



Universitat Autònoma de Barcelona

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi queda condicionat a l'acceptació de les condicions d'ús establertes per la següent llicència Creative Commons:  http://cat.creativecommons.org/?page_id=184

ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis queda condicionado a la aceptación de las condiciones de uso establecidas por la siguiente licencia Creative Commons:  <http://es.creativecommons.org/blog/licencias/>

WARNING. The access to the contents of this doctoral thesis it is limited to the acceptance of the use conditions set by the following Creative Commons license:  <https://creativecommons.org/licenses/?lang=en>

EXPOSICIÓN DE LOS NIÑOS A PARTÍCULAS ULTRAFINAS EN BARCELONA

Pere Mestre Roca
Barcelona, 2016



Director de tesis doctoral:
Óscar García-Algar

UAB

EXPOSICIÓN DE LOS NIÑOS A PARTÍCULAS ULTRAFINAS EN BARCELONA

Memoria realizada por Pere Mestre Roca bajo la dirección del Doctor Óscar García Algar en el Departament de Pediatria, d'Obstetrícia i Ginecologia, i de Medicina Preventiva de la Universitat Autònoma de Barcelona, para optar al grado de Doctor en Medicina.

1314 – Programa de Doctorat en Pediatria, Obstetrícia i Ginecologia

Barcelona, octubre de 2016

Doctorando:
Pere Mestre Roca

Director:
Dr. Óscar García Algar



Als meus pares

AGRADECIMIENTOS

Es bien sabido que una tesis doctoral, como casi cualquier otra cosa, no se hace en solitario. El entorno del doctorando puede ser más o menos denso, pero siempre tiene, como mínimo, una persona a quien dirigirse, consultar, pedir ayuda, una persona que, en el peor de los casos, no será amiga o ni siquiera amigable, pero que muy difícilmente será enemiga. Esta persona es el director de tesis. Todo depende pues del acierto que uno tenga al elegirlo, porque si el director de tesis ejerce como tal, marcará su impronta, el rumbo, o la pauta, en lo que para el doctorando será, en alguna medida, un viaje hacia lo desconocido.

Mi director de tesis es el doctor Óscar García Algar. Maestro de la clínica pediátrica en el Hospital del Mar de Barcelona e investigador devoto del Parc de Salut Mar, dispone, como cabría esperar, de muy poco tiempo y, por este motivo, todavía ahora, ya terminando de escribir la tesis, no alcanzo a comprender como aceptó dirigirla sin dilación cuando se lo pedí, y sin necesitar yo ponerme pesado insistiendo. Escribo estas líneas para agradecerle muy sinceramente la decisión tomada, así como su guía, apoyo, consejos y paciencia (aunque parezca increíble) a lo largo de todo el desarrollo de la tesis. Gracias Óscar.

Estoy muy agradecido a mi buen amigo el doctor Oriol Vall, exjefe del Servei de Pediatria de l'Hospital del Mar y del Grup de Recerca Infància i Entorn de l'IMIM, porque ha hecho todo cuanto ha estado en su mano para facilitarme el desarrollo de la tesis.

Y, por último, quiero también expresar, de un modo general, mi agradecimiento al Departament de Pediatria, d'Obstetrícia i Ginecologia, i de Medicina Preventiva de la Universitat Autònoma de Barcelona.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	
EL PROBLEMA MEDIOAMBIENTAL	1
RESUMEN	15
RESUM	21
ABSTRACT	27
1. INTRODUCCIÓN Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	33
1.1. ATMÓSFERA	35
1.1.1. Procesos dinámicos, físicos y químicos	35
1.1.2. Capas atmosféricas y temperatura	35
1.1.3. Componentes atmosféricos	37
1.1.3.1. Vapor de agua	38
1.2. COMPONENTES TRAZA ATMOSFÉRICOS	41
1.2.1. Óxidos de azufre	41
1.2.2. Óxidos de nitrógeno	42
1.2.3. Monóxido de carbono	42
1.2.4. Compuestos orgánicos volátiles	43
1.2.5. Clorofluorocarbonos	43
1.2.6. Amoníaco	44

1.2.7. Esmog	44
1.2.8. Ozono	45
1.2.9. Nitrato de Peroxiacetilo	45
1.2.10. Materia particulada	46
1.2.11. Plomo	46
1.3. AEROSOLES ATMOSFÉRICOS	47
1.3.1. Sistema coloidal	47
1.3.2. Materia particulada	47
1.3.3. Origen y composición de las partículas	48
1.3.4. Formación de las partículas	49
1.3.4.1. Nucleación y condensación	49
1.3.4.2. Coagulación	50
1.3.5. Transformación y eliminación de las partículas	52
1.3.6. Tamaño de las partículas atmosféricas	52
1.3.6.1. Moda gruesa	53
1.3.6.2. Moda fina	54
1.3.6.3. Moda de acumulación	54
1.3.6.4. Moda de nucleación	56
1.3.6.5. Terminología de las partículas de la moda de nucleación	57
1.4. FUENTES EMISORAS DE LAS ESPECIES ATMOSFÉRICAS	59
1.4.1. Especies atmosféricas primarias y secundarias	59
1.4.2. Fuentes emisoras antropogénicas	59
1.4.3. Fuentes emisoras naturales	61
1.5. CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA	63
1.5.1. Aire no contaminado	63
1.5.2. Aire contaminado	63
1.5.3. Ciclo de la contaminación atmosférica	64

1.5.4. Factores de emisión	65
1.5.5. Exposición a la contaminación del aire	66
1.6. CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS	69
1.6.1. Relación de contaminantes	69
1.6.1.1. Partículas	69
1.6.1.2. Compuestos de azufre	69
1.6.1.3. Compuestos de nitrógeno	69
1.6.1.4. Compuestos de carbono	69
1.6.1.5. Halógenos y compuestos halogenados	71
1.6.2. Contaminantes criterio	71
1.6.2.1. Guías: exposición a contaminantes	71
1.6.2.2. Normas: concentración de contaminantes	72
1.6.3. Contaminantes orgánicos persistentes	72
1.7. UFP CONTAMINANTES: FORMACIÓN Y FUENTES	75
1.7.1. Entornos apartados	76
1.7.2. Bosques	76
1.7.3. Ambientes marinos	77
1.7.4. Entornos urbanos	78
1.7.5. Interacción entre neumáticos y asfalto	80
1.7.6. Fuentes emisoras industriales	81
1.7.7. Partículas primarias y secundarias derivadas del escape de vehículos	81
1.7.8. Partículas ultrafinas comerciales	82
1.8. UFP CONTAMINANTES: EFECTOS SOBRE LA SALUD	83
1.8.1. Medida del índice de contaminación de PM	83
1.8.2. Significación del tamaño nanométrico y la superficie de UFP	84
1.8.3. Significación de la composición química de UFP	86
1.8.4. Efecto de vórtice debido a UFP contaminantes en áreas urbanas	87

1.8.5. Vías de penetración de UFP y tejidos diana	87
1.8.6. Exposición del tracto respiratorio a UFP	88
1.8.6.1. Deposición en bulbo olfatorio	91
1.8.7. Exposición dérmica a UFP	92
1.8.8. Exposición ocular a UFP	92
1.8.9. Toxicidad cardiovascular de UFP	92
1.8.10. Estrés oxidativo	93
1.8.11. Nanotecnología y nanotoxicología	95
1.8.12. Conclusiones	96
2. CORRELATO PEDIÁTRICO DE LAS UFP Y OBJETIVOS	99
2.1. IMPACTO DE LA MATERIA PARTICULADA	101
2.1.1. Morbilidad respiratoria	103
2.1.2. Neurotoxicidad	104
2.1.2.1. Desarrollo cognitivo	105
2.2. EXPOSICIÓN EN EMPLAZAMIENTOS URBANOS	107
2.2.1. Nivel de emisión de las partículas ultrafinas	107
2.2.2. Hipótesis nula e hipótesis alternativa	108
2.2.3. Objetivos del presente estudio	108
3. MÉTODOS	111
3.1. LOCALIZACIÓN DEL ESTUDIO	113
3.1.1. Área metropolitana de Barcelona	113
3.1.2. Ciudad de Barcelona	113

