

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Material particulado atmosférico

El material particulado atmosférico se define como un conjunto de partículas sólidas y/o líquidas (a excepción del agua pura) presentes en suspensión en la atmósfera (Mészáros, 1999). Generalmente, el término *aerosol atmosférico* se utiliza como sinónimo de partículas atmosféricas, aunque esta definición no es estricta. Es necesario considerar que el término material particulado atmosférico es un concepto amplio que engloba tanto las partículas en suspensión como las partículas sedimentables (diámetro > 20  $\mu\text{m}$ ), caracterizadas por un corto tiempo de residencia en la atmósfera (varias horas).

Las partículas atmosféricas pueden ser emitidas por una gran variedad de fuentes de origen natural o antropogénico. Respecto a los mecanismos de formación, las partículas pueden ser emitidas como tales a la atmósfera (primarias) o bien ser generadas por reacciones químicas (partículas secundarias). Dichas reacciones químicas pueden consistir en la interacción entre gases precursores en la atmósfera para formar una nueva partícula por condensación, o entre un gas y una partícula atmosférica para dar lugar a un nuevo aerosol por adsorción o coagulación (Warneck, 1988).

Como resultado de esta variabilidad de fuentes y transformaciones, el material particulado atmosférico consiste en una mezcla compleja de compuestos de naturaleza orgánica e inorgánica con diferentes distribuciones granulométricas y composición química, ambas condicionadas por la composición de los gases que las rodean. Los niveles de material particulado atmosférico se suelen expresar en forma de concentración de masa o número de partículas por unidad de volumen de aire ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$  o  $\text{n}/\text{cm}^3$ ).

La contaminación atmosférica por material particulado se define como la alteración de la composición natural de la atmósfera como consecuencia de la entrada en suspensión de partículas, ya sea por causas naturales o por la acción del hombre (Mészáros, 1999). La presencia de las partículas en la atmósfera, así como su posterior deposición, puede generar efectos tanto en el clima, en los ecosistemas como en los seres vivos (Aitken, 1880; Dockery et al., 1993; Schwartz, 1994 y 1996; Dockery y Pope, 1996; Arimoto, 2001). Con objeto de minimizar el impacto ambiental y en la salud es necesario poner en funcionamiento estrategias de control y reducción de las emisiones de material particulado atmosférico, aunque para que éstas sean efectivas deben realizarse de forma paralela con la reducción de las emisiones de gases precursores.

### 1.2. Principales tipos de partículas atmosféricas

#### 1.2.1. Materia mineral

El material particulado mineral de origen natural constituye la fracción mayoritaria en cuanto a masa del aerosol atmosférico (44% de las emisiones globales a nivel terrestre, Duce, 1995; IPCC, 1996). La emisión de partículas minerales se genera por medio de la acción de los vientos sobre la superficie terrestre, en forma de emisiones fugitivas. La mayor emisión a escala global de este tipo de partícula se produce en regiones áridas o semi-áridas, que se concentran en las latitudes comprendidas aproximadamente entre 10-35°N (donde se incluyen el Norte de África, Oriente Medio y Asia Central, Prospero et al., 2002). En zonas áridas ubicadas fuera de estas

latitudes como Australia o los desiertos de Atacama (Chile) o Kalahari (Botswana) no se registra la emisión significativa de material particulado mineral (Prospero, 1999). Según Prospero (1999 y 2002), la emisión de partículas minerales en regiones como Chad o los desiertos del Sahara y Sahel (todas ellas situadas entre 10-35°N) es debida a que éstas se ubican en cuencas topográficas en las que se acumula el material particulado resultante de los procesos erosivos en las épocas de mayor precipitación. Durante los periodos de sequía, estos depósitos generados se ven expuestos a elevadas temperaturas y a la circulación de masas de aire, que inducen su inyección en la atmósfera. Aunque la mayor emisión de material particulado mineral se produce en áreas desérticas como las anteriormente mencionadas, es importante resaltar que ésta es también significativa a escala local en regiones semi-áridas como el Sudeste de la Península Ibérica.

La distribución granulométrica de este tipo de partícula una vez emitidas en el área fuente es relativamente constante, y se concentra principalmente en tres modas de diámetros 1.5, 6.7 y 14.2  $\mu\text{m}$ , respectivamente (Alfaro et al., 1998). Como se verá más adelante, estas partículas se caracterizan por su granulometría gruesa (si nos referimos a concentraciones máscas de material particulado). La abundancia relativa de partículas dentro de cada una de las modas depende de la velocidad del viento, de modo que a bajas velocidades se produce la resuspensión de las partículas de mayor diámetro, mientras que al incrementar la velocidad se emiten las partículas de menor diámetro. Al margen de la velocidad del viento, la emisión de las partículas de origen mineral depende de la superficie del suelo, de la humedad y la cobertura vegetal entre otros factores (Marticorena et al., 1997).

La composición química y mineralógica de estas partículas varía de una región a otra dependiendo de las características y composición de los suelos, pero generalmente está constituida por calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ), dolomita [ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ], arcillas [sobre todo caolinita,  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ , e illita,  $\text{K}(\text{Al,Mg})_3\text{SiAl}_2(\text{OH})_2$ ], feldespatos [ $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$  y  $(\text{Na,Ca})(\text{AlSi})_4\text{O}_8$ ] y cantidades inferiores de sulfato cálcico ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) y óxidos de hierro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), entre otros (Glaccum y Prospero, 1980; Schütz y Sebert, 1987; Adedokun et al., 1989; Avila et al., 1997; Caquineau et al., 1998). El origen de estas partículas es primario, ya que son emitidas directamente a la atmósfera. En general, la composición del material particulado mineral transportado desde regiones desérticas suele estar enriquecida en arcillas, como consecuencia de su mayor tiempo de residencia atmosférica derivado de su menor diámetro de partícula y su morfología específica laminar (Pósfai y Molnár, 2000).

A pesar de que la mayor parte de las emisiones de materia mineral es de origen natural, es necesario considerar la existencia de un número limitado de fuentes de material particulado mineral de origen antropogénico. Así, actividades como la construcción, la minería o la fabricación de cerámicas o cementos generan partículas minerales, ya sea a través de la propia actividad o durante los procesos de manipulación y transporte de materias primas (emisiones fugitivas). El tráfico puede constituir también una fuente de partículas minerales, a través de la erosión del firme de rodadura (Querol et al., 2001).

### 1.2.2. Aerosol marino

El aerosol marino es el segundo tipo de partícula con mayor importancia en cuanto al volumen total de emisiones a escala global (38% de las emisiones globales a nivel terrestre, IPCC, 1996). Al igual que el material particulado mineral, las partículas de aerosol marino poseen en su mayoría origen natural y son emitidas directamente a la atmósfera (partículas primarias). Existen dos mecanismos principales de formación de

este tipo de partícula: a) la ruptura de burbujas de aire que alcanzan la superficie de los océanos (Figura 1.1), y b) la agitación de la superficie de los mares y océanos por acción del viento. El número de partículas de origen marino en la capa límite oceánica es así directamente proporcional a la velocidad del viento (Pósfai y Molnár, 2000). Según Woodcock (1972), la ruptura de una única burbuja de aire en el océano puede llegar a producir hasta 10 partículas de aerosol marino, de diámetro comprendido entre 2-4  $\mu\text{m}$  (denominadas Jet drops), así como varios cientos de partículas de diámetro sub-micrónico (Film drops). Se trata por tanto de partículas con un diámetro considerable y similar al de la materia mineral.

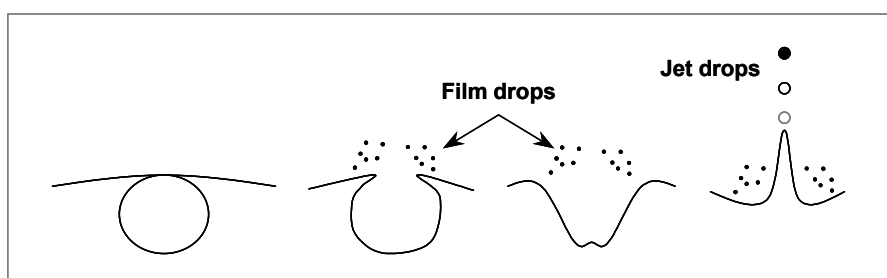


Figura 1.1. Formación de partículas de aerosol marino por ruptura de burbujas de aire en la superficie de mares y océanos (según Warneck, 1988). El diámetro de las Jet drops oscila entre 2-4  $\mu\text{m}$ , mientras que la Film drops son de diámetro < 1  $\mu\text{m}$ .

La composición química del aerosol marino deriva de su fuente de origen: el agua de los mares y océanos. Consecuentemente, las relaciones entre los principales elementos presentes en el agua de los océanos descrita por Mészáros (1999) (Tabla 1.1) se observa también en el aerosol marino. El ratio Cl/Na másico es >1 debido, además de a la mayor masa atómica de Cl, a que un porcentaje del Cl presente se encuentra asociado con Mg. Así, la fracción primaria del aerosol marino está principalmente compuesta por cloruro sódico (NaCl) aunque otras formas de cloruros y sulfatos (ej. MgCl, MgSO<sub>4</sub> o Na<sub>2</sub> SO<sub>4</sub>) también se encuentran presentes.

Tabla 1.1. Principales componentes del agua de mar. Ratio másico entre los diferentes iones (X) y Na<sup>+</sup> (según Mészáros, 1999).

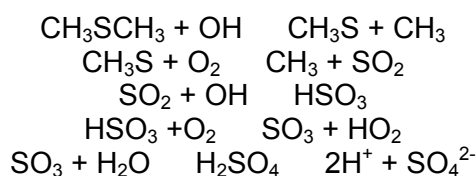
| Iones | Cl <sup>-</sup> | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | Br <sup>-</sup> | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | Na <sup>+</sup> | Mg <sup>2+</sup> | Ca <sup>2+</sup> | K <sup>+</sup> |
|-------|-----------------|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|-----------------|------------------|------------------|----------------|
| mg/kg | 19.3            | 2.7                           | 67              | 142                           | 10.8            | 1.3              | 412              | 399            |
| X/Na  | 1.79            | 0.25                          | 0.006           | 0.013                         | 1               | 0.12             | 0.038            | 0.037          |

Dado que los iones y compuestos mencionados son solubles en agua, el diámetro de partícula del aerosol marino en la atmósfera es dependiente de la humedad relativa.

### 1.2.3. Compuestos de S

Los sulfatos presentes en la atmósfera son generalmente partículas de origen secundario, ya que no son emitidos directamente a la atmósfera sino que se generan mayoritariamente como resultado de la oxidación de precursores gaseosos (principalmente SO<sub>2</sub>). El diámetro de este tipo de partícula suele ser < 1  $\mu\text{m}$  (EPA, 1996). También existen fuentes naturales y antropogénicas de sulfatos primarios, como los yacimientos yesíferos o los procesos industriales de producción de ácido sulfúrico y la producción y manipulación de productos minerales tales como el yeso. Los compuestos de S representan aproximadamente el 7-10% de las emisiones globales a nivel terrestre (IPCC, 1996).

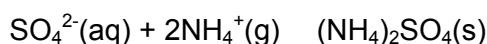
Los gases de origen natural precursores de los sulfatos son esencialmente emitidos a través de emisiones biogénicas y durante las emisiones volcánicas (Andrae y Crutzen, 1997). Sobre la superficie de los mares y océanos es posible encontrar una amplia variedad de compuestos orgánicos y microorganismos que emiten gases sulfurados, entre los cuales se encuentran el dimetil-sulfuro (DMS,  $\text{CH}_3\text{SCH}_3$ ) y el carbonil-sulfuro (COS) (Sieburth, 1982; Andreae, 1986). La ruptura de burbujas de aire arrastra parte de estos compuestos, por lo que es frecuente detectar un reducido porcentaje de materia orgánica de forma conjunta con el aerosol marino. El DMS emitido es considerado uno de los principales precursores de los sulfatos atmosféricos en regiones remotas de los océanos, ya que se oxida a  $\text{SO}_2$  a través de diferentes reacciones para formar finalmente  $\text{SO}_4^{2-}$  según (Harrison y van Grieken, 1998; Mészáros, 1999):



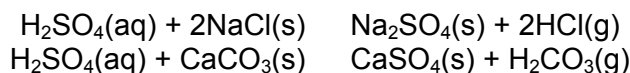
Las emisiones volcánicas constituyen la segunda fuente de  $\text{SO}_2$  natural, al inyectar grandes cantidades a niveles elevados en la atmósfera. El origen de los óxidos de azufre en estas emisiones se encuentra en el fraccionamiento de compuestos volátiles de azufre en la cámara magmática antes de la erupción (Keppler, 1999).

