunidad en 2001 de conformidad con el Reglamento (CE) nº 2037/2000 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre las sustancias que agotan la capa de ozono. DOCE 118/L, de 27-4-2001.*
- *Decisión del Consejo 379/CE, de 4 de abril de 2001, relativa a la aprobación, en nombre de la Comunidad Europea, del Protocolo al Convenio de 1979 sobre contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia en materia de metales pesados. DOCE 134/L, de 17-5-2001.*
- *Protocolo al Convenio de 1979 sobre contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia en materia de metales pesados. DOCE 134/L, de 17-5-2001.*

- *Directiva 2001/27/CE de la Comisión, de 10 de abril de 2001*, por la que se adapta al progreso técnico la Directiva 88/77/CEE del Consejo relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre las medidas que deben adoptarse contra la emisión de gases y partículas contaminantes procedentes de motores de encendido por compresión destinados a la propulsión de vehículos y la emisión de gases contaminantes procedentes de motores de encendido por chispa alimentados con gas natural o gas licuado del petróleo destinados a la propulsión de vehículos. *DOCE 107/L, de 18-4-2001.*
- *Directiva 2001/43/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de junio de 2001*, por la que se modifica la Directiva 92/23/CEE del Consejo sobre los neumáticos de los vehículos de motor y de sus remolques así como de su montaje. (Nota: Esta directiva introduce, por primera vez, valores límite obligatorios para el nivel de ruido producto del contacto de los neumáticos de vehículos de motor con el firme de la calzada). *DOCE 211/L, de 4-8-2001.*
- *Libro Verde sobre el Comercio de los Derechos de Emisión de Gases de Efecto Invernadero en la Unión Europea.*
- *Directiva 2001/80/CE del Parlamento Europeo y del Consejo 23 de octubre de 2001* sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión. *DOUE 309, de 27-11-2001.*
- *Directiva 2001/81/CE del Parlamento y el Consejo de 23 de octubre de 2001*, sobre techos nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos. *DOUE 309, de 27-11-2001.*
- *Programa Europeo de Cambio Climático (PECC).*
- *Directiva 2002/3/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de febrero de 2002*, relativa al ozono en el aire ambiente. *DOCE 67/L, de 9-3-2002.*
- *Decisión del Consejo de 25 de abril de 2002*, relativa a la aprobación, en nombre de la Comunidad Europea, del Protocolo de Kioto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y al cumplimiento conjunto de los compromisos contraídos con arreglo al mismo. *DOCE 130/L, de 15-5-2002.*

- *Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de junio de 2002, sobre evaluación y gestión del ruido ambiental. DOCE 189/L, de 18-7-2002.*
- *Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre determinados gases fluorados de efecto invernadero.*
- *Propuesta de Directiva (presentada por la Comisión) del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se modifica la Directiva por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad respecto a los mecanismos de proyectos del Protocolo de Kioto (SEC(2003) 785). COM/2003/0403 final -COD 2003/0173.*
- *Directiva 2003/76/CE de la Comisión, de 11 de agosto de 2003, por la que se modifica la Directiva 70/220/CEE del Consejo relativa a las medidas que deben adoptarse contra la contaminación atmosférica causada por las emisiones de los vehículos a motor. DOCE 206/L, de 1508-2003.*
- *Recomendación de la Comisión, de 6 de agosto de 2003, relativa a las Orientaciones sobre los métodos de cálculo provisionales revisados para el ruido industrial, procedente de aeronaves, del tráfico rodado y ferroviario, y los datos de emisiones correspondientes. DOCE 212/L, de 22-8-2003.*
- *Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre de 2003, por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad y por la que se modifica la Directiva 96/61/CE del Consejo (Texto pertinente a efectos del EEE) DOCE 275/L, de 25-10-2003.*
- *Decisión 280/2004/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 11 de febrero de 2004, relativa a un mecanismo para el seguimiento de las emisiones de gases de efecto invernadero en la Comunidad y para la aplicación del Protocolo de Kioto. DOUE 49, de 19-2-2004.*
- *Dictamen del Comité Económico y Social Europeo sobre la «Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se modifica la Directiva por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Co-*

munidad respecto a los mecanismos de proyectos del Protocolo de Kioto». *DOCE 80/C, de 30-3-2004.*