3.1.3. Densidades de vehículos turismos en la ciudad de Barcelona	114
3.1.4. Tráfico medio diario en Barcelona	115
3.2. RECOGIDA DE DATOS	117
3.2.1. Contador P-Trak®	117
3.2.1.1. Conteo de UFP	117
3.2.1.2. Falsos conteos de UFP	118
3.2.1.3. Modos operacionales	118
3.2.1.4. Chequeo cero diario	120
3.2.1.5. Registros promediados	120
3.3. VÍAS URBANAS ESTUDIADAS	121
3.3.1. Meteorología y contaminantes	124
3.4. ANÁLISIS DE DATOS	125
3.4.1. Variables principales	125
3.4.2. Otras variables incluidas en el estudio	125
3.4.3. Software empleado y significación estadística	125
4. RESULTADOS	127
4.1. REGISTROS DE UFP	129
4.1.1. Conteos realizados	129
4.1.2. Concentraciones de UFP a 1,70 m vs 0,55 m	129
4.1.3. Registros gráficos obtenidos en Via Laietana	130
4.1.4. Registros gráficos obtenidos en Avinguda Diagonal	131
4.1.5. Registros gráficos obtenidos en Gran Via de les Corts Catalanes	133

4.2. ASOCIACIÓN LINEAL ENTRE VALORES DE UFP	135
4.2.1. Correlación positiva entre valores de UFP a 0,55 m y a 1,70 m	135
4.3. ANÁLISIS DIFERENCIAL: POR CALLES ESTUDIADAS	136
4.3.1. Concentraciones de UFP en Via Laietana	137
4.3.2. Concentraciones de UFP en Avinguda Diagonal	137
4.3.3. Concentraciones de UFP en Gran Via de les Corts Catalanes	137
4.4. ANÁLISIS DIFERENCIAL: DÍAS LABORABLES Y FESTIVOS	138
4.4.1. Diferencias registradas entre días laborables y días festivos	139
4.4.2. Diferencias registradas entre uno y otro niveles de altura	139
4.5. ANÁLISIS DIFERENCIAL: DÍAS SIN VIENTO Y CON VIENTO	140
4.5.1. Diferencias registradas entre días sin viento y días con viento	141
4.5.2. Diferencias registradas entre ambos niveles de altura	141
4.6. CORRELACIÓN UFP CON HUMEDAD Y PRESIÓN ATMOSFÉRICA	142
4.6.1. Correlación negativa con la humedad relativa	142
4.6.2. Correlación positiva con la presión atmosférica	142
4.7. CORRELACIÓN DE UFP CON OTROS PARÁMETROS	143
4.7.1. Correlación lineal positiva de UFP con NO y CO	143
5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	145
5.1. DISCUSIÓN	147
5.1.1. Limitaciones	150
5.2. CONCLUSIONES	151

	Índice
5.2.1. Perspectivas	151
BIBLIOGRAFÍA	153

The significant problems we face cannot be solved at the same level of thinking we were at when we created them.

Albert Einstein

EL PROBLEMA MEDIOAMBIENTAL

Este trabajo focaliza en la repercusión pediátrica el estudio de las partículas ultrafinas contenidas en el aerosol atmosférico. Pretende, con ello, sumar modestamente su grano de arena al esfuerzo realizado por la comunidad científica para afrontar el problema medioambiental.

Los compuestos químicos del aire, el agua y el suelo, así como sus fuentes de emisión, reacciones y transporte, caracterizan una química del medio ambiente que constituye el sustrato científico de un problema actualmente grave por cuanto supone un importante perjuicio para el bien común que ya no sólo se presenta a pequeña escala, sino que afecta al Planeta de forma global.

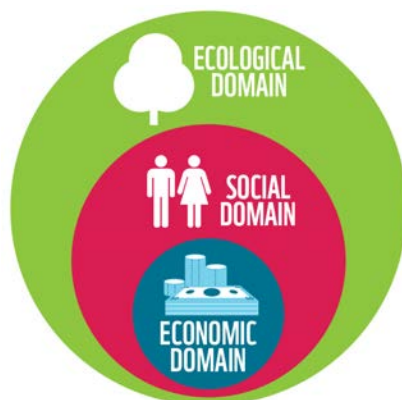
El análisis riguroso de esta difícil situación, así como el conjunto de medidas y estrategias puestas en marcha para su control, han dado lugar a una serie de expresiones, términos y locuciones que conceptualizan el problema medioambiental examinándolo a través de todas sus vertientes. El cometido de las líneas que siguen es poner en claro estos conceptos con el fin de plantear el problema de la forma más esquemática y general posible, comprender las iniciativas que, de una forma casi perezosa, se están empezando a tomar y valorar, si cabe, el futuro que todo ello nos depara.

Desarrollo sostenible

Es una concepción del bien común que se viene desarrollando desde finales del siglo XX. A escala planetaria, este concepto tiene como objetivo tomar en consideración no sólo la economía sino también los aspectos sociales y medioambientales (Ataraz, 2002). Estas tres dimensiones del concepto de *sostenibilidad –económica, social y ecológica–* se nombran en conjunto con la expresión *Triple Balance*, en inglés, *Triple Bottom Line* (Morelli, 2013) y son interdependientes, de tal forma que en el largo plazo ninguna de ellas podría seguir existiendo sin las otras dos. Queda bien establecido que en el *desarrollo sostenible* es necesario alcanzar un equilibrio entre las iniciativas locales y globales para satisfacer las necesidades básicas de los seres humanos sin degradar el medio ambiente y que, por este motivo, deberá encontrarse la manera co-

recta de relacionar tales necesidades con los aspectos medioambientales.

Según consta en el informe para Naciones Unidas de 1987, conocido como “Informe Brundtland”, desarrollo sostenible es aquel que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer las capacidades de las generaciones futuras para satisfacer sus propios intereses (Hueting, 1990); quizás sea ésta la definición más generalizada.



Triple Balance. (Living Planet Report, 2014)

En principio, los términos *sustentable* y *sostenible* son sinónimos, siendo este último el más utilizado. Sin embargo existe alguna tendencia, especialmente en América Latina, a referir *sustentable* sólo al contexto medioambiental y emplear *sostenible* para abarcar un ámbito mayor, esto es, el ya mencionado triple balance: medioambiental, social y económico.

Química sostenible

En la base del problema se encuentran, por una parte un consumo excesivo y por otra una cantidad también excesiva de residuos generados. La *química sostenible*, también llamada *química verde*, son aquellos procesos químicos que, mediante las llamadas *tecnologías verdes o sostenibles* y la obtención de formas de energía renovable, permiten reducir tanto el consumo de energía y recursos como la producción de residuos.