Los sulfatos de origen no natural, por otra parte, constituyen la fracción principal del material particulado atmosférico antropogénico, y las emisiones antropogénicas a su vez se encuentran en el origen de entre 60-80% del S en la atmósfera a escala global (Chuang et al., 1997).

La producción antropogénica de gases precursores de los sulfatos de origen secundario se centra esencialmente en procesos de combustión de combustibles fósiles con alto contenido en S, mayoritariamente carbón y fuel-oil en centrales térmicas y complejos industriales (la combustión de carbón supone en 60% de las emisiones de sulfato antropogénico, el petróleo supone el 28%, según Warneck, 1988). El principal compuesto gaseoso emitido es  $\text{SO}_2$ , que se oxida a  $\text{H}_2\text{SO}_4$  con una velocidad que varía entre 1-10%/hora en función de las condiciones meteorológicas (Hidy, 1994). Numerosos estudios demuestran que la velocidad de formación de sulfato es función de la intensidad de la radiación solar (Mészáros, 1973; Mészáros y Vissy, 1974; Heintzenberg, 1985). La presión de vapor del ácido sulfúrico es muy reducida, por lo que este compuesto no se encuentra en fase gaseosa en la troposfera (Mészáros, 1999). Así, el ácido sulfúrico gaseoso formado en la atmósfera por medio de reacciones químicas condensa rápidamente para formar diminutas gotas de una solución de ácido sulfúrico. Bajo condiciones atmosféricas normales estas partículas ácidas acuosas son parcial o totalmente neutralizadas por amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), dando lugar a la formación de sulfato amónico  $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$  (Junge, 1963):



Debido a su reducido diámetro de partícula (0.16-0.53  $\mu\text{m}$ , Leck y Persson, 1996), este compuesto posee una elevada estabilidad atmosférica, de modo que con frecuencia es utilizado como trazador de procesos de transporte a larga distancia (Warneck, 1988; Seinfeld y Pandis, 1998; Mészáros, 1999). En ambientes con concentraciones bajas de  $\text{NH}_4^+$  y elevadas de Na y/o Ca (como por ejemplo las Islas Canarias o en la cuenca del Ebro) es posible obtener también la neutralización del sulfato según las reacciones (Querol et al., 1996 y 1998):



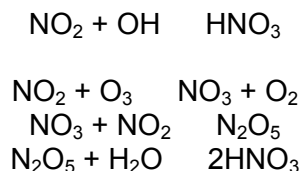
y la consecuente formación de sulfato sódico y cálcico particulado en suspensión.

#### 1.2.4. Compuestos de N

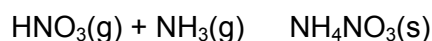
Los compuestos de N en la atmósfera (principalmente  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ ), al igual que los sulfatos, son de origen mayoritariamente secundario y provienen de la reacción de precursores gaseosos naturales y antropogénicos. Estos compuestos representan aproximadamente el 2-5% de las emisiones globales a nivel terrestre (IPCC, 1996). El diámetro de las partículas atmosféricas resultantes suele ser también  $< 1\mu\text{m}$  (EPA, 1996). Los compuestos nitrados de origen natural se suelen originar a partir de las emisiones de los suelos (nitrificación,  $\text{N}_2\text{O}$ ), los incendios forestales ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$ ), las descargas eléctricas ( $\text{NO}$ ) y las emisiones biogénicas ( $\text{NH}_3$ ) (Seinfeld y Pandis, 1998). Las emisiones naturales de  $\text{NO}$  y  $\text{NO}_x$  a escala global constituyen sólo la tercera parte de las emisiones antropogénicas (Mészáros, 1993).

En cuanto a los precursores gaseosos de los nitratos de origen antropogénico, en la actualidad se conocen numerosas fuentes emisoras entre las cuales destacan la producción eléctrica (combustión de gas, fuel-oil y carbón) y otros procesos de combustión a temperaturas elevadas (capaces de oxidar el  $\text{N}_2$  atmosférico) tales como los que ocurren en los motores de los vehículos y la quema de biomasa.

Los principales gases emitidos por fuentes naturales y antropogénicas son así  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{NH}_3$ , cuya oxidación en la atmósfera tiene como resultado más frecuente la formación de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) (Warneck, 1988; Mészáros, 1999):



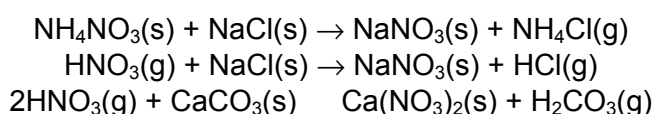
y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). La velocidad de reacción de  $\text{OH}$  con  $\text{NO}_2$  es diez veces superior a la registrada entre  $\text{OH}$  y  $\text{SO}_2$ , por lo que la formación de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  en la atmósfera será siempre más lenta que la de  $\text{HNO}_3$  (Gillani y Wilson, 1983). Por otra parte, los datos existentes en la literatura acerca de la reacción denominada *amonificación* [ $\text{NH}_3(\text{g})$   $\text{NH}_4^+(\text{s})$ ] en la atmósfera (a diferencia de en los suelos) son en general insuficientes para comprender el sistema (Warneck, 1988; Seinfeld y Pandis, 1998). En condiciones normales, el ácido nítrico gaseoso disuelto en micro-partículas líquidas reacciona con el amonio presente en la atmósfera (originado a partir de fuentes naturales y antropogénicas) para dar lugar a la formación de nitrato amónico particulado (EPA, 1996):



Sin embargo, este producto presenta una considerable inestabilidad termodinámica debido a la alta presión de vapor de  $\text{NH}_3$  y  $\text{HNO}_3$  (Warneck, 1988; EPA, 1996; Adams et al., 1999; Mészáros, 1999), y a temperaturas elevadas ( $>20\text{-}25^\circ\text{C}$ ) se volatiliza para dar lugar de nuevo a ácido nítrico gaseoso. Es por ello que el nitrato amónico suele presentar una marcada estacionalidad con máximos invernales y mínimos estivales en entornos como la Península Ibérica (Stelson et al., 1979; Mészáros y Horváth, 1984; Willison et al., 1985; Seidl et al., 1996; Querol et al., 1998 y 2001). Una consecuencia

importante de la elevada presión de vapor del nitrato amónico es el hecho de que en medio ácido (por ejemplo, sulfatos ácidos no neutralizados por amonio), se produce la disociación del nitrato amónico (Gebhart et al., 1994) y la consecuente formación de sulfato amónico. De esta manera, en medio ácido, la formación de nitrato amónico estará siempre supeditada a la previa neutralización por amonio de los sulfatos atmosféricos (formación de sulfato amónico). Ello explica también la mayor estabilidad atmosférica del sulfato amónico y su uso como trazador de transporte a larga distancia.

Al igual que se detecta en el caso del sulfato atmosférico, el nitrato no aparece siempre en forma de nitrato amónico. En medios ácidos y en ambientes con elevadas concentraciones de Na y Ca es posible registrar también la presencia de  $\text{NaNO}_3$  y  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  particulado de origen secundario, formados a partir de las reacciones (Harrison y Pio, 1983; Warneck, 1988; Harrison y Kito, 1990; Wakamatsu et al., 1996; Pio y Lopes, 1998; Querol et al., 1998):



#### 1.2.5. Compuestos de C

Los compuestos carbonosos comprenden una amplia variedad de especies naturales y antropogénicas de composición y estructura diversa, cuya característica común es la presencia de C en su composición. Para su estudio, se distingue generalmente entre carbono elemental (EC) y materia orgánica (OM), y se expresa la masa de carbono total (TC) como la suma de OM + EC. Con frecuencia, y debido a su máxima capacidad de absorción de la radiación emitida (Sloane et al., 1991), el carbono elemental (grafítico) puede ser denominado *black carbon* (BC). Esta fracción suele ser emitida directamente a la atmósfera (partículas primarias) por procesos de combustión incompleta (gas, carbón y/o fuel-oil), y por tanto su origen es esencialmente antropogénico. Los compuestos de carbono orgánicos, por otra parte, pueden ser emitidos directamente a la atmósfera (por fuentes naturales y antropogénicas) o formarse por condensación de compuestos orgánicos volátiles (COVs, también de origen natural o antropogénico). El término *soot* (hollín) es utilizado en ocasiones para denominar la suma de OM+EC primario, aunque este término no se encuentra bien definido en la actualidad (EPA, 1996; Pósfai y Molnár, 2000). Por último, es posible encontrar cantidades limitadas de carbono atmosférico en carbonatos (principalmente  $\text{CaCO}_3$  y  $\text{MgCO}_3$ , naturales y/o antropogénicos). Los compuestos carbonosos representan aproximadamente el 2-5% de las emisiones globales a nivel terrestre (IPCC, 1996).

La emisión de compuestos orgánicos de origen natural se produce esencialmente a través de la vegetación, la superficie de los océanos y los suelos, y puede dar lugar a partículas tanto primarias como secundarias en la atmósfera.

Las partículas primarias están constituidas principalmente por compuestos vegetales y edafológicos, tales como esporas, polen, ácidos húmicos y fúlvicos, microorganismos y hongos (Blanchard y Syzdek, 1982; Artaxo et al., 1994; Campbell et al., 1999). La granulometría de estas partículas es altamente variable, de modo que pueden encontrarse en las fracciones más finas o gruesas del aerosol atmosférico. La importancia de este tipo de material particulado en latitudes tropicales es muy elevada, debido a que constituyen la principal fuente de P atmosférico, así como aportan

cantidades significativas de K y Zn a estos ecosistemas (Artaxo et al., 1994; Echalar et al., 1998).

La formación de partículas naturales secundarias es consecuencia de la oxidación en la atmósfera de los gases orgánicos emitidos principalmente por la vegetación. La composición de dichos gases orgánicos, así como de las partículas atmosféricas resultantes, es muy variable tanto espacial como temporalmente debido a la estricta dependencia del tipo de vegetación y de las condiciones climáticas. Sin embargo, entre los compuestos orgánicos más frecuentes se encuentran el isopreno ( $C_5H_8$ ) y los monoterpenos (por ejemplo,  $\alpha$ -pineno y  $\beta$ -pineno, Yu et al., 1999). Estos compuestos predominan en los entornos continentales, mientras que en los océanos se pueden encontrar otros compuestos tales como el DMS.

El material particulado carbonoso primario de origen antropogénico, por el contrario, tiene su principal fuente en la atmósfera en la generación eléctrica (procesos de combustión). Sin embargo, es necesario considerar también la contribución de otras fuentes de origen industrial así como los aportes del tráfico. Dentro de las ciudades es necesario destacar las emisiones del tráfico, y en especial las de los vehículos diesel, cuya contribución a los niveles de materia carbonosa es cinco veces superior a la de los motores de gasolina (Kim y Hopke, 2003). Sin embargo, actualmente existen dudas acerca de la importancia de los aportes producidos por motores de gasolina antiguos en conjunto con las emisiones producidas en el arranque en frío de los motores de gasolina en general, que según Watson et al. (2002) pueden llegar a superar las emisiones de los vehículos diesel.

En cuanto a las partículas de carbono antropogénico de origen secundario, aproximadamente el 50% proviene de la evaporación de gasolina, la gasolina líquida y las emisiones de los vehículos (Watson et al., 2001). Asimismo, contribuyen a los niveles de OM la fabricación y manipulación de pinturas y disolventes.