- *Decisión de la Comisión de 19 de marzo de 2004* relativa a las directrices de aplicación de la Directiva 2002/3/CE del Parlamento Europeo y del Consejo relativa al ozono en el aire ambiente. *DOCE 87/L, de 25-3-2004.*
- *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo con arreglo al párrafo segundo del apartado 2 del artículo 251 del Tratado CE* acerca de la Posición común del Consejo sobre la propuesta de la Comisión de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la limitación de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes orgánicos en las pinturas decorativas y los productos de renovación del acabado de vehículos por la que se modifica la Directiva 1999/13/CE (COM (2002) 750 final (2002/0301 (COD))). *COM/2004/0016 final - COD 2002/0301.*
- *Reglamento (CE) n.º 850/2004 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 29 de abril de 2004,* sobre contaminantes orgánicos persistentes y por el que se modifica la Directiva 79/117/CE. *DOCE 158/L, de 30-4-2004.* Desarrollado en España mediante el *Plan Nacional de Aplicación,* aprobado por Acuerdo de Consejo de Ministros de 2 de febrero de 2007.
- *Directiva 2004/101/CE, de 27 de octubre de 2004,* por la que se modifica la Directiva 2003/87/CE, por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad con respecto a los mecanismos de proyectos del Protocolo de Kioto. *DOUE L338, de 13-11-2004.*
- *Reglamento 2077/2004/CE de 3 de diciembre de 2004,* por el que se modifica el Reglamento 2037/2000 CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre las sustancias que agotan la capa de ozono. *DOCE L359, de 4-12-2004.*
- *Directiva 2004/107/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de diciembre de 2004* relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente. *DOUE 23, de 26-1-2005.*

- *Decisión del Consejo de 20 de septiembre de 2005*, que modifica el Anexo II de la *Directiva 2000/53/CE* del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a los vehículos al final de su vida útil. *DOCE 254, 30-9-2005*.
- *Decisión de la Comisión de 14 de diciembre de 2005* por la que se determinan los respectivos niveles de emisión asignados a la Comunidad y a cada uno de sus Estados miembros con arreglo al Protocolo de Kioto de conformidad con la Decisión 2002/358/CE del Consejo [notificada con el número C(2006) 6468] (2006/944/CE). *DOUE L 358/87, de 16-12-2005*.
- *Directiva 2005/88/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de diciembre*, por la que se modifica la *Directiva 2000/14/CE* del Parlamento Europeo y del Consejo de 8 de mayo de 2000, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre emisiones sonoras en el entorno debidas a las máquinas de uso al aire libre. *DOCE 344, de 27-12-2005*.
- *Decisión del Consejo de 2 de diciembre de 2005*, relativa a la celebración en nombre de la Comunidad Europea del Protocolo de la CEPE/ONU sobre registros de emisiones y transferencias contaminantes. *DOCE 32, de 4-2-2006*.
- *Reglamento (CE) 166/2006, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de enero de 2006*, relativo al establecimiento de un registro europeo de emisiones y transferencias de contaminantes y por el que se modifican las Directivas 91/689/CEE y 96/61/CE del Consejo. *DOCE 33, de 4-2-2006*.
- *Reglamento (CE) 842/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de mayo de 2006* sobre determinados gases fluorados de efecto invernadero. *DOUE 161, de 14-6-2006*.
- *Reglamento (CE) 1366/2006, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006*, por el que se modifica el reglamento (CE) 2037/2000, en lo que se refiere al año de referencia para la asignación de cuotas de hidroclorofluorocarburos a los Estados miembros que se adhirieron a la Unión Europea el 1 de mayo de 2004. *DOCE 264, de 25-9-2006*.

- *Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo*, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. *DOUE 152, de 11-6-2008*.