Resulta obvio que si no se hace uso de sustancias que encierran un peligro, ni éstas se producen, el riesgo en relación con ellas es inexistente y, por tanto, no se precisará dar un tratamiento a estas sustancias. En este sentido y con el objeto de valorar la sostenibilidad de un proceso, Paul Anastas y John Warner (Anastas & Warner, 1998) enunciaron en 1991 doce principios, llamados “Principios de la Química Verde”:

1. Es preferible evitar la producción de un residuo que tratarlo o limpiarlo una vez que se ha formado.
2. Los métodos de síntesis deberán diseñarse de manera que incorporen al máximo, en el producto final, todos los materiales utilizados durante el proceso.
3. Siempre que sea posible, los métodos de síntesis deberán diseñarse para utilizar y generar sustancias que tengan poca o nula toxicidad, tanto para los seres humanos como para el medio ambiente.
4. Los productos químicos deberán ser diseñados de tal forma que mantengan la eficacia de su función y a la vez reduzcan su toxicidad.
5. Deberá evitarse, en lo posible, el uso de sustancias auxiliares como disolventes o agentes de separación, y aun en el caso de que se utilicen, deberán ser lo más inocuas posible.
6. El impacto medioambiental y económico de los requerimientos energéticos deberá ser conocido y minimizado. Se intentará, en lo posible, aplicar los métodos de síntesis a presión y temperatura ambiente.
7. Deberán emplearse materias primas renovables, siempre que sea técnica y económicamente viable.
8. Se evitará, en lo posible, la formación de derivados, esto es, grupos de bloqueo, de protección/desprotección y modificación temporal de procesos físicoquímicos.
9. Se emplearán catalizadores (lo más selectivos posible) en lugar de reactivos estequiométricos.
10. Los productos químicos se diseñarán de tal forma que al final de su función no persistan en el medio ambiente sino que se degraden transformándose en productos inocuos.
11. Deberán desarrollarse metodologías analíticas que permitan el seguimiento y control en tiempo real del proceso, previo a la formación de sustancias peligrosas.

12. Se elegirán las sustancias empleadas en los procesos químicos de tal manera que se minimice el potencial de accidentes químicos, incluyendo vertidos, explosiones e incendios.

Pensamiento sistémico

Es una forma de abordar la realidad, que se ha desarrollado durante los últimos setenta años, en oposición al pensamiento mecanicista reduccionista de quienes fueron protagonistas de la revolución científica del siglo XVII, como René Descartes o Isaac Newton. Se trata, en definitiva, de una matemática que se aplica fundamentalmente a las relaciones cualitativas existentes entre los elementos que integran un sistema, lo que permite identificar y comprender ciertos patrones de comportamiento en los sistemas complejos. Por este motivo, el pensamiento sistémico es crucial en la interpretación de las dinámicas medioambientales, en las que no es tan importante atender a cada uno de los elementos integrantes del sistema como a la forma en que éstos se relacionan, entendiendo siempre al sistema como un todo, más que como la suma de sus partes (Senge & Sterman, 1992).

Tragedia de los comunes

También llamada *tragedia de los bienes comunes*, es un fenómeno colectivo de sobreexplotación de un recurso común que se encuentra en numerosos campos, como por ejemplo, la economía o la ecología. Se produce en una situación de tipo competitivo para el acceso a un recurso común pero limitado, como el aire, el suelo o el agua, que crea un conflicto entre los intereses individuales y el bien común. Tratado dicho conflicto racionalmente para favorecer los intereses del individuo, puede ocasionar el agotamiento total del bien común. El término fue popularizado en 1968 por el biólogo Garrett Hardin en la revista Science (Feeny et al., 1990).

Análisis del ciclo de vida

Es la evaluación sistémica del impacto medioambiental global de un producto, servicio,

empresa o proceso. Su objetivo, siguiendo la lógica del *ciclo de vida*, es conocer y comparar la presión ejercida por un producto sobre los recursos y el medio ambiente a lo largo de su ciclo de vida, desde la extracción de las materias primas hasta el tratamiento que recibe al final de su vida, ya sea depositado en un vertedero o reciclado, pasando por la totalidad de los recursos utilizados (Lamana & Aja, 2010).

La principal función del *Análisis del ciclo de vida* es la de brindar soporte para tomar las decisiones que se relacionan con productos o servicios y, más específicamente, la de conocer las posibles consecuencias ambientales relacionadas con el uso de un producto o con la configuración y utilización de un servicio (Romero, 2003).

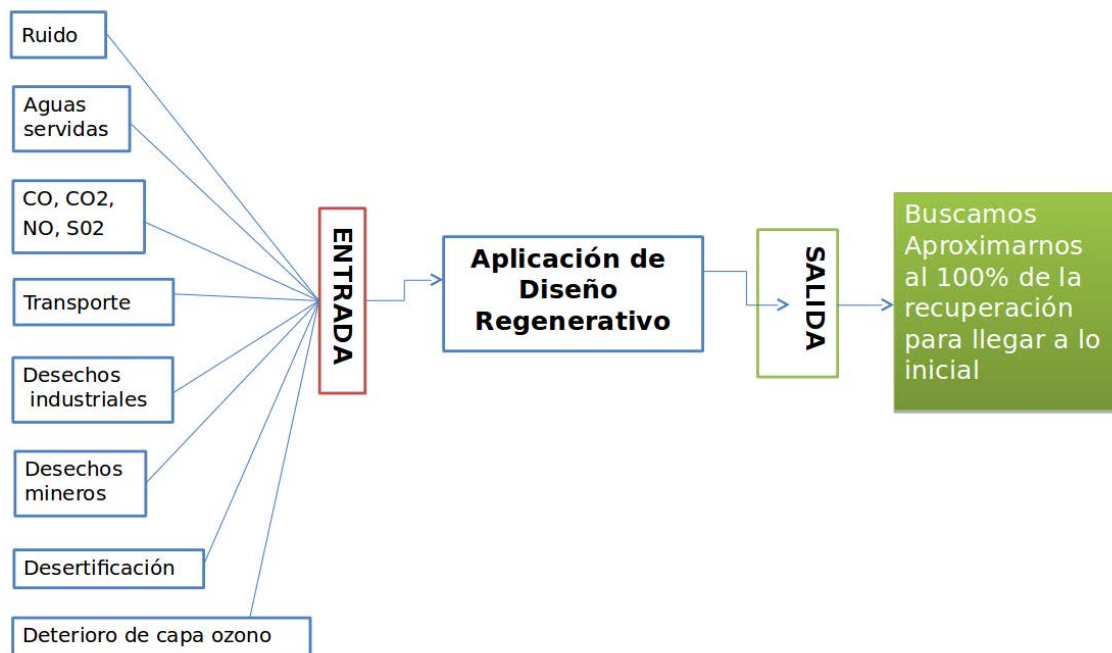
Diseño regenerativo

También llamado *Diseño de la cuna a la cuna*, es un enfoque basado en la teoría de sistemas y orientado a los procesos de diseño. El término *regenerativo* describe los procesos que restauran, renuevan o revitalizan sus propias fuentes de energía y materiales, creando sistemas sostenibles que integran las necesidades de la sociedad con la integridad de la naturaleza. La base se deriva de la ecología de sistemas (Wilkinson, 2006) con un modelo entrada-salida de bucle cerrado o bien un modelo en el que la salida es mayor o igual que la entrada, con todas las salidas viables y que tiene en cuenta todas las entradas.

El diseño regenerativo es la *biomimética* (véase más adelante) de los ecosistemas que asegura a todos los sistemas humanos el funcionamiento de una economía ecológica viable como sistema cerrado para toda la industria. Paralelamente con los ecosistemas, el material orgánico (biótico) y el material sintético (abiótico) no sólo se metaboliza sino que se transforma en nuevos materiales viables (Riechmann, 2003). Por tanto, los ecosistemas, como los sistemas de diseño regenerativos, son marcos integrales que buscan crear sistemas que estén absolutamente libres de residuos.

El modelo tiene aplicación en muchos aspectos diferentes de la vida humana, como los entornos urbanos, los edificios, la economía, la industria y los sistemas sociales.

En pocas palabras, es el diseño de los ecosistemas y el comportamiento humano, o la llamada *cultura de los hábitats humanos*.