### *Carbono elemental*

Según Hansen y Rosen (1990), los motores diesel constituyen la principal fuente de carbono elemental antropogénico en la atmósfera. Estudios llevados a cabo en Los Angeles, Detroit y un área rural en el entorno de Pensylvania han demostrado que el 93%, 47% y entre 30-60% del EC, respectivamente, es atribuible a la actividad del tráfico, en particular a los motores diesel (Wolff y Korsog, 1985; Pratsinis et al., 1988; Keeler et al., 1990). Por otra parte, en estudios europeos (Berlín) se ha observado que entre el 11-17% de PM<sub>10</sub> está constituido por EC (John et al., 2003). El ratio EC/TC es muy variable en función del área de estudio, ya que alcanza solamente 0.15-0.20 en zonas rurales (donde predomina el carbono orgánico) y entre 0.4-0.8 en entornos urbanos (Wolff et al., 1982; Fraser et al., 2003). Las partículas de EC presentan una granulometría fina, generalmente  $\approx 0.1 \mu m$ .

### *Materia orgánica*

La materia orgánica de origen antropogénico está compuesta por una compleja mezcla de compuestos orgánicos. Generalmente, la concentración de OM se suele expresar como el contenido en carbono orgánico (OC), aunque de esta forma se desprecia la contribución de otros elementos como O, N y H. Con objeto de evitar esta pérdida de masa, la concentración de OC se suele multiplicar por un factor de 1.5 (Wolff et al., 1991) o 1.4 (White y Macias, 1989) para estimar la concentración de materia orgánica (OM).

La masa de OM puede llegar a representar entre 10-25% de PM<sub>10</sub> y entre 11-25% de PM<sub>2.5</sub> (Wolff et al., 1991). En términos de masa la mayor parte de estas partículas se encuentra generalmente en torno a 1  $\mu\text{m}$ , aunque en lo referente al número de partículas el 85% se acumula en la fracción <0.1  $\mu\text{m}$ .

### 1.3. Tamaño de partícula

El diámetro de las partículas atmosféricas en suspensión varía desde nanómetros (nm) hasta decenas de micras ( $\mu\text{m}$ ). Generalmente se identifican diferentes rangos de tamaños de partícula denominados “modas”, que están relacionados en su mayoría con el mecanismo de formación de las partículas: nucleación, Aitken, acumulación y moda gruesa (Warneck, 1988; EPA, 1996; Seinfeld y Pandis, 1998, Figura 1.2). En general, la granulometría y la composición química del material particulado suelen ser características del foco emisor. La denominación de las partículas incluidas en determinados rangos granulométricos varía en función del ámbito de estudio, ya sea en ciencias atmosféricas o en epidemiología y calidad del aire. Así, como se verá más adelante, se denomina “partículas finas” en ciencias atmosféricas a aquellas partículas de diámetro <1 $\mu\text{m}$ , mientras que en epidemiología esta definición abarca hasta las partículas de diámetro <2.5  $\mu\text{m}$ . Consecuentemente, en estudios epidemiológicos se hace referencia a partículas gruesas a partir de 2.5  $\mu\text{m}$  de diámetro, mientras que en ciencias de la atmósfera se consideran gruesas las partículas de diámetro >1  $\mu\text{m}$ .

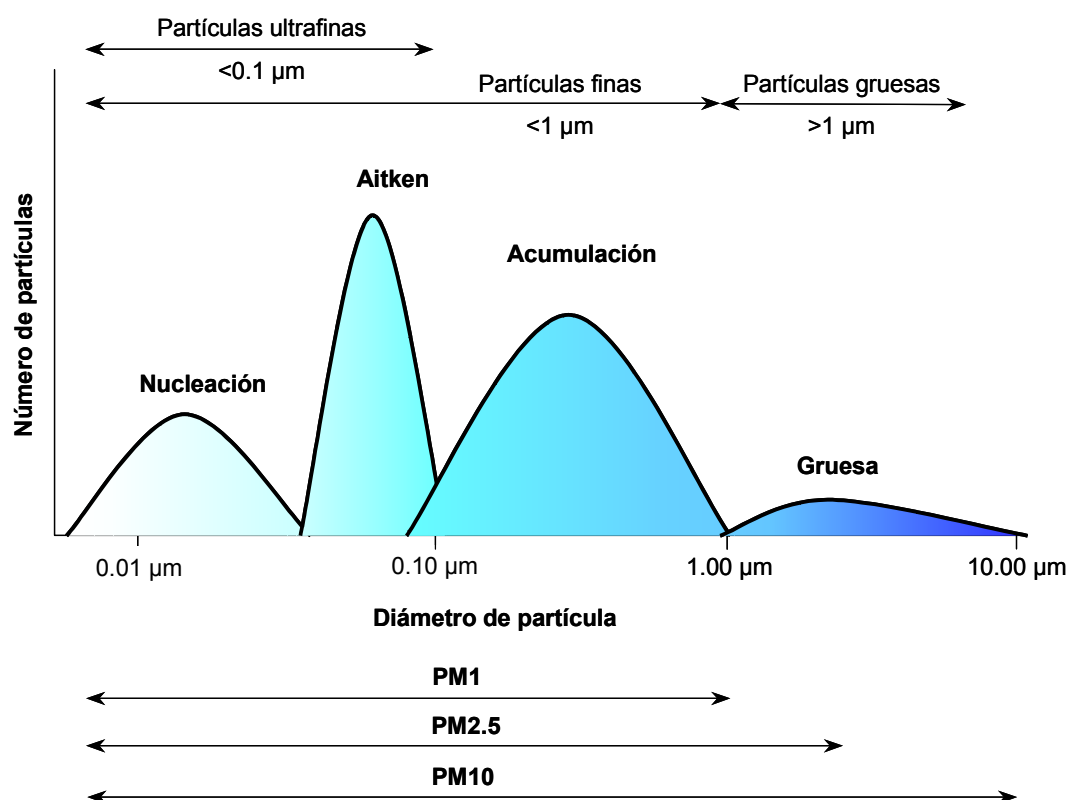


Figura 1.2. Distribución del número de partículas en función del diámetro (modificado de EPA, 1996).

**Moda de nucleación (<0.02  $\mu\text{m}$ ):** la mayor concentración en número de partícula se encuentra entre 5-15 nm. Los únicos precursores gaseosos con capacidad para formar partículas por nucleación homogénea en aire ambiente son  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y  $\text{NH}_3$ . La vida media de estas partículas en la atmósfera es del orden de horas ya que coagulan rápidamente con otras partículas o incrementan de tamaño por condensación. En



áreas de fondo se han observado incrementos de diámetro en la moda de nucleación de hasta varios nm/hora (Kulmala et al., 2001). La teoría clásica de la nucleación define que ésta depende de la concentración del gas precursor, la humedad relativa y la temperatura. Concretamente, la nucleación se ve favorecida por descensos en la temperatura y/o incrementos en la humedad relativa (Eastern and Peter, 1994). Durante episodios de contaminación por la actividad del tráfico se detecta con frecuencia la presencia de partículas de esta moda, aunque actualmente se desconoce si son emitidas directamente como material particulado primario (por ejemplo, carbono elemental en motores diesel) por los vehículos o si se forman al entrar en contacto los gases de combustión con el aire ambiente (a menor temperatura).

Moda Aitken (0.02-0.1  $\mu\text{m}$ ): estas partículas pueden tener un origen primario (natural o antropogénico) o secundario (a partir de partículas de la moda de nucleación). Mucho se desconoce aún acerca de la composición química de estas partículas, aunque es muy probable que las de origen secundario se formen por procesos de coagulación a partir de la moda de nucleación, por condensación y/o por reacciones en fase líquida (con compuestos inorgánicos). La influencia de las emisiones antropogénicas en las partículas de la moda Aitken no está bien definida en la actualidad. Un ejemplo de un tipo de partícula que se acumula típicamente en esta moda es el carbono de origen primario (soot) con origen en procesos de combustión (mayoritariamente motores diesel). Estas partículas de carbono suelen presentar diámetros de partícula de aproximadamente 100 nm (y generalmente  $>30$  nm), pudiendo llegar a alcanzar 150-200 nm (Matter et al., 1999).

El término “partículas ultrafinas” se utiliza en medicina para denominar partículas de  $<0.1 \mu\text{m}$ , que por tanto incluyen la moda de nucleación y la mayor parte de la moda Aitken. En algunas ocasiones este término se refiere únicamente a la moda de nucleación.

Moda de acumulación (0.1-1  $\mu\text{m}$ ): la mayor densidad de partículas se registra entre 150-250 nm. En la atmósfera, las partículas de la moda Aitken crecen hasta formar parte de la moda de acumulación por medio de reacciones en fase líquida que tienen lugar en gotas de agua en las nubes. La transferencia de masa es máxima en la nube a pesar del escaso tiempo de reacción, debido al elevado volumen de agua y la velocidad de reacción en las nubes. Aproximadamente el 90% del sulfato que se forma en la atmósfera es originado por la oxidación en fase líquida del dióxido de azufre en las nubes (Langner y Rodhe, 1992). El tiempo de residencia en la atmósfera es máximo para las partículas de esta moda.

Moda gruesa ( $>1 \mu\text{m}$  en términos de aerosoles atmosféricos): en términos de calidad del aire y epidemiología esta moda comprende las partículas de diámetro  $>2.5 \mu\text{m}$ . La mayor parte de las partículas en esta moda se forman por procesos mecánicos tales como la erosión de la superficie terrestre (materia mineral) o de otros materiales, o por la explosión de burbujas en la superficie de mares y océanos (aerosol marino). Tradicionalmente se ha considerado que el aerosol marino se encuentra en la moda gruesa, aunque recientemente Mårtensson et al. (2002) han demostrado que también se genera un elevado número de partículas de 20 nm. En masa, el predominio de las partículas gruesas es evidente. El crecimiento de las partículas de diámetro  $<1 \mu\text{m}$  no puede dar lugar a partículas de diámetro  $>1 \mu\text{m}$ . Por otra parte, los procesos mecánicos que generan las partículas primarias no pueden normalmente producir partículas de diámetro  $<1 \mu\text{m}$  debido a limitaciones energéticas. Consecuentemente, la transferencia de partículas entre diferentes modas se encuentra con un límite en torno a  $1 \mu\text{m}$ . Las partículas  $<1 \mu\text{m}$  son denominadas partículas finas, mientras que aquellas de diámetro  $>1 \mu\text{m}$  son gruesas.

La moda gruesa se caracteriza por presentar un reducido número de partículas pero una elevada masa. Aunque las partículas de origen primario dominan en esta moda, también es posible encontrar partículas de origen secundario. Estas partículas secundarias son formadas por reacciones químicas entre las partículas primarias de origen crustal o marino y gases presentes en la atmósfera, como ocurre por ejemplo en la reacción del ácido nítrico gaseoso con cloruro sódico o carbonato cálcico, que resulta en la formación de nitrato sódico o cálcico (Harrison y Pio, 1983; Querol et al., 1998) en el rango  $>1 \mu\text{m}$  debido al tamaño original de estos compuestos naturales.

En términos de calidad del aire se definen también cuatro parámetros fundamentales atendiendo al tamaño de corte de los sistemas de captación: PST, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>1</sub> (Figura 1.2). Mientras que el término PST se refiere a Partículas en Suspensión Totales, PM<sub>10</sub> se define como la masa de partículas que atraviesa un cabezal de tamaño selectivo para un diámetro aerodinámico de  $10 \mu\text{m}$  con una eficiencia de corte del 50 %. La misma definición para cabezales de corte de  $2.5 \mu\text{m}$  y  $1 \mu\text{m}$  se aplica para PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>1</sub>, respectivamente.