6.3. Estatal (Contaminación Atmosférica)

- *Ley 38/1972, de 22 de diciembre*, de Protección del Ambiente Atmosférico. *BOE 309, de 26-12-1972*.
- *Decreto 833/1975, de 6 de febrero*, que desarrolla la Ley 38/1972 de Protección del Ambiente Atmosférico. *BOE 96, de 22-4-1975. C.e BOE 137, de 9-6-1975*.
- *Orden de 10 de agosto de 1976*, sobre Normas Técnicas para análisis y valoración de contaminantes atmosféricos de naturaleza química presentes en la atmósfera. *BOE 266, de 5-11-1976. C.e BOE 8, de 10-1-1977*.
- *Orden de 18 de octubre de 1976*, sobre prevención y corrección de la Contaminación Atmosférica de Origen Industrial. *BOE 290, de 3-12-1976. C.e BOE de 23-2-1977*.
- *Real Decreto 547/1979, de 20 de febrero*, por la que se modifica el Decreto 833/1975, que desarrolló la Ley de Protección del Ambiente Atmosférico. *BOE de 23-3-1979*.
- *Real Decreto 2512/1978, de 14 de octubre*, para aplicación del artículo 11 de la Ley 38/1972, de 22 de diciembre. *BOE 258, de 28-10-1978*.
- *Real Decreto 2826/1979, de 17 de diciembre*, que modifica el Real Decreto 2512/1978, de 14 de octubre, para aplicación del artículo 11 de la Ley 38/1972, de 22 de diciembre. *BOE de 20-12-1979*.
- *Resolución de 10 de junio de 1980*, por la que se desarrollan los procedimientos para la determinación de los niveles de inmisión de los óxidos de nitrógeno, como anexo VII de la Orden de 10 de agosto de 1976. *BOE de 13-10-1980*.
- *Orden de 25 de junio de 1984*, sobre instalación de equipos de medida y registro de la contaminación atmosférica en centrales térmicas. *BOE 159, de 4-7-1984*.

- *Resolución de 2 de julio de 1985*, por la que se prorroga el plazo de instalación de equipos de medida y registro de la emisión de contaminantes a la atmósfera establecido por Orden de 25 de junio de 1984. *BOE de 9-7-1985*.
- *Real Decreto 1613/1985, de 1 de agosto*, por el que se modifican parcialmente el Decreto 833/1975, de 6 de febrero y se establecen nuevas normas de calidad del aire en lo referente a contaminación por dióxido de azufre y partículas. *BOE 219, de 12-9-1985. Declarada parcialmente inconstitucional por la STC 329/1993*.
- *Real Decreto 1154/1986, de 11 de abril*, por el que se modifica el Real Decreto 1613/85, de 1 de agosto, sobre normas de calidad del ambiente: Declaración por el Gobierno de zonas de atmósfera contaminada. *BOE 146, de 14-6-1986*.
- *Real Decreto 1154/1986, de 11 de abril*, por el que se modifica parcialmente el Real Decreto 1613/1985, de 1 de agosto, y se establecen nuevas normas de calidad del aire en lo referente a contaminación por dióxido de azufre y partículas. *BOE 219, de 12-9-1986*.
- *Resolución de 17 de abril de 1986*, que establece un período de prueba de equipos para ajuste y calibrado de los equipos de medida, control, registro y transmisión de datos relativos a la emisión de contaminantes a la atmósfera a que se refieren la orden de 25 de junio de 1984 y la Resolución de 2 julio de 1985 de la Dirección General de la Energía. *BOE de 25-4-1986*.
- *Real Decreto 717/1987, de 27 de mayo*, sobre contaminación atmosférica por dióxido de nitrógeno y plomo: Normas de calidad del ambiente. *BOE 135, de 10-6-1987*.
- *Real Decreto 472/1988, de 30 de marzo*, por el que se dictan las disposiciones de aplicación de la Directiva del Consejo de las Comunidades Europeas 75/324/ CEE sobre generadores de aerosoles. *BOE 421, de 20-5-1988*.
- *Orden de 28 de febrero de 1989*, sobre la gestión de la incineración de aceites usados. *BOE 57, de 8-3-1989*.
- *Orden de 22 de marzo de 1990*, por la que se modifica el anexo 4 de la Orden de 10 de agosto de 1976 sobre método de referencia para el muestreo y análisis del humo normalizado. *BOE 76, de 29-3-1990*.