Esquema de un sistema regenerativo. (Sánchez, 2015)

Mientras que el objetivo del desarrollo sostenible es satisfacer las necesidades humanas fundamentales de hoy sin comprometer a las generaciones futuras la posibilidad de satisfacer las suyas, el objetivo final del diseño regenerativo es reconstruir los sistemas con una eficacia absoluta que permita al mismo tiempo la evolución de los recursos humanos y la prosperidad de otras especies. En el paradigma sostenible, los ecosistemas perdidos no son reparados, mientras que los sistemas regenerativos pretenden devolverles la vida.

En 2002, el químico Michael Braungart y el arquitecto William McDonough publicaron un libro que lleva por título *Cradle to Cradle: Remaking the Way We Make Things* (*De la Cuna a la Cuna: Rediseñando la Forma en que Hacemos las Cosas*) en el que presentan una nueva interpretación del ecologismo. Sería, sin duda, positivo reducir el im-

pacto sobre el medioambiente, pero lejos todavía de solucionar el problema, sólo retrasaría el triste final. Estos autores proponen *ecoefectividad* a cambio de *ecoeficiencia* (Braungart et al., 2007). Se trata de enfrentar el problema de raíz, de tal forma que ya en el diseño del producto o estrategia se considere seriamente cualquier aspecto relacionado con los productos involucrados. La ecoefectividad se basa en la interdependencia exitosa y la productividad regenerativa de los sistemas naturales.

El fundamento y razón de ser del paradigma *Cradle to Cradle* es su acción sincrónica con la naturaleza: la energía solar se utiliza conforme ésta va llegando a la Tierra, la actividad cíclica de los materiales es completamente cerrada, no se producen residuos porque los materiales se reciclan con el propio uso, los productos se diseñan de acuerdo con las interrelaciones ecológicas del sistema en el que se hallan integrados de acuerdo con los efectos distantes de las acciones locales y de acuerdo con los efectos locales de las acciones distantes.

Biomímesis

Se establece a menudo una sinonimia entre los términos *biomímesis*, *biomimética*, *biomimetismo*, *biognosis* y la expresión *diseño inspirado en la biología*. En todos los casos se hace referencia a la naturaleza como fuente de inspiración de los seres humanos para mejorar su calidad de vida. Puesto que la naturaleza aventaja a los seres humanos en varios millones de años, resulta a la vez más realista y más provechoso imitarla en lo que durante tanto tiempo ha logrado desarrollar y perfeccionar, que competir con ella. Apoyan esta aseveración un gran número de ejemplos tomados en una diversidad de disciplinas científicas; así, la modelización de sistemas como parte mecánica de la física, los procesos químicos, la ingeniería en general y la robótica en particular, las construcciones histológicas, la cosmética y, más recientes, la nanotecnología y la ingeniería biomédica, son todos ellos campos de aplicación.

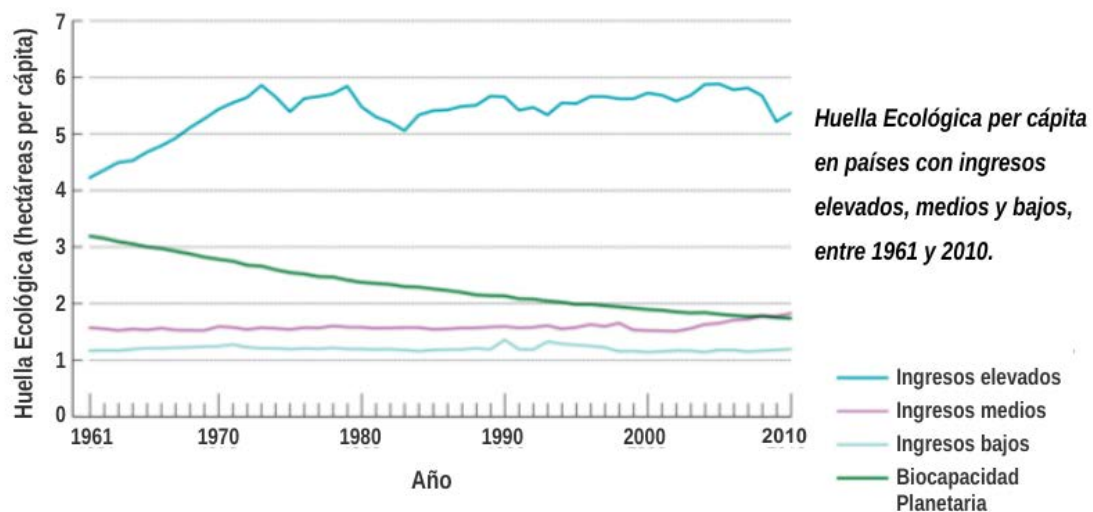
Jorge Riechmann se refiere al concepto de biomímesis como el “imitar la naturaleza a la hora de reconstruir los sistemas productivos humanos, con el fin de hacerlos compatibles con la biosfera” y apunta que puede ser éste un factor clave en el concepto de

sustentabilidad (Riechmann, 2003).

Por otro lado, en los principios subyacentes a la resolución de problemas, se ha podido demostrar que mientras la tecnología opera principalmente manipulando los recursos energéticos, la biología hace uso de la información y la estructura, ambos factores ampliamente ignorados por la tecnología (Vincent et al., 2006).

Huella ecológica

Es un indicador del impacto que la actividad humana ejerce sobre los ecosistemas del Planeta y, por este motivo, constituye un factor clave en el concepto de sostenibilidad. Se mide como un valor de superficie, expresado en hectáreas (ha), referido a los espacios naturales, es decir, biológicamente productivos, y que es requerido por una determinada población para llevar a cabo un determinado tipo de vida. También se puede expresar como equiparable al capital natural que a tal efecto se consume anualmente.



Huella ecológica y biocapacidad planetaria. (Global Footprint Network, 2014; World Bank, 2013)

En el cálculo realizado para estimar la huella ecológica deben figurar tanto los espacios naturales de tierra como de mar, por ejemplo, los dedicados al cultivo, los que proporcionan pastos al ganado y a otros animales, los espacios marinos suficientes y adecuados para las poblaciones marinas, viviendas, infraestructuras, o centros de trabajo.

Deben añadirse, por su importancia, los espacios naturales necesarios para asimilar los residuos generados por la misma población que consume los recursos; espacios tales como los bosques que deben absorber el dióxido de carbono producido por el transporte o la calefacción.

Cabe mencionar, en este sentido, que si el estilo de vida de la población mundial en su totalidad –alrededor de siete mil millones de personas– fuera como el de los países industrializados –aproximadamente, mil millones de personas– la huella ecológica total requeriría cuatro planetas con las características de la Tierra (Baird, 2001).

En la actualidad, la *biocapacidad per cápita* del planeta Tierra es de aproximadamente 1,7 hectáreas. Esto quiere decir que la biocapacidad de la Tierra permite una huella ecológica media de aproximadamente 1,7 ha por habitante y año. Este mismo concepto se puede expresar diciendo que, con estas cifras, un solo planeta Tierra bastaría para satisfacer las necesidades de la población mundial.

En la gráfica de la página anterior, la línea verde pone en evidencia que han bastado tan sólo 50 años para reducir a casi la mitad la biocapacidad per cápita de nuestro planeta. Durante estos años se han producido dos fenómenos actuando en sentido contrario, con un balance final negativo: por un lado, los avances tecnológicos aplicados a la agricultura y al riego han impulsado los rendimientos medios por hectárea de superficie productiva, aumentando con ello la *biocapacidad total* del planeta de 9,9 a 12 millones de hectáreas, pero, simultáneamente, la población humana mundial se ha incrementado desde algo más de tres mil millones a casi siete mil millones, dando lugar a una reducción de la biocapacidad per cápita de 3,2 a 1,7 hectáreas (McLellan et al., 2014).