En la Figura 1.3 se muestra un ejemplo que representa la distribución del material particulado en función del número, superficie y masa de las partículas. Los resultados que en ella se presentan provienen de un estudio llevado a cabo por el Dr. Hans C. Hasson (comunicación personal) durante dos semanas en una estación de tráfico en Estocolmo. En primer lugar, las partículas de las modas de nucleación y Aitken dominan el número de partículas. La distribución en función de la superficie, por otra parte, muestra un máximo en torno a  $0.1 \mu\text{m}$  lo cual indica que en este diámetro se produce la acumulación de masa de forma más efectiva por procesos de coagulación y condensación. Sin embargo, también se detecta un incremento en la superficie en las partículas gruesas. Por último, la distribución de la masa se concentra en la moda gruesa.

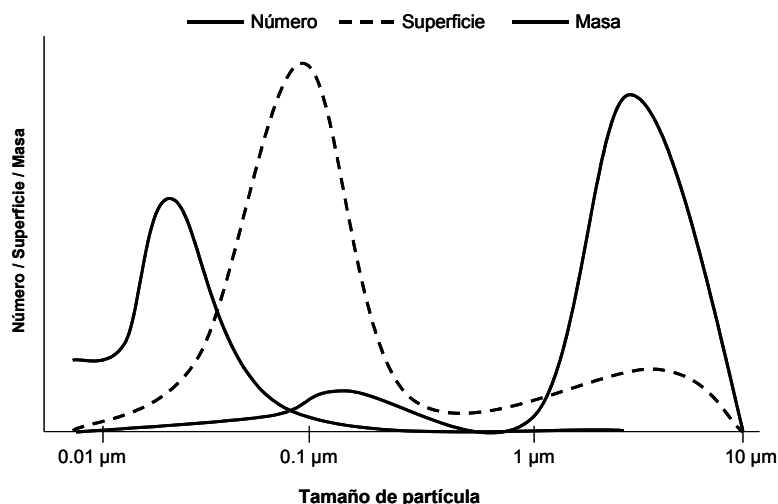


Figura 1.3. Distribución granulométrica del material particulado atmosférico en función del número de partículas, la superficie y la masa (según Dr. H C Hasson, comunicación personal).

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Putaud et al. (2002) en un estudio realizado en 33 puntos de muestreo repartidos por toda Europa, en el que se concluye que el número de partículas incrementa en mayor medida que la masa en zonas contaminadas. Ello se explica con el incremento en la concentración de partículas de menor tamaño en las zonas con mayor grado de contaminación con respecto a áreas más limpias. Análisis de la distribución granulométrica llevados a cabo en este estudio afirman que entre el 70-80% de las partículas presentan un diámetro  $<100 \text{ nm}$ . En las

zonas más contaminadas estas partículas están constituidas principalmente por materia carbonosa.

La relación entre las partículas finas y gruesas depende del punto de muestreo y de los focos emisores. Así, Putaud et al. (2002) afirman que no existe una relación “universal” entre PM<sub>10</sub> (partículas con diámetro inferior a 10 µm) y PM<sub>2.5</sub> (partículas con diámetro inferior a 2.5 µm), entre la masa, el número o la composición química de las partículas. Estos mismos autores concluyen que el ratio PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> tiende a incrementar con la concentración de PM<sub>10</sub>, aunque las estaciones de tráfico suponen una excepción ya que se observa la situación opuesta (mayor concentración de partículas gruesas debido al tráfico).

#### 1.4. Emisiones de material particulado atmosférico

Las emisiones a escala global de material particulado atmosférico según Brasseur et al. (1999), se reflejan en la Tabla 1.2. Los resultados se expresan en millones de toneladas/año, y se han dividido en emisiones de fuentes antropogénicas y naturales, primarias y secundarias, de partículas de diámetro <25 µm y <1 µm. Según estos datos, anualmente se emiten a la atmósfera entre 2.428 y 4.875·10<sup>6</sup> toneladas de material particulado de diámetro <25 µm, de las cuales entre 962 y 2.030·10<sup>6</sup> toneladas (alrededor del 40%) poseen un diámetro <1 µm.

La división entre partículas naturales y antropogénicas demuestra que, si se consideran los valores máximos, las emisiones procedentes de fuentes naturales duplican aproximadamente a las de fuentes antropogénicas, aunque las diferencias se acortan en lo referente a las emisiones de PM<sub>1</sub>. Asimismo, dentro de las emisiones de origen natural predominan las partículas primarias, concretamente aquellas de origen mineral y marino (1000-3000·10<sup>6</sup> toneladas/año y 1000-10.000·10<sup>6</sup> toneladas/año, respectivamente según Brasseur et al., 1999, y 1500·10<sup>6</sup> toneladas/año y 1300·10<sup>6</sup> toneladas/año respectivamente según IPCC, 1996). En cuanto a las partículas de origen antropogénico, existe un mayor equilibrio entre las emisiones primarias y secundarias, principalmente debido a la contribución a las partículas primarias de los procesos de quema de biomasa y combustión en procesos industriales y de transporte (máximo de 220·10<sup>6</sup> toneladas/año).

Tabla 1.2. Emisiones a escala global de material particulado atmosférico (modificado de Brasseur et al., 1999). D: diámetro de partícula.

| EMISIONES DE MATERIAL PARTICULADO (10 <sup>6</sup> t/año) |                      |          |                     |           |          |
|-----------------------------------------------------------|----------------------|----------|---------------------|-----------|----------|
| Natural                                                   |                      |          | Antropogénico       |           |          |
| Primario                                                  | D < 25 µm            | D < 1 µm | Primario            | D < 25 µm | D < 1 µm |
| Mineral                                                   | 1000-3000            | 265      | Industria           | 40-130    | 20-65    |
| Incendios forest.                                         | 3-150                | 2-75     | OC+EC               | 60-220    | 60-220   |
| Aerosol marino                                            | 1000-10 <sup>4</sup> | 20-100   | Mineral             | 820       | 140      |
| Volcanes                                                  | 4-10 <sup>4</sup>    | 0.4-100  |                     |           |          |
| Orgánico                                                  | 26-50                |          |                     |           |          |
| Secundario                                                |                      |          | Secundario          |           |          |
| DMS, H <sub>2</sub> S                                     | 60-110               | 60-110   | SO <sub>2</sub>     | 120-180   | 120-180  |
| SO <sub>2</sub> (volcanes)                                | 10-30                | 10-30    | NO <sub>x</sub>     | 20-50     | 5-10     |
| NO <sub>x</sub> biogénico                                 | 10-40                | 10-40    | COVs                | 5-25      | 5-25     |
| COV biogénico                                             | 40-200               | 40-200   |                     |           |          |
| NH <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>            | 80-270               | 80-270   |                     |           |          |
| Total natural                                             | 1363-3550            | 397-1390 | Total antropogénico | 1065-1325 | 565-640  |

Con objeto de profundizar en las emisiones con carácter antropogénico, en la Figura 1.4 (Second Position Paper on Particulate Matter, EC, 2003) se ha representado, en promedio para los 15 Estados Miembros, la contribución de siete de los principales sectores generadores de emisiones a los niveles de PM<sub>10</sub> primario y de los principales precursores gaseosos (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>), compuestos orgánicos volátiles no metánicos (NMVOC) y NH<sub>3</sub>. Según estos resultados, a escala comunitaria las emisiones de PM<sub>10</sub> vienen determinadas por los procesos industriales (29%), el transporte por carretera (tráfico, 20%) y “otras” (20%), que representan entre otros los procesos de combustión en zonas residenciales (calefacción) y la agricultura. Evidentemente, dentro de las ciudades estos porcentajes suelen variar significativamente y predomina la influencia del tráfico. Por otra parte, el 45% de las emisiones de NO<sub>x</sub> proviene del transporte por carretera, el 18% de otros tipos de transporte y el 17% de las plantas de producción eléctrica. El sector industrial es el principal responsable de las emisiones de SO<sub>2</sub> en los 15 países de estudio (86%), distribuido entre la producción eléctrica (62%) y los procesos industriales (24%). Los compuestos orgánicos no metánicos son emitidos durante procesos de combustión (tráfico, 30%) y “otros” procesos industriales (41%), como por ejemplo la fabricación y manipulación de disolventes. Por último, las emisiones de NH<sub>3</sub> se producen de forma casi exclusiva a causa de la agricultura (94%).

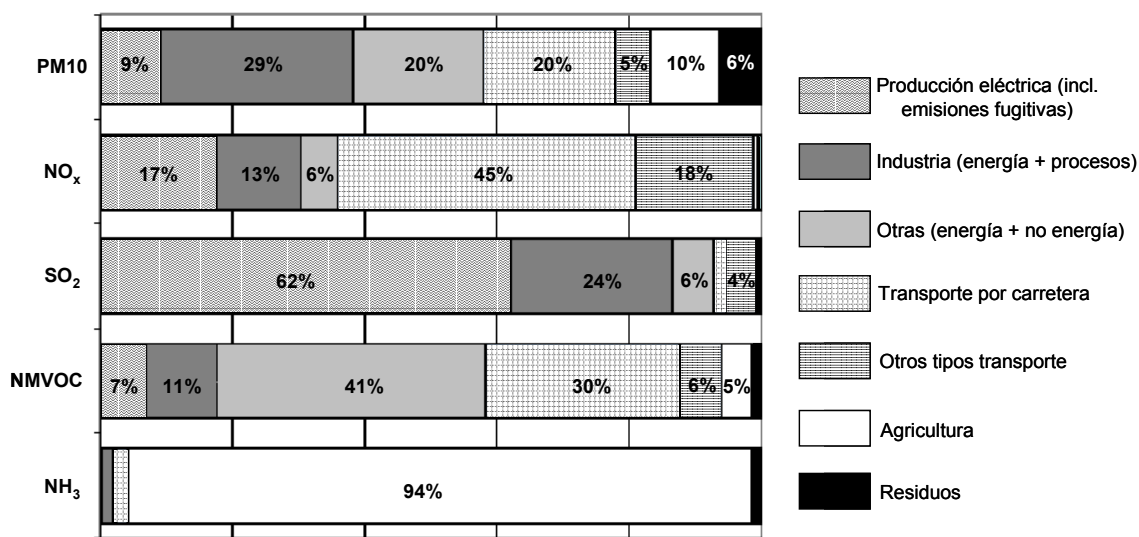


Figura 1.4. Contribución media para los 15 Estados Miembros a los niveles de PM<sub>10</sub> y precursores gaseosos (EC, 2003). NMVOC: compuestos orgánicos volátiles no metánicos.

### 1.5. Vida media de las partículas en la atmósfera

Tras su emisión o formación en la atmósfera, la extracción de la atmósfera del material particulado en suspensión se produce por diversos mecanismos, bien por deposición seca o por deposición húmeda, cuya eficacia depende esencialmente del diámetro, composición química y propiedades termodinámicas de las partículas.

En primer lugar, el tiempo de residencia atmosférica posee una relación inversa con el tamaño de partícula (para partículas de diámetro aproximadamente >50 nm). La vida media de las partículas de la moda de nucleación (<0.02 µm) es muy reducida (horas), debido a su rápida transformación a la moda Aitken. El tiempo de residencia en suspensión de las partículas de la moda gruesa incrementa al disminuir el diámetro: varias horas para las partículas de diámetro >20 µm, y de 2-4 días para partículas de 2-3 µm. Finalmente, las partículas en las modas de acumulación y en el límite superior

de la moda Aitken (0.1-1  $\mu\text{m}$ ) presentan el mayor tiempo de residencia en la atmósfera (Mészáros, 1999). Las partículas minerales de origen africano constituyen una excepción en este caso, ya que en términos de masa su granulometría es mayoritariamente gruesa (>2.5  $\mu\text{m}$ , aunque también se pueden detectar partículas de diámetro 0.1-1  $\mu\text{m}$ ) y sin embargo pueden llegar a ser transportadas hasta 4000 km (Carlson y Prospero, 1972; Prospero, 1999). Ello es debido a que el transporte se produce principalmente en la troposfera libre, aunque en áreas cercanas al foco emisor la capa límite también se ve afectada en determinadas épocas del año. En la troposfera libre el transporte se ve favorecido por dos factores: a) el aumento de la velocidad del viento en altura, y b) la menor incidencia en altura de los procesos de lavado de las masas de aire (Prospero, 1999).