- *Real Decreto 108/1991*, sobre la prevención y reducción de la contaminación del medio ambiente producida por el amianto *BOE 32, de 6-2-1991*.
- *Real Decreto 646/1991, de 22 de abril*, sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión. *BOE 99, de 25-4-1991*.
- *Real Decreto 1088/1992, de 11 de septiembre*, por el que se establecen nuevas normas sobre la limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de instalaciones de incineración de residuos municipales. *BOE 235, de 30-9-1992 y BOE 255, de 23-10-1992*.
- *Real Decreto 1321/1992, de 30 de octubre*, por que se modifica parcialmente el Real Decreto 1613/1985, de 1 de agosto, y se establecen nuevas normas de calidad del aire en lo referente a la contaminación por dióxido de azufre y partículas. *BOE 289, de 2-12-1992*.
- *Sentencia 329/93, de 12 de noviembre de 1993*, del Tribunal Constitucional, sobre Contaminación Atmosférica.
- *Real Decreto 1494/1995, de 8 de septiembre*, sobre contaminación atmosférica por ozono. *BOE 230, de 26-9-1995*.
- *Real Decreto 1800/1995*, que modifica el Real Decreto 646/1991 por lo que respecta a las emisiones procedentes de las instalaciones de combustión entre 50 y 100 MW y de actividades de refinamiento del petróleo. *BOE 293, de 8-12-1995*.
- *Orden de 26 de diciembre de 1995*, para el desarrollo del Real Decreto 646/1991, sobre limitación de emisiones a la atmósfera de grandes instalaciones de combustión en determinados aspectos referentes a centrales termoeléctricas. *BOE 312, de 30-12-1995*.
- *Real Decreto 1217/1997, de 18 de julio*, sobre incineración de residuos peligrosos y de modificación del *Real Decreto 1088/1992, de 11 de septiembre*, relativo a las instalaciones de incineración de residuos municipales. *BOE 189, de 8-8-1997. C.e BOE 15, de 17-1-1998*.
- *Real Decreto 177/1998, de 16 de febrero*, por el que se crea el Consejo Nacional del Clima. *BOE 42, de 18-2-1998*.

- *Ley 4/1998, de 3 de marzo*, por la que se establece el régimen sancionador previsto en el Reglamento (CE) 3093/1994, de Consejo, de 15 de diciembre, relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono. *BOE 54, de 4-3-1998.*
- *Orden de 8 de mayo de 1998*, por la que se deroga la limitación del contenido de azufre del carbón importado para centrales térmicas. *BOE 18-5-1998.*
- *Resolución de 23 de enero de 2002*, de la Secretaría General Técnica, por la que se dispone la publicación de la relación de autoridades competentes y organismos encargados de realizar determinadas actividades y funciones para la aplicación de la Directiva 98/82/CE sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente. *BOE 28, de 1-2-2002.*
- *Estrategia Nacional frente al Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente.
- *Ley 16/2002, de 1 de julio*, de prevención y control integrados de la contaminación. *BOE 157, de 2-7-2002.*
- *Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre*, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono. *BOE 260, de 30-10-2002.*
- *Real Decreto 117/2003, de 31 de enero*, sobre limitación de emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes en determinadas actividades. *BOE 33, de 7-2-2003. C.e BOE 79, de 2-4-2003.*
- *Resolución de 11 de septiembre de 2003*, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se dispone la publicación del Acuerdo de 25 de julio de 2003, del Consejo de Ministros, por el que se aprueba el Programa nacional de reducción progresiva de emisiones nacionales de dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoníaco (NH₃). *BOE 228, de 23-9-2003.*
- *Real Decreto 1796/2003, de 26 de diciembre*, relativo al ozono en el aire ambiente. *BOE 11, de 13-1-2004.*

- *Real Decreto 430/2004, de 12 de marzo*, por el que se establecen nuevas normas sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión, y se fijan ciertas condiciones para el control de las emisiones a la atmósfera de las refinerías de petróleo. *BOE 69, de 20-3-2004*.
- *El Protocolo de Montreal* y el Bromuro de Metilo. Ministerio de Medio Ambiente.
- *El Proceso de Eliminación del Uso del Bromuro de Metilo en España*.
 - *Anexo I*, Informe del Grupo de Evaluación Técnica y Económica de febrero de 2004 (sobre las solicitudes de bromuro de metilo elaborado por el órgano de asesoramiento de las Partes del Protocolo de Montreal).
 - *Anexo II*, Dossier aclarativo a la solicitud de bromuro de metilo para el cultivo de fresa en Huelva (enviado al Secretariado del Protocolo del Montreal, aportando la información suplementaria solicitada en el Informe incluido en el Anexo I).
- *Real Decreto Ley 5/2004, de 27 de agosto*, por el que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. *BOE 208, de 28-8-2004*.
- *Real Decreto 1866/2004, de 6 de septiembre*, por el que se aprueba el Plan nacional de asignación de derechos de emisión, 2005-2007. *BOE 216, de 7-9-2004*.
- *Corrección de errores del Real Decreto 1866/2004, de 6 de septiembre*, por el que se aprueba el Plan Nacional de Asignación de Derechos de Emisión, 2005-2007. *BOE 217, de 8-9-2004*.
- *Resolución de 7 de septiembre de 2004*, de la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y del Cambio Climático, por la que se da publicidad al listado provisional de instalaciones incluidas en el ámbito de aplicación del Real Decreto Ley 5/2004, de 27 de agosto, por el que se regula el régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. *BOE 219, de 10-9-2004*.
- *Resolución de 26 de enero de 2005*, de la Subsecretaría, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros, de 21