La gráfica muestra también que la *huella ecológica per cápita* en los países con ingresos más bajos nunca ha sobrepasado los límites de la biocapacidad per cápita, sin embargo, en el otro extremo, los países con ingresos más elevados muestran valores que, desde 1970, oscilan entre 5 y 6 ha, es decir, excediendo en más de tres veces lo que nuestro planeta puede ofrecer.

Con los datos actualmente disponibles, se ha podido calcular un valor promediado de la huella ecológica global per cápita de 2,7 hectáreas y, con una sencilla regla de tres añadida, comprobamos que para seguir contando con los servicios ecológicos que actualmente estamos utilizando, necesitaríamos la capacidad regenerativa de 1,6 planetas Tierra (el uso que hacemos de los servicios ecológicos es 1,6 veces mayor que la capacidad regenerativa del Planeta).

Principio de precaución

Este concepto hace referencia a las medidas que, en relación con determinadas actuaciones, productos, tecnologías o políticas, deben ser tomadas ante la sospecha de riesgo grave para la salud pública o el medio ambiente, sin contar, por otro lado, con una prueba definitiva para evaluar tal riesgo.

El *principio de precaución*, también llamado *principio precautorio* o *de cautela*, tiene su origen en la legislación alemana del medio ambiente de 1971 (Tealdi, 2008). En el ámbito internacional sobre protección del medio ambiente, fue incorporado en el *principio 15* de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (1992), en la cual se reafirma la Declaración de Estocolmo sobre el Medio Humano (1972): “... con el objetivo de establecer una alianza mundial nueva y equitativa mediante la creación de nuevos niveles de cooperación entre los Estados, los sectores clave de las sociedades y las personas, procurando alcanzar acuerdos internacionales en los que se respeten los intereses de todos y se proteja la integridad del sistema ambiental y de desarrollo mundial, reconociendo la naturaleza integral e interdependiente de la Tierra”.

En concreto, el mencionado principio 15 de la Declaración de Río dice: “Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costes para impedir la degra-

dación del medio ambiente” (Naciones Unidas, 1992). Cabe añadir que, aun en ausencia de consenso científico, si existe la probabilidad de que una actuación o política cause daño a la población o al medio ambiente, la responsabilidad de evitarlo recae en aquellos que realizan la acción.

El principio de precaución es considerado una herramienta fundamental para el desarrollo sostenible, una salvaguarda para las generaciones futuras, y una forma de contrarrestar la tendencia a pasar por alto la incerteza científica de una manera poco científica (Cooney, 2004). Esto último implica que el uso correcto de este principio pasa por una evaluación, por parte de la ciencia, de los distintos grados de incerteza en los distintos niveles de investigación. De este modo, si bien la aplicación correcta del principio de precaución no elimina por completo el riesgo, sí que permite establecer un marco de protección y decidir, en cada caso, el nivel de riesgo aceptable (Pfeiffer, 2002). Dado que en el principio de precaución es característica la incerteza del riesgo, debe distinguirse del *principio de prevención* que se aplica siempre ante un riesgo bien conocido.

Externalidades

El concepto de *externalidades*, expresado también con la locución *costes externos*, describe el hecho de que una acción efectuada por un agente económico –empresa o individuo– puede producir un impacto directo sobre el bienestar de otras personas, la calidad del medio ambiente o los procesos productivos de otras empresas. Estas externalidades pueden ser positivas o negativas. Las positivas se producen cuando las acciones de un agente de la economía aumentan el bienestar de otros agentes y las negativas cuando las acciones de un agente de la economía reducen el bienestar de otros agentes.

Las externalidades son una noción importante para el análisis económico ya que, cuando se generan, el mercado no lleva a una asignación óptima de los recursos, en el sentido de que el equilibrio obtenido, en cuanto a la cantidad producida y el precio del producto, no es socialmente eficiente. La economía que enfatizaba los impactos

económicos y las rentas individuales, debe ahora ser considerada en un sentido más amplio, incorporando en las externalidades los efectos socioambientales directamente relacionados con la incidencia sobre el medio ambiente y el bienestar, este último medido no sólo en términos de ingresos sino también del disfrute de toda una serie de bienes públicos.

Las externalidades pueden ser locales o globales (Lleonart et al., 2009). Así, por ejemplo, el ruido que emite una instalación fabril, produce un impacto en un área determinada, con efectos decrecientes en relación directa con la distancia del foco emisor; se trata, por tanto, de una externalidad local. En cambio, todas las externalidades relacionadas con la emisión de CO₂ tienen un carácter global ya que no se concentran en el área en que se emite el contaminante.

Las externalidades que afectan a la producción o al consumo se llaman externalidades *técnicas* y las que sólo afectan a las rentas se llaman externalidades *pecuniarias*. Los agentes que producen las externalidades negativas no pagan la totalidad de los costes que generan y no tienen, por tanto, ningún incentivo para eliminar la externalidad. En consecuencia, los costes totales son superiores a los asumidos por los agentes privados y pasan a formar parte de los llamados *costes sociales*. Por otro lado, los agentes privados responsables de las externalidades positivas no tienen incentivos para aumentar los beneficios sociales que generan, ya que no obtienen con ello ninguna rentabilidad directa.

El problema de las externalidades es pues un caso particular de la ineficiencia de determinados mercados, esto es, no dan lugar al máximo bienestar posible para la sociedad en su conjunto, o dicho de otra forma, no se cumple el primer teorema de la economía del bienestar (Labandeira et al., 2007). El sistema de precios no es eficaz, ya que no incorpora los costes y beneficios que causan a otros agentes, a la sociedad en su conjunto o al medioambiente.

Durante las últimas décadas se ha producido una tendencia creciente a incorporar medidas correctoras de las externalidades negativas, tanto en el ámbito normativo (están-

dares, limitaciones obligatorias, etc.) como a través de instrumentos económicos (impuestos ecológicos, mercado de emisiones de CO₂, etc.), con el objetivo de que los agentes implicados las internalicen, asuman los costes que provocan y que, de esta forma, modifiquen su comportamiento. En lo que respecta a las externalidades positivas, no se han desarrollado instrumentos que busquen la lógica de los incentivos económicos y su impulso lo ha protagonizado básicamente la actuación del sector público a través de sus políticas de subvenciones.

Actualmente, ya no es posible sustentar un modelo económico sin integrar objetivos socioambientales en su formulación (GENCAT, 2010). Incorporar las externalidades a las cuentas económicas es importante en términos de eficiencia y representa un elemento clave para conseguir el desarrollo sostenible.

Se trata, por tanto, de proporcionar instrumentos que permitan hacer un balance económico global que incorpore todos los beneficios y costes que plantea llevar a cabo una determinada actuación o política (Leonart et al., 2009).

RESUMEN

Introducción

La composición del aire atmosférico comprende una mezcla de gases, vapor –tanto de agua como de compuestos orgánicos– y materia particulada (PM). La contaminación del aire se define como cualquier alteración de sus componentes que pueda producir efectos adversos en la salud, suponga un riesgo para los seres humanos o les cause molestia grave y dañe el ecosistema. La PM es una mezcla compleja de pequeñas partículas de sólidos y líquidos que se encuentran suspendidas en el aire atmosférico, y cuyo diámetro aerodinámico puede variar significativamente, esto es, $PM_{10} < 10 \mu\text{m}$, $PM_{2,5} < 2,5 \mu\text{m}$ y $PM_{0,1} < 0,1 \mu\text{m}$, estas últimas llamadas partículas ultrafinas (UFP). Debido a su impacto sobre la salud, la PM está siendo extensamente estudiada. Las UFP son las partículas contaminantes más abundantes. El tráfico automovilístico, particularmente los motores diésel, es la fuente principal considerada y supone una exposición máxima para los peatones en las calles urbanas muy concurridas.