En cuanto a su composición química, la vida media de las partículas tiene mucho que ver con el carácter higroscópico de las mismas. Las partículas de diámetro >0.1  $\mu\text{m}$  (modas de acumulación y gruesa) actúan como eficientes núcleos de condensación debido a que suelen contener una importante fracción soluble en agua, y es por ello que uno de sus principales mecanismos de retirada de la atmósfera es la deposición húmeda. De esta manera, la vida media de las partículas entre 0.1-1  $\mu\text{m}$  se considera similar a la del agua (alrededor de 10 días, Pósfai y Molnár, 2000). Por el contrario, las partículas carbonosas son de naturaleza más hidrofóbica, y por tanto es necesario el transcurso de cierto tiempo hasta que la oxidación de la superficie de estas partículas permita su retirada por deposición húmeda. Como resultado, la vida media de las partículas carbonosas es superior a la de la fracción soluble (Gaffney et al., 2002).

Por último, la vida media puede depender también de las propiedades termodinámicas de las partículas. La distribución entre las fases sólida y gaseosa de numerosas especies químicas depende de las condiciones ambientales, tales como la temperatura y la humedad relativa. Este hecho es especialmente importante para especies como el nitrato amónico y los compuestos orgánicos volátiles (Adams et al., 1999). Las mayores variaciones de humedad y temperatura se producen con el cambio de estaciones en el año, por lo que las concentraciones de estas especies presentan una determinada evolución estacional. A modo de ejemplo, y como se ha expuesto anteriormente, el nitrato amónico ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) no es en términos generales estable en fase particulada en verano (Stelson et al., 1979, Mészáros y Horváth, 1984, Willison et al., 1985, Seidl et al., 1996; Querol et al., 1998), y es por ello que la evolución estacional de este compuesto en PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> suele presentar máximos en invierno y mínimos en verano. Sin embargo, otro compuesto relacionado como es el sulfato amónico [ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ] presenta una elevada estabilidad atmosférica y consecuente un tiempo de residencia, de tal modo que es utilizado con frecuencia como trazador de transporte a larga distancia (Warneck, 1988; Seinfeld y Pandis, 1998; Mészáros, 1999).

Como resultado, en la Figura 1.5 se muestra una representación del alcance espacial y temporal del material particulado atmosférico en comparación con una serie de compuestos atmosféricos seleccionados. En ella se aprecia cómo los compuestos con menor tiempo de residencia en la atmósfera son aquellos de mayor reactividad química, como pueden ser OH,  $\text{NO}_3$  y  $\text{OH}_2$  (Seinfeld y Pandis, 1998). El alcance espacial de estos compuestos se limita a la micro-escala (<100 m). Los precursores gaseosos y la mayoría de partículas atmosféricas poseen una vida media en la atmósfera de entre 1 hora y 1 año, y su transporte puede abarcar desde la escala local (1-10 km) hasta la meso-escala (máximo de 1000 km). Finalmente, los compuestos con mayor tiempo de residencia en suspensión (CFCs,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ , entre otros) se caracterizan por su gran estabilidad química, lo cual favorece su transporte a mayores altitudes y a lo largo de decenas de miles de kilómetros (Seinfeld y Pandis, 1998).

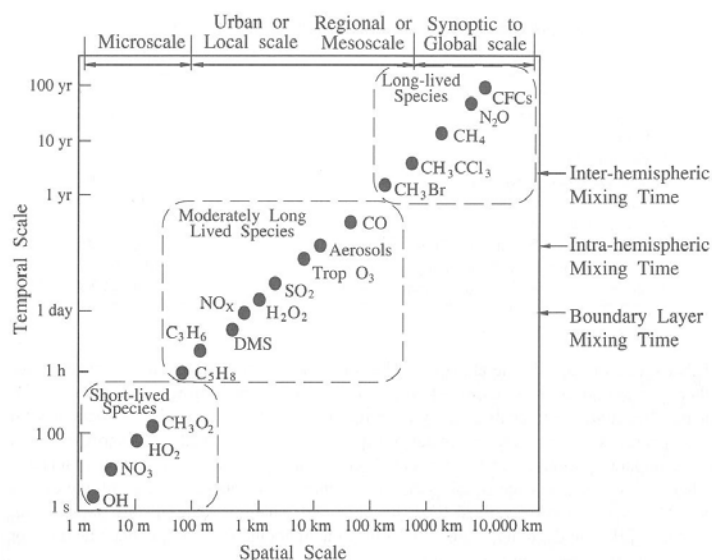


Figura 1.5. Vida media (alcance espacial y temporal) de determinados compuestos atmosféricos (según Seinfeld y Pandis, 1998).

## 1.6. Efectos del material particulado atmosférico

El material particulado atmosférico es, tal como se ha descrito anteriormente, un conjunto heterogéneo de partículas emitidas por muy diversas fuentes, que incluye componentes de distinta naturaleza. Consecuentemente, los efectos del material particulado sobre el entorno son también muy variados, y los más importantes entre ellos se describen a continuación.

### 1.6.1. Efectos sobre la salud

El sistema respiratorio constituye la principal vía de entrada del material particulado en el organismo. La deposición de las partículas en diferentes partes del cuerpo humano depende del tamaño, forma y densidad de las partículas, así como de la respiración del individuo (nasal u oral). Posteriormente, los efectos que puede inducir el material particulado en el organismo dependen de la granulometría, la morfología y la composición química de las partículas, el tiempo de exposición y la susceptibilidad de cada persona. Todas las partículas de diámetro  $<10\ \mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>, partículas torácicas) tienen un tamaño suficiente para penetrar en la región traqueobronquial (Figura 1.6), pero sólo aquellas de diámetro  $<2.5\ \mu\text{m}$  (PM<sub>2.5</sub>, partículas alveolares) pueden alcanzar la cavidad alveolar y, por tanto, provocar mayores afecciones. En la Tabla 1.3 se resumen los criterios médicos y los establecidos por la norma EN-12341 (1999) en lo referente a la capacidad de penetración de las distintas fracciones del material particulado atmosférico en el organismo.

A partir de numerosos estudios epidemiológicos llevados a cabo en las décadas de 1980 y 1990 se han obtenido suficientes datos para afirmar que existe una correlación significativa entre la exposición al material particulado atmosférico y diversos efectos adversos sobre la salud (Dockery et al., 1993; Schwartz, 1994 y 1996; Bascom et al., 1996; Dockery y Pope, 1996; Brunekreef et al., 1997; Künzli et al., 2000). En estos estudios los niveles de material particulado han sido caracterizados de diferentes formas, incluyendo la concentración en masa total (Partículas en Suspensión Totales, PST), la concentración de algunas de sus fracciones (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1</sub>), la

composición química o la concentración de black carbon (BC). Según sus resultados, a modo de ejemplo, en Austria, Suiza y Francia el 6% de las muertes anuales (aproximadamente 40.000 muertes/año) son atribuibles a la contaminación por partículas atmosféricas (Künzli et al., 2000). Los efectos de la exposición al material particulado atmosférico se observan tanto en episodios de contaminación crónicos como agudos (WHO, 2002). Ambos tipos de episodio conllevan aumentos en los ingresos hospitalarios por enfermedades respiratorias y cardiovasculares, siendo estas las principales causas de los incrementos en la mortalidad (Schwartz, 1994; Dockery y Pope, 1996).

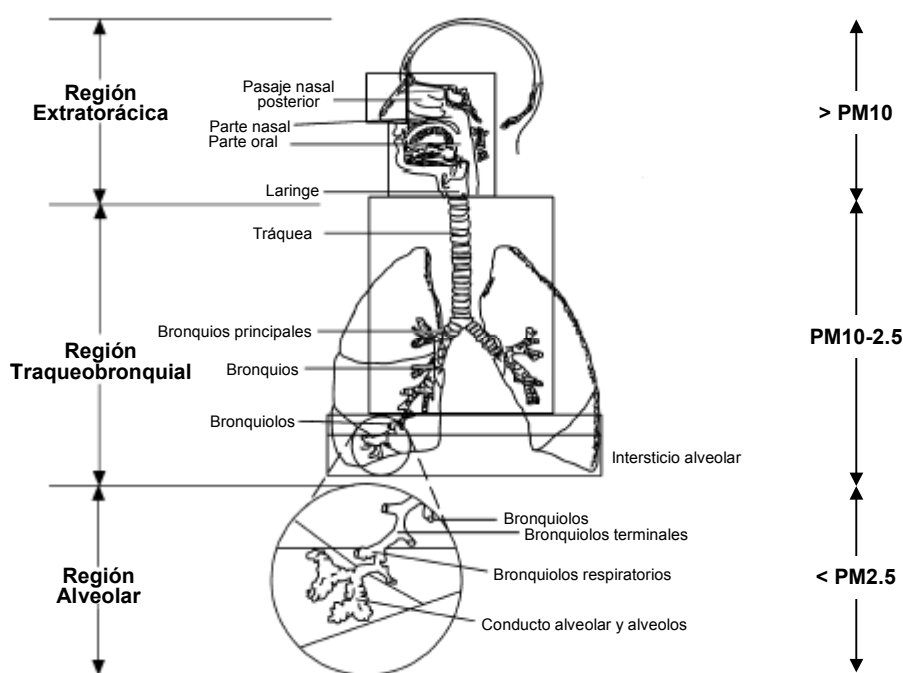


Figura 1.6. Representación de las diversas regiones del aparato respiratorio humano (según EPA, 2002).

Tabla 1.3. Criterios médicos y UNE (EN 12341, 1999) con respecto a las partículas de diámetro <10, 2.5 y 1  $\mu\text{m}$  (PM10, PM2.5 y PM1).

| Tamaño                      | TOXICIDAD                                                |                                                   |
|-----------------------------|----------------------------------------------------------|---------------------------------------------------|
|                             | Criterio médico                                          | Criterio UNE                                      |
| > PM10                      | Laringe, faringe, cavidades nasales (>10 $\mu\text{m}$ ) | Fracción inhalable (<30 $\mu\text{m}$ )           |
| PM10-2.5                    | Tráquea (10-6 $\mu\text{m}$ )                            | Fracción extratorácica (>10 $\mu\text{m}$ )       |
| PM2.5 (<2.5 $\mu\text{m}$ ) | Bronquios (6-3 $\mu\text{m}$ )                           | Fracción torácica (<10 $\mu\text{m}$ )            |
| PM1 (<1 $\mu\text{m}$ )     | Bronquiolos (3-1 $\mu\text{m}$ )                         | Fracción traqueobronquial (10-2.5 $\mu\text{m}$ ) |
|                             | Alvéolos (1 $\mu\text{m}$ )                              | Fracción alveolar (<2.5 $\mu\text{m}$ )           |

Estudios recientes (HEI, 2000; Lipfert., 2000; Hoek et al., 2002; Pope et al., 2002) se han desmarcado de la trayectoria seguida por estudios precedentes, que centraban su atención en el estudio de las fracciones más gruesas (PST y PM10), para analizar los efectos de las partículas de menor diámetro. Concretamente, estos autores se centran en los efectos de la exposición a largo plazo a las fracciones más finas del material particulado. El mayor riesgo para la salud de la fracción PM2.5 (fracción alveolar de PM10) se relaciona con su mayor capacidad de penetración en el organismo y mayor reactividad química (EPA, 1996). La principal conclusión alcanzada por estos estudios

es la evidencia de una correlación significativa entre el incremento de la mortalidad y de los niveles de material particulado fino ( $<2.5 \mu\text{m}$ ). El incremento de la mortalidad está directamente relacionado con afecciones cardiovasculares. Las partículas en suspensión totales (PST) y aquellas en el rango PM<sub>2.5-10</sub> no presentan una asociación significativa con la tasa de mortalidad (Pope, 2002).