de enero de 2005, por el que se aprueba la asignación individual de derechos de emisión a las instalaciones incluidas en el ámbito de aplicación del Real Decreto Ley 5/2004, de 27 de agosto, por el que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. *BOE 24, de 28-1-2005.*

- *Instrumento de Ratificación del Protocolo de Kyoto* al Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, hecho en Kyoto el 11 de diciembre de 1997. *BOE 33, de 8-2-2005.*
- *Ley 1/2005*, por la que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. *BOE 59, de 10-3-2005.*
- *Real Decreto-Ley 5/2005, de 11 de marzo*, de reformas urgentes para el impulso a la productividad y para la mejora de la contratación pública. *BOE 62, de 14-3-2005.* Modifica parcialmente la Ley 1/2005, por la que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero.
- *Orden MAM/144/2006, de 9 de mayo*, por la que se designa a la Dirección General de Calidad y Evaluación ambiental del Ministerio de Medio Ambiente como autoridad nacional del Sistema de Inventario Nacional de emisiones contaminantes a la atmósfera. *BOE 115, de 15-5-2006.*
- *Orden MAM/1445/2006, de 9 de mayo*, sobre tarifas del Registro Nacional de derechos de emisión. *BOE 115, de 15-5-2006.*
- *Orden ITC/2115/2005, de 17 de junio*, por la que se declara la clausura del reactor nuclear experimental ARBI de los laboratorios de ensayos e investigaciones industriales. *BOE 157, de 2-7-2005.*
- *Real Decreto 1264/2005, de 21 de octubre*, por el que se regula la organización y funcionamiento del Registro Nacional de Derechos de Emisión. *BOE 253, de 22-10-2005.*
- *Real Decreto 1315/2005, de 4 de noviembre*, por el que se establecen las bases de los sistemas de seguimiento y verificación de emisiones de gases de efecto invernadero en las instalaciones incluidas en el ámbito de aplicación de la Ley 1/2005, de 9 de marzo, por la que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. *BOE 268, de 9-11-2005.*

- *Real Decreto 227/2006, de 24 de febrero*, por el que se complementa el régimen jurídico sobre la limitación de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles en determinadas pinturas y barnices y en productos de renovación del acabado de vehículos. *BOE 48, de 25-2-2006*.
- *Síntesis de los resultados de las emisiones* de gases de efecto invernadero de la serie correspondiente a los años 1990 a 2004 para los principales sectores y gases, elaborada por el Ministerio de Medio Ambiente y presentada en octubre de 2006 (última edición, revisada).
- *Real Decreto 1370/2006, de 24 de noviembre*, por el que se aprueba el Plan Nacional de Asignación de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, 2008-2012. *BOE 282, de 25-11-2006. Modificado por Real Decreto 1030/2007*.
- *Real Decreto 508/2007, de 20 de abril*, por el que se regula el suministro de información sobre emisiones del Reglamento E-PRTR y de las autorizaciones ambientales integradas. *BOE 96, de 21-4-2007*.
- *Real Decreto 812/2007, de 22 de junio*, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos. *BOE 150, de 23-6-2007*.
- *Estrategia española de cambio climático y energía limpia (EECCCL)*. Horizonte 2007-2012-2021. Aprobada por Acuerdo de Consejo de Ministros de 20-7-2007. Ministerio de Medio Ambiente. *Modifica la Estrategia Nacional frente al Cambio Climático*.
- *Medidas urgentes* de la Estrategia Española de Cambio Climático y Energía Limpia, aprobadas por Acuerdo de Consejo de Ministros de 20-7-2007. Ministerio de Medio Ambiente.
- *Real Decreto 1030/2007, de 20 de julio*, por el que se modifica el *Real Decreto 1370/2006, de 24 de noviembre*, por el que se aprueba el Plan Nacional de Asignación de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, 2008-2012. *BOE 174, de 21-7-2007*.
- *Real Decreto 1031/2007, de 20 de julio*, por el que se desarrolla el marco de participación en los mecanismos de flexibilidad del *Protocolo de Kioto*. *BOE 174, de 21-7-2007*.