Estudios clínicos y epidemiológicos han puesto de relieve que la exposición a los contaminantes del aire (incluidas UFP) se relaciona con infecciones respiratorias agudas, cáncer de pulmón, enfermedad pulmonar obstructiva crónica y enfermedad cardiovascular. Aunque los mecanismos biológicos que subyacen en estas asociaciones todavía no han sido enteramente comprendidos, los resultados de las investigaciones toxicológicas realizadas en roedores han mostrado que UFP administradas en el pulmón producen una gran respuesta inflamatoria e inducen varios tipos de efectos celulares adversos, incluyendo citotoxicidad, mutagenicidad, daño en el ADN, estrés oxidativo y estimulación de la producción de citocinas proinflamatorias.

Todas estas respuestas corporales pueden exacerbar síntomas o problemas de salud en los grupos más sensibles de la población. Los niños son particularmente vulnerables a

los tóxicos ambientales debido principalmente a su inmadurez fisiológica y a factores diferenciales relacionados con la carga de exposición. Existe evidencia suficiente de que la exposición a la contaminación del aire durante el primer año de vida se asocia con un riesgo de mortalidad mayor que el de la población adulta expuesta.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es medir y comparar la diferente exposición de niños y adultos a UFP, a fin de obtener un marcador indirecto de contaminación del aire y determinar el riesgo relacionado con la producción de efectos adversos producidos sobre la salud.

Métodos

El estudio se realizó entre mayo y junio de 2009 en la ciudad de Barcelona. El número de vehículos en las calles principales por día, era superior a 1 millón. Se emplearon dos contadores de UFP por condensación P-Trak[®] móviles, para medir la exposición a dos niveles de altura simultáneamente, uno a 0,55 m del suelo, en correspondencia con el rostro de un niño situado en un cochecito de paseo, y el otro a 1,70 m del suelo, en correspondencia con el nivel de altura medio del rostro de un peatón adulto en posición de pie. Los contadores P-Trak[®] se dispusieron simulando la orientación que las fosas nasales tienen durante la marcha (paralela a la acera) y los registros se realizaron andando siempre a 1 metro de la calzada aproximadamente.

Los conteos de UFP se registraron cada segundo y, al término de la recogida de datos, los valores almacenados eran descargados con el software suministrado. En cada sesión de conteo los dos dispositivos se calibraban previamente, en sincronía el uno con el otro para garantizar una calidad controlada en la recogida de datos. A fin de evitar la variabilidad debida a los cambios producidos en los factores ambientales, esto es, la intensidad del tráfico y el tiempo atmosférico, los datos se registraron siempre simultáneamente a

ambos niveles de altura (0,55 m y 1,70 m).

Se realizaron tres diferentes recorridos a pie, de 5 km cada uno, a lo largo de tres vías urbanas de la ciudad de Barcelona: Via Laietana, Gran Via de les Corts Catalanes y Av. Diagonal. Las tres calles estaban expuestas a un tráfico intenso. Los datos recogidos se corresponden con un tiempo total de registro de 20 horas, durante un período de 10 días, de los cuales 5 fueron laborables y 5 festivos, en diferentes condiciones de tráfico y distintos niveles de exposición. Cada día se realizaron dos muestreos de una hora de duración, uno por la tarde y el otro al anochecer. Se registraron de forma simultánea los datos acerca de las condiciones del tráfico, de la temperatura, del tiempo atmosférico, de la humedad relativa, de la fuerza del viento, de la dirección del viento, de las precipitaciones y de la presión atmosférica al nivel del mar. La temperatura media fue de 23°C y no se produjo ninguna precipitación. Los datos sobre el promedio de contaminantes por hora (CO, NO, NO₂, O₃, SO₂, PM₁₀) se obtuvieron en la estación urbana de monitorización de la calidad del aire de Eixample (Barcelona), y se consideran representativos de la exposición de la población en el área urbana circundante, lugar en el cual se halla incluida el área estudiada.

El análisis estadístico se realizó considerando la concentración de UFP, que constituye la variable de respuesta, y los dos niveles de altura, que son variables manipuladas de exposición, con el propósito de evaluar las diferencias existentes en cuanto a concentración de UFP entre ambos niveles de altura, esto es, a 0,55 m y a 1,70 m.

La prueba estadística aplicada para evaluar el objetivo principal es la prueba *t* de Student para la comparación de dos medias para muestras independientes y un análisis de correlación lineal. Se incluyeron también en el análisis otras variables que pueden tener un impacto en el resultado, como son la anchura de la calle y la densidad del tráfico rodado, mediante el análisis de varianza con múltiples factores o modelos de regresión múltiple. Para el primer objetivo, las concentraciones de UFP en muestras apareadas se compararon en las mismas vías urbanas en dos diferentes tipos de días, laborables y festivos. La significación estadística se fijó en $p < 0,05$.

Resultados

Los conteos de UFP se registraron de forma apareada por ambos dispositivos. Algunos registros fueron descartados debido a errores producidos por la inclinación del dispositivo contador, siendo finalmente analizados 52.008 pares de datos. Las concentraciones de UFP se monitorizaron simultáneamente a ambos niveles de altura durante períodos de una hora, siendo un 10% más elevado el valor medio de las registradas por el monitor P-Trak® situado a 0,55 m de altura. Se realizó un análisis de correlación lineal entre las concentraciones tiempo-apareadas medidas por el contador que dio un coeficiente de correlación de Spearman ($r = 0,936$) cercano a la unidad, que muestra una asociación lineal positiva ($p < 0,0001$).

Las concentraciones más elevadas de UFP se registraron en Via Laietana, la más estrecha de las tres calles estudiadas y la segunda en intensidad de tráfico, tanto a la altura de 0,55 m como a la de 1,70 m; las segundas mayores concentraciones se encontraron en Av. Diagonal; y las concentraciones más bajas se obtuvieron en Gran Vía de les Corts Catalanes. En todas ellas, se observaron valores más altos de UFP en las mediciones realizadas a 0,55 m de altura. Las mayores diferencias entre las concentraciones de UFP a 0,55 m y a 1,70 m se registraron en Gran Vía de les Corts Catalanes.

Se observaron diferencias significativas relacionadas con la intensidad del tráfico, comparando los valores registrados durante los días laborables con los obtenidos durante los días festivos. Las concentraciones de UFP medidas durante los días laborables, en los dos niveles de altura, mostraron valores medios más elevados que las registradas en los días festivos ($p < 0,0001$). Las concentraciones de UFP a 0,55 m de altura fueron mayores que las detectadas a 1,70 m de altura durante los días laborables ($p < 0,0001$) y se observaron diferencias similares entre los valores de UFP registrados durante los días festivos ($p < 0,0001$).

Se analizó el efecto producido por el viento en las mediciones de UFP. Las concentraciones a ambos niveles de altura fueron significativamente mayores en los días sin viento ($p < 0,0001$). Durante los días de viento, los valores obtenidos a 0,55 m fueron significativamente mayores que los obtenidos a 1,70 m ($p < 0,0001$). Esta diferencia se incrementó notablemente durante los días sin viento, siendo las concentraciones de UFP registradas a 0,55 m significativamente más elevadas que las obtenidas a 1,70 m ($p < 0,0001$).

Se observó una correlación de los valores de UFP, a ambos niveles de altura, con la humedad y con la presión atmosférica. Un coeficiente de correlación lineal de Spearman $r = -0,453$ ($p < 0,068$) para la altura de los adultos y $r = -0,787$ ($p < 0,004$) para la altura de los niños, en lo que respecta a la humedad; $r = 0,495$ ($p < 0,043$) para la altura de los adultos y $r = 0,637$ ($p < 0,035$) para la altura de los niños, en lo que respecta a la presión atmosférica.