Diversos autores se han encaminado también a evaluar la influencia del material particulado atmosférico fino sobre el número de casos de cáncer de pulmón. Cohen (2000) y Nyberg et al. (2000) encontraron una relación directa con las emisiones de los motores de los vehículos, estimadas a partir de las emisiones de NO<sub>2</sub>. Asimismo, Bhatia et al. (1998) y Lipsett y Campleman (1999) afirman que las emisiones de los motores diesel podrían ser la causa de este incremento en los casos de cáncer de pulmón, en conjunto o de forma independiente de las emisiones de NO<sub>2</sub> contaminante. Sin embargo, Abbey et al. (1999) discuten la relación entre PM<sub>2.5</sub> y cáncer de pulmón, al observar un mayor grado de correlación con PM<sub>10</sub> y las emisiones de SO<sub>2</sub>. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) no ha clasificado hasta la fecha las emisiones de motores diesel como agente carcinogénico en humanos (WHO, 2003).

Como resultado de estos estudios, la Organización Mundial de la Salud en su informe de Enero de 2003 recomienda el desarrollo de la directiva europea de Calidad del Aire en lo referente al PM<sub>2.5</sub>. Asimismo, debido a la evidencia existente en la literatura que demuestra los efectos adversos de la fracción gruesa (PM<sub>2.5-10</sub>, Dockery y Pope 1993; Pekkanen et al. 1997; Künzli et al., 2000) sugiere garantizar la vigencia de la normativa respecto a PM<sub>10</sub> (WHO, 2003).

Al margen del diámetro de partícula, los efectos en la salud del material particulado atmosférico dependen de su composición química. A pesar de que en la actualidad existen todavía incertidumbres acerca de los efectos provocados por las diferentes especies químicas, la mayoría de estudios apunta a que el mayor impacto en la salud viene causado por las partículas de carbono elemental (EC), compuestos orgánicos (OM, concretamente PAHs), sulfatos y nitratos, partículas ultrafinas ( $<0.1 \mu\text{m}$ ) y determinados metales (As, Cd, Fe, Zn, Ni; Wichmann y Peters, 2000; WHO, 2003). El hecho de que la mayoría de estas partículas se acumulen en la fracción PM<sub>2.5</sub> contribuye a incrementar sus efectos adversos sobre la salud.

### 1.6.2. Efectos sobre el clima

Multitud de estudios tratan de evaluar la influencia de diversos procesos climáticos sobre la emisión y flujos de material particulado atmosférico a escala global. Sin embargo, es necesario considerar la influencia de las mencionadas partículas atmosféricas sobre el clima, ya que la retro-alimentación es un factor de gran importancia en el sistema Tierra-atmósfera (Arimoto, 2001, Figura 1.7). Las partículas atmosféricas juegan un papel fundamental en la regulación del clima del planeta, ya que ejercen un cierto grado de influencia sobre la formación de nubes y el balance radiativo global. El material particulado atmosférico posee la capacidad de dispersar y absorber radiación de onda larga y corta, y consecuentemente puede llegar a perturbar el balance energético del sistema Tierra-atmósfera (IPCC, 2001).



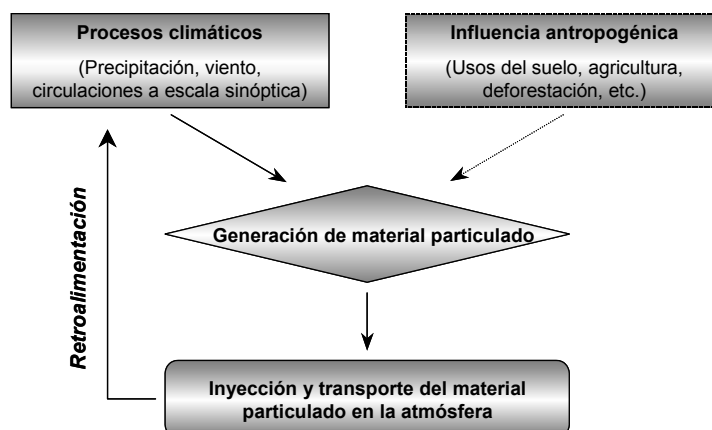


Figura 1.7. Interacción entre el material particulado atmosférico y el clima, considerando la influencia del factor antropogénico (según Arimoto, 2001).

#### a. Interacción aerosol-nubes

Las partículas atmosféricas actúan como núcleos de condensación para la formación de nubes, ya que la sobresaturación en las nubes no es suficiente para iniciar la nucleación homogénea (Mészáros, 1999, Figura 1.8). De esta manera, las propiedades físicas y químicas de las partículas que se encuentran en suspensión durante la formación de las nubes, junto con los factores ambientales, determinan la estructura de las nubes (tamaño y concentración de las gotas de agua). Dado que la estructura de la nube determina su vida media, su capacidad para formar precipitación y sus propiedades ópticas, es posible concluir que el material particulado atmosférico desempeña un papel significativo en la regulación del ciclo del agua (Aitken, 1880).

A su vez, las nubes pueden ser una fuente de material particulado ya que constituyen un medio adecuado para la transformación gas-partícula (Wurzler et al., 2000). Una vez formadas las partículas, si la nube se evapora éstas permanecerán en suspensión. Por el contrario, si se produce la precipitación estas partículas serán lavadas de la atmósfera por el proceso conocido como “in-cloud scavenging” (Figura 1.8). De forma complementaria se produce el “below-cloud scavenging”, proceso por el cual las partículas atmosféricas en suspensión son retiradas de la atmósfera por la vía húmeda.

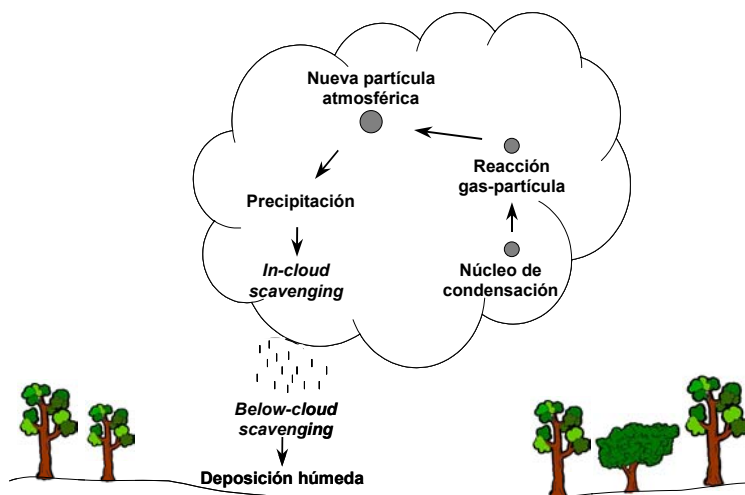


Figura 1.8. Formación de partículas atmosféricas secundarias a partir de núcleos de condensación en las nubes.

b. Balance radiativo

El material particulado atmosférico tiene capacidad para interaccionar directa o indirectamente con la radiación electromagnética, y de esta manera influir sobre el clima (EPA, 1996). Al margen de parámetros puramente físicos, esta interacción depende de la composición química de las partículas, entre ellas su carácter higroscópico. Los efectos más significativos del material particulado atmosférico sobre la radiación solar son la dispersión y la absorción de las longitudes de onda cortas (espectro visible), que tienen como consecuencia la modificación del balance radiativo global, la reducción de la visibilidad y la modificación del albedo.

En primer lugar, los efectos radiativos de las partículas atmosféricas varían en función de su diámetro y composición química. En la Figura 1.9 se ha representado el efecto positivo o negativo de los principales compuestos atmosféricos, y tal como muestra la figura el grado de incertidumbre en la actualidad acerca de este tema es muy elevado (IPCC, 2001). Mientras que el efecto de calentamiento (denominado forzamiento positivo) de los principales gases invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  entre otros) es bien conocido, el resultado de la presencia sulfatos, carbono elemental (black carbon) o materia mineral permanece en gran medida como una incógnita.

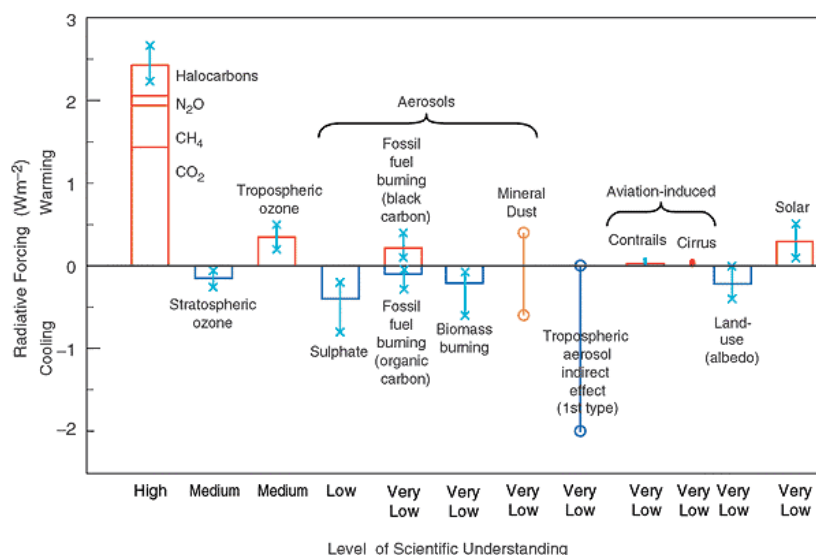


Figura 1.9. Media anual del forzamiento radiativo ( $\text{Wm}^{-2}$ ) a escala global para los principales agentes atmosféricos (según IPCC, 2001).

Los sulfatos atmosféricos se caracterizan por su reducido diámetro ( $<1 \mu\text{m}$ ), y son extremadamente efectivos en la dispersión de la radiación incidente mientras que prácticamente no influyen en la radiación emitida por la superficie terrestre (Arimoto, 2001). De esta manera, el efecto neto de los aerosoles sulfatados en la atmósfera es el enfriamiento de la misma (forzamiento negativo, Figura 1.9). El comportamiento de las partículas de nitrato atmosférico, al encontrarse en el mismo rango granulométrico, suele genera el mismo efecto en relación al clima (Arimoto, 2001). No obstante es necesario considerar que, con frecuencia y debido a la inestabilidad atmosférica del nitrato amónico, los nitratos atmosféricos pueden presentar una granulometría superior a la de los sulfatos al formar nitrato sódico o cálcico. De este modo su efecto con respecto al balance radiativo sería diferente. Así, a escala global la influencia de los sulfatos atmosféricos sobre el balance radiativo es superior a la de los nitratos (IPCC, 2001). Por el contrario, las partículas de carbono elemental (black carbon) se caracterizan por su capacidad de absorción de la radiación emitida por la superficie terrestre (Sloane et al., 1991), por lo que producen un forzamiento positivo. La

influencia de las partículas minerales puede ser muy variable debido al amplio rango granulométrico que abarcan, aunque en términos generales la absorción y retrodispersión de la radiación emitida por la superficie terrestre supera la posible dispersión de radiación incidente, lo que resulta en un efecto neto de calentamiento (Carlson y Benjamin, 1980; Penner et al., 1994; Sokolik y Toon, 1996). Una característica específica de las partículas minerales es que pueden repercutir de diferente forma sobre el balance radiativo global en función de la superficie sobre la que se encuentran. Así, una masa de aire con una elevada concentración de partículas minerales que es transportada sobre la superficie del océano tiende a enfriar dicha superficie, debido a que disminuye la radiación incidente al generar un incremento a escala local del albedo. Es decir, en la zona concreta que cubre la masa de partículas en suspensión se produciría una mayor dispersión de la radiación incidente de la que se registraría en la superficie del océano en una atmósfera libre de partículas. De forma análoga, en regiones áridas del planeta en las que la emisión de radiación se produce mayoritariamente en forma de calor, la absorción de la misma por parte del aerosol mineral supera a la dispersión, resultando en un efecto de calentamiento (Arimoto, 2001). Finalmente, el carácter higroscópico de las partículas también puede ejercer influencia sobre los efectos anteriormente descritos, ya que las partículas con mayor afinidad por el agua tienden a variar su volumen en función de la humedad relativa. Ello redunda en la alteración de sus propiedades ópticas.