- *Ley 34/2007, de 15 de noviembre*, de calidad del aire y protección de la atmósfera. *BOE 275, de 16-11-2007*.
- *Real Decreto 102/2011, de 28 de enero*, relativo a la mejora de la calidad del aire. *BOE 25, de 29-1-2011*.
- *Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire*, aprobado el 4 de noviembre de 2011.

7. BIBLIOGRAFÍA

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
(www.magrama.gob.es/)

Boletín Oficial del Estado.
(<http://www.boe.es/>)

Comunidad Europea.
(<http://www.eea.europa.eu/>)

MOPTMA. (1990). *Calidad del aire en España*. Madrid. MOPTMA.

CUESTIONES Y EJERCICIOS DE AUTOEVALUACIÓN

Intente resolver las cuestiones y ejercicios propuestos antes de comprobar las soluciones.

1. ¿Qué valor recoge el R.D 102/2011 como valor de límite horario para el dióxido de nitrógeno?
2. ¿Cómo se define en la legislación vigente el valor objetivo?
3. ¿Qué mediciones de amoníaco se garantizan y en qué condiciones?
4. ¿Son iguales los valores de inmisión y de emisión debidos a una fuente fija?
5. ¿Cuándo las Administraciones competentes deben suministrar una información inmediata y apropiada?
6. ¿Según la Ley 34/2007, quién tiene la potestad sancionadora?
7. ¿Qué contaminantes están regulados en el RD 102/2011?
8. Cite alguna de las normas que regulan actualmente la calidad del aire en España.
9. ¿Dependen los valores límites fijados en la legislación del período de tiempo considerado?
10. ¿Cuáles son los objetivos y ámbito de la Red BAPMoN?

SOLUCIONES A LAS PRUEBAS DE AUTOEVALUACIÓN

1. El RD 102/2011 fija como valor límite horario para los óxidos de nitrógeno $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (referido a una temperatura de 293 K y 101,3 kPa) que no podrán superarse en más de 18 ocasiones por año civil.
2. El valor objetivo es el nivel de un contaminante que deberá alcanzarse, en la medida de lo posible, en un momento determinado para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos sobre la salud humana, el medio ambiente en su conjunto y demás bienes de cualquier naturaleza.
3. Las autoridades competentes garantizarán al menos un punto para la medición de amoníaco en un área de intensidad elevada de tráfico en todas las ciudades con un número de habitantes superior a 500.000.
4. Son distintos. Los valores de emisión, medidos a la salida de la fuente, son mayores que los de inmisión. Éstos no sólo dependen de los datos de emisión, también de los fenómenos de dispersión del medio atmosférico (mezcla, transporte, deposición, etc.).
5. Cuando se llegue al umbral de información es decir, cuando el nivel de un contaminante a partir del cual una exposición de breve duración supone un riesgo para la salud humana de los grupos de población especialmente vulnerables.
6. Corresponde a las comunidades autónomas y, en su caso, a las entidades locales en los términos del artículo 5.3 de la Ley, el ejercicio de la potestad sancionadora.
7. El RD 102/2011 regula el dióxido de azufre, el dióxido de nitrógeno y los óxidos de nitrógeno, las partículas, el plomo, el benceno y el monóxido de carbono, el arsénico, el cadmio, el níquel, el mercurio, el benzo(a)pireno y los demás hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), el ozono y las sustancias precursoras, y el amoníaco.
8. Las más recientes e importantes son la Ley 34/2007, RD 102/2011 y el Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire.
9. Sí. Con frecuencia los valores de inmisión son mayores para períodos cortos que para períodos dilatados en el tiempo. Por ejemplo:

Valores límite para los óxidos de nitrógeno expresados en NO₂ (R.D. 102/2011)

Valor límite horario para la protección de la salud humana 200 µg/m³

Valor límite anual para la protección de la salud humana 40 µg/m³

10. La Red BAPMoN, es una red a escala mundial de vigilancia de la contaminación atmosférica de fondo. Su objetivo es controlar los cambios a gran escala que tienen influencia en el clima, capa de ozono, etc.