Se realizó un análisis de correlación lineal entre la concentración de UFP (promedio por hora) medida por P-Trak® y los niveles de CO, NO, NO₂, O₃, SO₂ y PM₁₀ (promedio por hora) publicados por la estación urbana de monitorización de la calidad del aire de Eixample. Las comparaciones de UFP con NO y CO mostraron coeficientes de correlación de Pearson $r = 0,866$ y $r = 0,866$ respectivamente.

Conclusiones

La concentración de UFP ha demostrado ser un excelente marcador indirecto del grado de contaminación del aire atmosférico y del riesgo relacionado con los efectos adversos producidos en la salud de los niños y adultos que respiran aire contaminado.

Este estudio ha revelado que, en las áreas urbanas, los niños que son transportados en un cochecito de paseo y que, por ello, respiran a una altura cercana a la del tubo de escape

de los vehículos, están expuestos a mayores concentraciones de UFP que respirando al nivel de altura de un adulto en posición de pie. Dado que los niños son más vulnerables y que las UFP ejercen un mayor impacto sobre su salud, deben tomarse medidas para proteger a esta población cuando es transportada en la calle.

RESUM

Introducció

La composició de l'aire atmosfèric comprèn una mescla de gasos, vapor –tant d'aigua com de compostos orgànics– i matèria particulada (PM). La contaminació de l'aire es defineix com qualsevol alteració dels seus components que pugui produir efectes adversos en la salut, suposi un risc per als éssers humans o els causi molèstia greu, i danyí l'ecosistema. La PM és una mescla complexa de petites partícules de sòlids i líquids que es troben suspeses en l'aire atmosfèric, i el diàmetre aerodinàmic de les quals pot variar significativament, això és, $PM_{10} < 10 \mu\text{m}$, $PM_{2,5} < 2,5 \mu\text{m}$ i $PM_{0,1} < 0,1 \mu\text{m}$, aquestes últimes anomenades partícules ultrafines (UFP). A causa del seu impacte sobre la salut, la PM està sent extensament estudiada. Les UFP són les partícules contaminants més abundants. El tràfic automobilístic, particularment els motors dièsel, és la font principal considerada i suposa una exposició màxima per als vianants als carrers urbans molt concorreguts.

Estudis clínics i epidemiològics han posat en relleu que l'exposició als contaminants de l'aire (incloses UFP) es relaciona amb infeccions respiratòries agudes, càncer de pulmó, malaltia pulmonar obstructiva crònica i malaltia cardiovascular. Tot i que els mecanismes biològics que subjeuen en aquestes associacions encara no han estat enterament compresos, els resultats de les recerques toxicològiques realitzades en rosegadors han mostrat que UFP administrades en el pulmó produeixen una gran resposta inflamatòria i indueixen diversos tipus d'efectes cel·lulars adversos, incloent citotoxicitat, mutagenicitat, dany en l'ADN, estrès oxidatiu i estimulació de la producció de citocines proinflamatòries.

Totes aquestes respostes corporals poden exacerbar símptomes o problemes de salut en els grups més sensibles de la població. Els nens són particularment vulnerables als

tòxics ambientals a causa principalment de la seva immadura fisiològica i a factors diferencials relacionats amb la càrrega d'exposició. Existeix evidència suficient que l'exposició a la contaminació de l'aire durant el primer any de vida s'associa amb un risc de mortalitat més gran que el de la població adulta exposada.

Objectius

L'objectiu d'aquest treball és mesurar i comparar la diferent exposició de nens i adults a UFP, a fi d'obtenir un marcador indirecte de contaminació de l'aire i determinar el risc quant a efectes adversos produïts sobre la salut.

Mètodes

L'estudi es va realitzar entre maig i juny de 2009 a la ciutat de Barcelona. El nombre de vehicles als carrers principals per dia, era superior a 1 milió. Es van emprar dos comptadors de UFP per condensació P-Trak[®] mòbils, per mesurar l'exposició a dos nivells d'altura simultàniament, un a 0,55 m del terra, en correspondència amb el rostre d'un nen situat en un cotxet de passeig, i l'altre a 1,70 m del terra, en correspondència amb el nivell d'altura mitjà del rostre d'un vianant adult en posició dempeus. Els comptadors P-Trak[®] es van disposar simulant l'orientació que les fosses nasals tenen durant la marxa (paral·lela a la vorera) i els registres es van realitzar caminant sempre a 1 metre de la calçada aproximadament.

Els comptatges de UFP es van enregistrar cada segon i, al final de la recollida de dades, els valors emmagatzemats eren descarregats amb el software subministrat. En cada sessió de comptatge els dos dispositius es calibraven prèviament, en sincronia l'un amb l'altre per a garantir una qualitat controlada en la recollida de dades. A fi d'evitar la variabilitat deguda als canvis produïts en els factors ambientals, és a dir, la intensitat del tràfic i el temps atmosfèric, les dades es van enregistrar sempre simultàniament a tots dos nivells d'altura (0,55 m i 1,70 m).

Es van realitzar tres diferents recorreguts a peu, de 5 km cadascun, al llarg de tres vies urbanes de la ciutat de Barcelona: Via Laietana, Gran Via de les Corts Catalanes i Av. Diagonal. Els tres carrers estaven exposats a un tràfic intens. Les dades recollides es corresponen amb un temps total d'enregistrament de 20 hores, durant un període de 10 dies, dels quals 5 van ser laborables i 5 festius, en diferents condicions de tràfic i diferents nivells d'exposició. Cada dia es van realitzar dos mostrejos d'una hora de durada, un a la tarda i l'altre al vespre. Es van enregistrar de forma simultània les dades sobre les condicions del tràfic, de la temperatura, del temps atmosfèric, de la humitat relativa, de la força del vent, de la direcció del vent, de les precipitacions i de la pressió atmosfèrica al nivell del mar. La temperatura mitjana va ser de 23°C i no es va produir cap precipitació. Les dades sobre la mitjana de contaminants per hora (CO, NO, NO₂, O₃, SO₂, PM₁₀) es van obtenir en l'estació urbana de monitoratge de la qualitat de l'aire d'Eixample (Barcelona), i es consideren representatives de l'exposició de la població en l'àrea urbana circumdant, lloc en el qual es troba inclosa l'àrea estudiada.

L'anàlisi estadística es va realitzar considerant la concentració de UFP, que constitueix la variable de resposta, i els dos nivells d'altura, que són variables manipulades d'exposició, amb el propòsit d'avaluar les diferències existents quant a concentració de UFP entre tots dos nivells d'altura, 0,55 m i 1,70 m.

La prova estadística aplicada per avaluar l'objectiu principal és la prova *t* de Student per a la comparació de dues mitjanes per a mostres independents i una anàlisi de correlació lineal. Es van incloure també en l'anàlisi altres variables que poden tenir un impacte en el resultat, com són l'amplària del carrer i la densitat del tràfic rodat, mitjançant l'anàlisi de variància amb múltiples factors o models de regressió múltiple. Per al primer objectiu, les concentracions de UFP en mostres aparellades es van comparar en les mateixes vies urbanes en dos diferents tipus de dies, laborables i festius. La significació estadística es va fixar en $p < 0,05$.

Resultats

Els comptatges de UFP es van enregistrar de forma aparejada per tots dos dispositius. Alguns enregistraments van ser descartats a causa d'errors produïts per la inclinació del dispositiu comptador, sent finalment analitzats 52.008 parells de dades. Les concentracions de UFP es monitoraren simultàniament a tots dos nivells d'altura durant períodes d'una hora, sent un 10% més elevat el valor mitjà de les enregistrades pel monitor P-Trak® situat a 0,55 m d'altura. Es va realitzar una anàlisi de correlació lineal entre les concentracions temps-apariades mesurades pel comptador que va donar un coeficient de correlació de Spearman ($r = 0,936$) proper a la unitat, que mostra una associació lineal positiva ($p < 0,0001$).