Estos mecanismos de calentamiento o enfriamiento atmosférico por parte de los principales compuestos atmosféricos son así conocidos en términos cualitativos, pero generalmente no cuantitativos. Como muestra la Figura 1.9 (IPCC, 2001), el conocimiento en este área es en la mayoría de los casos muy limitado (Arimoto, 2001).

Otro efecto significativo del material particulado atmosférico sobre el clima es la reducción de visibilidad. La visibilidad puede verse alterada por la dispersión de la radiación en el espectro visible. La dispersión de la radiación solar por las moléculas de aire resulta en una visibilidad media de 337 km (Horvath, 1992). Dado que habitualmente en un entorno urbano la visibilidad puede abarcar desde 10 hasta 100 km (WHO, 2002), se supone que esta disminución está relacionada con las partículas emitidas por actividades antropogénicas. La pérdida de visibilidad puede afectar de forma negativa a la seguridad (especialmente en los transportes) y a la calidad de vida.

Por último, las partículas atmosféricas pueden ejercer una importante influencia de forma indirecta sobre el clima a través de la modificación del albedo de las nubes (Wurzler et al., 2000). Como se ha discutido con anterioridad, la formación, estructura, vida media y capacidad de precipitación de las nubes depende de la presencia y la composición de los núcleos de condensación (con frecuencia sulfatos, debido a su mayor tiempo de residencia atmosférico). Por lo tanto, éstos pueden influir sobre la cantidad y el volumen de nubes, lo cual repercute en la extensión de la superficie terrestre cubierta por nubes y finalmente, en el albedo. Este es un efecto indirecto, y como tal, difícil de cuantificar.

### 1.6.3. Otros efectos

Los ecosistemas también sufren los efectos directos o indirectos de la exposición al material particulado atmosférico, tanto por deposición seca como húmeda. Estos efectos adversos se producen bajo la acción de las partículas atmosféricas pero también cuando éstas actúan como soporte para otros contaminantes atmosféricos. Las partículas de mayor diámetro (moda gruesa) tales como el polvo mineral, al depositarse sobre las hojas de las plantas pueden reducir la capacidad de intercambio

gaseoso así como afectar a la fotosíntesis, lo cual limita el crecimiento (WBG, 1998). Cuando las partículas se depositan sobre la superficie terrestre, las concentraciones de metales presentes en el material particulado pueden afectar a las características edáficas e inhibir funciones como la toma de nutrientes por parte de las plantas. Asimismo, la deposición del material particulado atmosférico puede suponer la acidificación y eutrofización de suelos y aguas superficiales, lo cual a su vez puede repercutir sobre la composición de las aguas subterráneas. En el área Mediterránea la acidificación de los suelos y agua puede ser contrarrestada por la alcalinidad de los suelos, pero este efecto puede ser importante para el desarrollo de la vegetación.

Al margen de estos efectos, en los entornos urbanos el material particulado puede contribuir a la alteración de los materiales de construcción y recubrimientos, debido al depósito de las partículas en la superficie de los materiales y su interacción con ellos. La transformación de estos materiales puede estar relacionada tanto con las partículas atmosféricas como con los principales gases asociados ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , Alastuey, 1994). Una de las formas más frecuentes de alteración de los materiales de construcción es la formación de costras de yeso (denominadas *costras negras*) como resultado de la interacción en medio acuoso entre  $\text{SO}_2$  y el carbonato cálcico presente en los materiales pétreos (Laurenzi Tabasso y Marabelli, 1992). La formación de estas costras negras se produce esencialmente en zonas protegidas del lavado en las que se favorece la acumulación de humedad, ya que bajo estas condiciones la velocidad de reacción es máxima (Camuffo, 1998). Además del oscurecimiento de estas superficies, la reacción de las partículas depositadas con el sustrato puede dar lugar a graves problemas de corrosión de los materiales, especialmente en el caso de estructuras metálicas. Todo ello puede redundar en la reducción de la vida útil de las edificaciones y pérdidas importantes para los enclaves de interés histórico. Finalmente, la alteración de los materiales de construcción conlleva importantes gastos económicos en las intervenciones necesarias para paliar estos efectos adversos.

### 1.7. Marco normativo

Como consecuencia de todas las consideraciones antes mencionadas, el control del material particulado atmosférico en España se realizaba hasta Julio de 2001 mediante las medidas de humos negros (HN) y partículas en suspensión totales o PST (Reales Decretos 1613/1985 y 1321/1992, BOE nº 219 y 289 de 12/9/85 y 2/12/92 respectivamente, incorporación de las Directivas 80/779/CEE y 89/427/CEE a la legislación española). Sin embargo, desde esta fecha se encuentra en vigor la directiva hija europea 1999/30/CE (que emana de la Directiva 96/62/CE del Consejo, de 27 de septiembre de 1996), traspuesta a la legislación española por el Real Decreto 1073/2002. Entre los principales objetivos de esta directiva figura establecer nuevos estándares de calidad del aire para el material particulado. En España la nueva legislación conlleva un cambio en el parámetro a medir, pasando de los HN y PST al PM<sub>10</sub>, así como una mayor restricción en los valores límites permitidos (Tabla 1.4). Junto a los nuevos parámetros y niveles límite, la Comisión Europea ha propuesto planes de reducción en las emisiones de partículas así como de sus precursores gaseosos. Medidas similares han sido adoptadas en Estados Unidos a raíz de los estudios realizados por la US-EPA (Smith y Sloos, 1998). Dado que los estudios epidemiológicos apuntan a que los efectos perjudiciales de PM<sub>10</sub> se encuentran principalmente localizados en la fracción de partículas finas ( $<2.5 \mu\text{m}$ ), determinados países han comenzado ya a medir PM<sub>2.5</sub> en sus redes de vigilancia de la calidad del aire (por ejemplo, Australia, Canadá o EEUU).

Tabla 1.4. Valores límite anuales y diarios, así como número de superaciones del valor límite diario, vigentes en España hasta Julio de 2001 y propuestos por la directiva 1999/30/CE. VLD: valor límite diario

| Directiva 1999/30/CE                             | Antigua Normativa | Futura Normativa |                 |
|--------------------------------------------------|-------------------|------------------|-----------------|
|                                                  | 1992-2001         | Fase I<br>2005   | Fase II<br>2010 |
| <i>Parámetro de referencia</i>                   | <b>PST</b>        | <b>PM10</b>      | <b>PM10</b>     |
| Valor límite anual ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )  | 150               | 40               | 20              |
| Valor límite diario ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | 300               | 50               | 50              |
| Máximo N° de días con superación VLD             | 18                | 35               | 7               |

Según muestra la Tabla 1.4, la nueva normativa es considerablemente más restrictiva que la que se encontraba vigente en España. En primer lugar, el cambio del parámetro de medida supone un mayor grado de control concretamente de las emisiones de tipo antropogénico, ya que las partículas en suspensión totales (PST) cuentan con una importante fracción natural que se reduce en PM10. Asimismo, la disminución de los niveles límite anual y diario es drástica: de una media de 150  $\mu\text{gPST}/\text{m}^3$  anuales y 300  $\mu\text{gPST}/\text{m}^3$  diarios en 2001, a 40  $\mu\text{gPM10}/\text{m}^3$  anuales en 2005 y 20  $\mu\text{gPM10}/\text{m}^3$  anuales en 2010, con un valor límite diario de 50  $\mu\text{gPM10}/\text{m}^3$ . La diferencia entre el número de superaciones del valor límite diario no es tan marcada (18 hasta 2001, 35 en 2005 y 7 en 2010), aunque ello se debe a la importante reducción del valor límite diario.

El grado de cumplimiento de los valores límite diario y anual establecidos por la directiva 1999/30/CE puede estar sujeto en ciertas regiones europeas a la influencia de determinados fenómenos naturales. La directiva considera esta particularidad en su artículo 2.15, donde se define *fenómeno natural* como

*las erupciones volcánicas, las actividades sísmicas, actividades geotérmicas, o los incendios de zonas silvestres, los fuertes vientos o la resuspensión atmosférica o el transporte de partículas naturales procedentes de regiones áridas*

En lo referente al incumplimiento del valor límite diario establecido durante periodos bajo la influencia de los citados fenómenos naturales, el apartado 5.4 de la Norma específica: *cuando se superen los valores límite de PM10 a que se refiere la sección I del anexo III debido a concentraciones de PM10 en el aire ambiente producidas por fenómenos naturales, que supongan concentraciones considerablemente superiores a los niveles de fondo procedentes de fuentes naturales, los Estados miembros informarán de ello a la Comisión de conformidad con el apartado 1 del artículo 11 de la Directiva 96/62/CE y facilitarán la justificación necesaria para demostrar que dichos rebasamientos se deben a fenómenos naturales. En estos casos, los Estados miembros tendrán la obligación de ejecutar planes de actuación con arreglo al apartado 3 del artículo 8 de la Directiva 96/62/CE sólo cuando se rebasen los valores límite a que se refiere la sección I del anexo III por causas que no sean tales fenómenos naturales.*

Consecuentemente, las superaciones del valor límite diario de PM10 registradas durante periodos en los que se demuestre la ocurrencia de uno de los fenómenos naturales contemplados en el artículo 2.15, podrán ser descontadas del cómputo final. En el caso de España, el fenómeno natural que con mayor frecuencia incide sobre los niveles de material particulado atmosférico es el transporte de partículas de origen africano, por medio de la intrusión de masas de aire procedentes del Norte de África. Estos mecanismos de aporte de material particulado africano y la metodología

aplicada para su identificación se describen con detalle a continuación. Otro fenómeno natural con influencia en los niveles de material particulado en España es la resuspensión de partículas minerales a escala local en zonas semi-áridas. Sin embargo, la identificación de las superaciones del valor límite diario debidas a esta causa es mucho más compleja.

La implantación de la directiva 1999/30/CE ha supuesto también un cambio significativo en la filosofía en la que se basaban hasta el momento las redes de control de calidad del aire. Originalmente, las medidas de la concentración de partículas atmosféricas en España estaban enfocadas hacia el control de los máximos niveles de exposición, y por tanto las estaciones de medida se ubicaron en los denominados *hot spots*, zonas con muy elevados niveles de partículas tales como vías de tráfico o complejos industriales. La nueva directiva europea, por el contrario, pretende evaluar los niveles de partículas a los que está expuesta una población representativa de 250.000 habitantes. De este modo, la ubicación idónea (aunque no obligatoria) de las estaciones de medida según la directiva estaría en zonas de fondo urbano, alejadas de la influencia directa de los principales focos de contaminación antropogénica. Esta directiva también recomienda disponer de un número menor de estaciones industriales y de tráfico.

La ubicación de las estaciones pertenecientes a las redes de calidad del aire de los diferentes Estados Miembros responde a las diversas estrategias diseñadas por los mismos. Consecuentemente, el número de estaciones localizadas en entornos rurales, urbanos, de tráfico e industriales es variable en función del país (Tabla 1.5). Según los datos proporcionados por Airbase (2001), en España el 71% de las estaciones de muestreo está localizado en hot spots, mientras que en la República Checa o el Reino Unido únicamente el 13% y el 20% respectivamente registra este tipo de emisión. No obstante, la directiva 1999/30/CE no establece en ninguno de sus artículos el tipo de estación en el que deberán ser efectuadas las medidas de niveles de PM<sub>10</sub>. Como resultado, los Estados Miembros con mayor número de estaciones de tráfico e industriales presentarán a la Comisión niveles medios anuales de PM<sub>10</sub> y números de superaciones del valor límite diario más elevados que aquellos Estados Miembros en los que predominan las estaciones rurales y de fondo urbano.

Tabla 1.5. Relación del número y tipo de estaciones (rural, urbano, tráfico e industrial) en cinco países europeos seleccionados (datos recogidos en Airbase 2001).

|                          | <b>España</b> | <b>Reino Unido</b> | <b>República Checa</b> | <b>Portugal</b> | <b>Francia</b> |
|--------------------------|---------------|--------------------|------------------------|-----------------|----------------|
| Rural                    | 16            | 3                  | 19                     | 0               | 8              |
| Urbano                   | 13            | 45                 | 29                     | 6               | 84             |
| Tráfico                  | 66            | 8                  | 6                      | 3               | 24             |
| Industrial               | 23            | 4                  | 1                      | 1               | 19             |
| ND                       | 8             | 0                  | 0                      | 0               | 2              |
| <b>% hot spots/total</b> | <b>71%</b>    | <b>20%</b>         | <b>13%</b>             | <b>40%</b>      | <b>31%</b>     |

Aunque en los nuevos estándares europeos se ha propuesto al PM<sub>10</sub> como parámetro de control para las partículas en suspensión, también ha sido reconocida la importancia del PM<sub>2.5</sub>, así como la escasa información disponible sobre esta fracción granulométrica (Directiva 1999/30/CE). De hecho, uno de los puntos en los que la Comisión Europea ha mostrado mas preocupación es en la necesidad de desarrollar acciones que permitan aumentar los conocimientos sobre el material particulado atmosférico, motivo por el que los futuros estándares de calidad del aire para este contaminante están aún pendientes de revisión. Actualmente, la US-EPA propone el establecimiento de un valor límite diario de 65 µgPM<sub>2.5</sub>/m<sup>3</sup> y un valor límite anual de 15 µgPM<sub>2.5</sub>/m<sup>3</sup> en Estados Unidos.

### 1.8. Fenómenos naturales: intrusiones de masas de aire africano

En la sección anterior se hace mención a la superación del valor límite diario de la directiva 1999/30/CE a causa de fenómenos naturales (artículo 2.15), concretamente intrusiones de masas de aire africano con una elevada carga de material particulado mineral. Con el presente apartado se pretende obtener una visión global de estos procesos, así como de su influencia en los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en la Península Ibérica y Canarias.

El material particulado crustal con origen en el Norte de África puede ser transportado a muy largas distancias (hasta 3000-4000 km, Carlson y Prospero, 1972; Prospero, 1999), y ejercer una importante influencia sobre la visibilidad y la composición de la deposición húmeda. Las lluvias y nevadas rojas registradas en multitud de zonas de Europa por procesos de lavado de masas de aire africanas son ampliamente conocidas, así como la reducción de la visibilidad en el continente europeo y en zonas del atlántico ecuatorial debido al polvo norteafricano (Ávila et al., 1997; Prospero, 1999; Ávila y Rodá, 2002).

A escala global, la fracción mineral es el componente mayoritario del aerosol atmosférico (IPCC, 1996, Tabla 1.2). El transporte de material crustal requiere de procesos previos de resuspensión masiva de polvo en zonas áridas, como las presentes en el Norte de África, Oriente próximo o Asia central. En otras zonas desérticas como los desiertos de Atacama o Australia no se dan estos procesos de resuspensión masiva de polvo, ni de transporte a larga distancia. Las áreas exportadoras de partículas crustales tienen como característica común el acumular grandes cantidades de materia crustal de granulometría muy fina, debido a la erosión de zonas áridas en épocas de lluvia torrencial (Prospero, 1999). En la estación seca este material fino queda expuesto a los procesos de resuspensión.

El Norte de África posee bastas zonas desérticas que se consideran ejemplos típicos de áreas desérticas calientes donde la lluvia es extremadamente escasa (1/100 días registra precipitación durante unas pocas horas en el sector Oeste del Sahara, y 2/1000 días en el sector Este, Dubief, 1977). Estos ambientes de humedad relativa extremadamente baja (~10%) y temperaturas estivales muy altas (60-65°C) son escenarios muy favorables para la resuspensión masiva de grandes cantidades de material particulado. Así el calentamiento de la superficie durante el día provoca fuertes turbulencias térmicas verticales (que alcanzan altitudes de hasta 4000 m, Dubief, 1977) seguidas de periodos de gran estabilidad inducidos por las inversiones térmicas nocturnas. Esta alternancia impide que las partículas resuspendidas e inyectadas en capas altas sedimenten, y así alcancen periodos de residencia atmosférica de semanas o de meses formando la denominada “niebla o bruma seca” del Sur del Sahara y Sahel, y del Sahara occidental en verano. Este escenario constituye una fuente muy importante de emisiones de material particulado crustal, que es posteriormente transportado a largas distancias. Carlson y Prospero (1972), Prospero y Carlson (1972), Prospero (1999), Duce (1995), Rodríguez et al. (2001) y Prospero et al. (2002) describen con detalle los escenarios atmosféricos propicios para las intrusiones de masas de aire africano sobre regiones del Atlántico Norte y Sur de Europa.

El transporte de polvo norteafricano hacia el Atlántico Norte tropical y subtropical está asociado a procesos de escala sinóptica y presenta una marcada estacionalidad (Swap et al., 1996). Los vientos de componente Este en la baja troposfera libre sobre el Noroeste de África y el océano Atlántico a latitudes tropicales favorecen el transporte hacia el continente americano. Por el contrario, las intrusiones de masas de aire con elevada carga de polvo norteafricano en el Sur de Europa se producen con

menor frecuencia, y están asociadas a escenarios meteorológicos específicos (Rodríguez et al., 2001).

Este transporte se produce sobre océanos y continentes principalmente en la troposfera libre, aunque en áreas cercanas al foco emisor la capa límite se ve también afectada en determinadas épocas del año. La extensión vertical del polvo alcanza de 1 a 4.5 km. El transporte a larga distancia (3000 a 4000 km) se ve favorecido en la troposfera libre por dos factores. El primero es el aumento de la velocidad del viento con la altura, y el segundo es la menor incidencia en altura de los procesos de lavado de las masas de aire (Prospero, 1999).

La granulometría de las partículas transportadas por estos procesos varía mucho en función del área fuente (en el caso de el norte de África; los desiertos del Sahel o del Sahara) y de la situación del área receptora respecto al foco emisor. Así en episodios de transporte de partículas hacia el continente americano la moda granulométrica dominante, debido a la segregación durante el transporte, es la de acumulación (0.1-1.0  $\mu\text{m}$ , Prospero y Carlson, 1981), mientras que los episodios africanos registrados en el Mediterráneo en verano, o en Canarias en la época invernal, suelen afectar mayoritariamente a la fracción gruesa (1-25  $\mu\text{m}$ , Rodríguez et al., 2001). En uno u otro caso es evidente que los niveles de PM<sub>10</sub> se ven afectados por estos aportes de material particulado crustal.

En zonas próximas al foco emisor, como el archipiélago canario, los episodios de transporte pueden llegar a ser muy evidentes. La Figura 1.10.a muestra una imagen satélite SeaWiFS de la NASA que permite apreciar claramente la magnitud de los aportes de material particulado africano a los niveles de partículas en aire ambiente en Canarias, durante un episodio producido el 06/01/02.

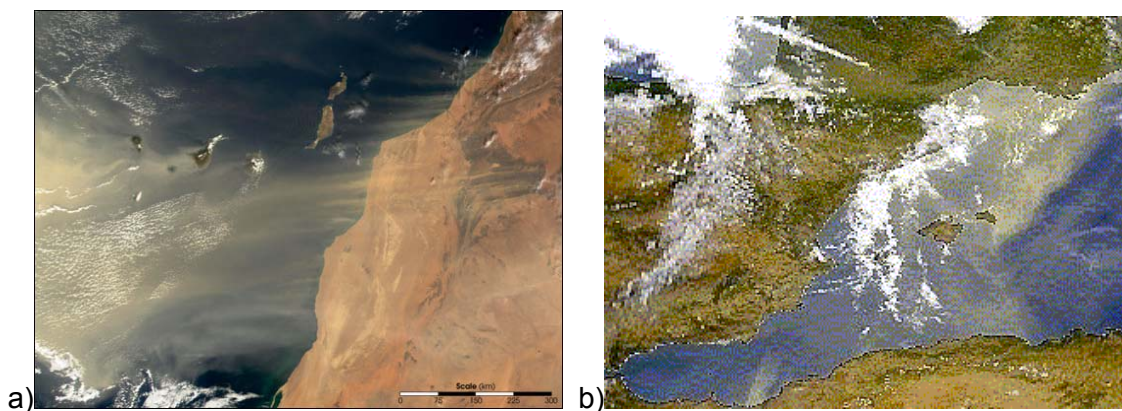


Figura 1.10. Fotografías de satélite SeaWiFS (NASA) que reflejan ejemplos de aportes masivos de material particulado africano ocurridos en a) Canarias (06/01/02) y b) Mediterráneo occidental (24/06/03).

En zonas más alejadas del foco emisor los procesos de dispersión de la pluma y la mezcla con emisiones locales dificultan a menudo la detección de los episodios, aunque como muestra la Figura 1.10.b en ocasiones también es posible identificar con claridad los aportes africanos. Para los casos en los que estas contribuciones no son tan evidentes se ha desarrollado una metodología combinada que posteriormente se detallará.

Atendiendo a las consideraciones expuestas, para la interpretación de los mecanismos y la frecuencia estacional del transporte de polvo norteafricano hacia Europa y Canarias es necesario tener en cuenta tres aspectos: a) variación de las regiones



emisoras a lo largo del año, b) existencia de mecanismos de inyección vertical, y c) situaciones meteorológicas que favorezcan el transporte hacia la Península Ibérica y Canarias.

Las principales regiones emisoras de material particulado mineral se encuentran en el Hemisferio Norte, en concreto en el denominado *dust belt* ("cinturón de polvo") que comprende el Norte de África, Oriente Próximo, y Asia central y oriental hasta China (Prospero et al., 2002). No obstante, dentro de esta región las variaciones espaciales y temporales de los procesos emisores de partículas son elevadas. La Figura 1.11 representa la variación latitudinal de la zona de máxima temperatura superficial sobre el Norte de África. Tal como indica la figura, las mayores temperaturas superficiales en Noviembre-Diciembre se registran sobre el océano, y van ascendiendo latitudinalmente hasta alcanzar el desierto del Sahara en Julio y Agosto. El aumento de la temperatura incrementa la potencia de los procesos convectivos en superficie, con lo que se logra una mayor inyección vertical del material particulado. Finalmente, una vez que el material particulado se encuentra en suspensión es necesario el desarrollo de situaciones meteorológicas específicas que favorezcan el transporte hacia la Península Ibérica y Canarias. Entre los diferentes agentes meteorológicos con influencia en este transporte destacan el anticiclón del Norte de África, centros de bajas presiones ubicados frente a la costa Oeste de la Península Ibérica y Canarias, y sistemas de altas presiones de limitada intensidad ubicados al Oeste de la cuenca mediterránea (Rodríguez et al., 2001).

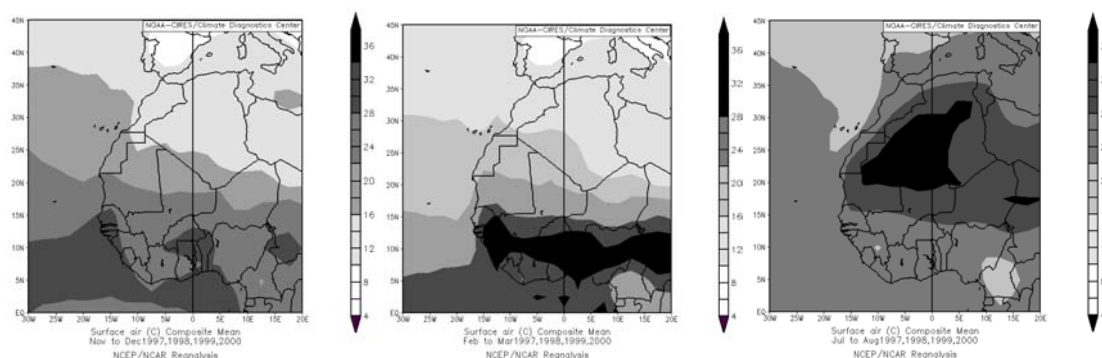


Figura 1.11. Temperatura superficial sobre la Península Ibérica y el Norte de África a lo largo del año (calculado por Emilio Cuevas en el reanálisis de "NOAA-CIRES Climate Diagnostics Center", <http://www.cdc.noaa.gov/>).

---