Les concentracions més elevades de UFP es van enregistrar a Via Laietana, el més estret dels tres carrers estudiats i el segon en intensitat de tràfic, tant a l'altura de 0,55 m com a la de 1,70 m; les segones majors concentracions es van trobar a Av. Diagonal; i les concentracions més baixes es van obtenir a Gran Via de les Corts Catalanes. En totes elles, es van observar valors més alts de UFP en els mesuraments realitzats a 0,55 m d'altura. Les majors diferències entre les concentracions de UFP a 0,55 m i a 1,70 m es van enregistrar a Gran Via de les Corts Catalanes.

Es van observar diferències significatives relacionades amb la intensitat del tràfic, comparant els valors enregistrats durant els dies laborables amb els obtinguts durant els dies festius. Les concentracions de UFP mesurades durant els dies laborables, en els dos nivells d'altura, van mostrar valors mitjans més elevats que les enregistrades en els dies festius ($p < 0,0001$). Les concentracions de UFP a 0,55 m d'altura van ser majors que les detectades a 1,70 m d'altura durant els dies laborables ($p < 0,0001$) i es van observar diferències similars entre els valors de UFP enregistrats durant els dies festius ($p < 0,0001$).

Es va analitzar l'efecte produït pel vent en els mesuraments de UFP. Les concentracions a tots dos nivells d'altura van ser significativament majors en els dies sense vent ($p < 0,0001$). Durant els dies de vent, els valors obtinguts a 0,55 m van ser significativament majors que els obtinguts a 1,70 m ($p < 0,0001$). Aquesta diferència es va incrementar notablement durant els dies sense vent, sent les concentracions de UFP enregistrades a 0,55 m significativament més elevades que les obtingudes a 1,70 m ($p < 0,0001$).

Es va observar una correlació dels valors de UFP, a tots dos nivells d'altura, amb la humitat i la pressió atmosfèrica. Un coeficient de correlació lineal de Spearman $r = -0,453$ ($p < 0,068$) per a l'altura dels adults i $r = -0,787$ ($p < 0,004$) per a l'altura dels nens, pel que fa a la humitat; $r = 0,495$ ($p < 0,043$) per a l'altura dels adults i $r = 0,637$ ($p < 0,035$) per a l'altura dels nens, pel que fa a la pressió atmosfèrica.

Es va realitzar una anàlisi de correlació lineal entre la concentració de UFP (mitjana per hora) mesurada per P-Trak® i els nivells de CO, NO, NO₂, O₃, SO₂ i PM₁₀ (mitjana per hora) publicats per l'estació urbana de monitoratge de la qualitat de l'aire d'Eixample. Les comparacions de UFP amb NO i CO van mostrar coeficients de correlació de Pearson $r = 0,866$ i $r = 0,866$ respectivament.

Conclusions

La concentració de UFP ha demostrat ser un excel·lent marcador indirecte del grau de contaminació de l'aire atmosfèric i del risc relacionat amb els possibles efectes adversos produïts en la salut dels nens i adults que respiren aire contaminat.

Aquest estudi ha revelat que, a les àrees urbanes, els nens que són transportats en un cotxet de passeig i que, per això, respiren a una altura propera a la del tub d'escapament dels vehicles, estan exposats a majors concentracions de UFP que respirant al nivell

d'altura d'un adult en posició dempeus. Atès que els nens són més vulnerables i que les UFP exerceixen un major impacte sobre la seva salut, s'han de prendre mesures per a protegir aquesta població quan és transportada en el carrer.

ABSTRACT

Introduction

The composition of the atmospheric air includes a mixture of gases, vapor, –both water and organic compounds– and particulate matter (PM). Air pollution is defined as any alteration of components that may produce adverse effects on health, pose a risk to humans or cause serious discomfort, and harm the ecosystem. PM is a complex mixture of solids and liquids that are suspended in atmospheric air, which can vary significantly in aerodynamic diameter, i.e., $PM_{10} < 10 \mu\text{m}$, $PM_{2.5} < 2.5 \mu\text{m}$ and $PM_{0.1} < 0.1 \mu\text{m}$, the latter called ultrafine particles (UFP). Because of its impact on health, PM is being extensively studied. UFP is the most abundant pollutant. Automobile traffic, particularly diesel engines, is considered the main source and pose maximum exposure for pedestrians of crowded urban streets.

Epidemiological and clinical studies demonstrated the relationship between exposure to air pollution (including UFP) and acute respiratory infections, lung cancer, chronic obstructive pulmonary disease and cardiovascular disease. Although the biological mechanisms behind these associations are not fully understood, results of toxicological research in rodents showed that UFP administered into the lung caused a large inflammatory response and induced several types of cellular adverse effects, including cytotoxicity, mutagenicity, oxidative stress DNA damage, and stimulation of proinflammatory cytokine production.

All these responses in the body can exacerbate symptoms or health conditions in the most sensitive groups of population. Infants have a special vulnerability to environmental toxicants mainly due to physiological immaturity and differences in the burden of exposure. There is sufficient evidence which shows that exposure to air pollution during the first year of life has been associated with an increased risk of infant mortality of higher magnitude than the risk found in adults.

Objectives

The aim of this study is to measure and compare the different exposure of children and adults UFP, in order to obtain a surrogate marker of air pollution and determine the risk in terms of adverse effects on health.

Methods

The study was performed between May and June 2009 in Barcelona. The number of vehicles on main streets per day was more than 1 million. Were used two P-Trak[®] UFP condensation particle counters, to measure exposure simultaneously at two different heights, 0.55 m simulating a stroller of infants, and 1.70 m the size of an adult. The orientation of both devices was the same, simulating the orientation of nostrils (parallel to the sidewalk). The P-Trak[®] sampling was assigned at a defined walking position on the sidewalk: approximately 1 meter from the road.

The instruments took measurements every second and following data collection, the results were downloaded with the supplied software. Each session counting the two devices calibrates previously in sync with one another to ensure a quality controlled data collection. To avoid variability due to changes in environmental factors, i.e., traffic density and weather, data were recorded simultaneously at the two exposure levels (heights of 1.70 m and 0.55 m).

Three different routes were used for pedestrian exposure measurements, comprising stretches of similar lengths along Via Laietana, Gran Via de les Corts Catalanes and Av. Diagonal. All these streets are exposed to heavy traffic. Data were collected for 20 hours, over a period of 10 days: 5 working days and 5 non-working days at different traffic conditions and exposure levels. Sample durations for each day was one hour in the afternoon and another hour early evening. Simultaneously, registered data about traffic

conditions, temperature, weather, relative humidity, wind, precipitations and sea level pressure were recorded. From all the data collected, the average temperature was 23°C and there wasn't any precipitation. Data about hourly averages of pollutants (CO, NO, NO₂, O₃, SO₂, PM₁₀) was obtained from the urban Air Quality monitoring site at Eixample (Barcelona) located approximately 1.2 miles East from the study site and considered to be representative of the population exposure in the surrounding urban area.

Statistical analysis was performed considering the concentration of UFP, which is the variable of response, and height of children and adults which are variables of exposure because we aimed to assess the differences in the response (UFP concentration) at the two exposure levels (heights of 1.70 m and 0.55 m).

The statistical test applied to evaluate the main objective was a Student t-Test for comparison of two means for independent samples and a linear correlation analysis. Also, other variables which may have an impact on the outcome were included in the analysis, as width and density of road traffic, using the analysis of variance with multiple factors or multiple regression models. For the first objective, the concentrations of UFP in paired samples were compared on the same pathways in two different types of days (working and no-working days). Statistical significance was set at $p < 0.05$.

Results

Paired UFP counts were collected using the two instruments. Some samples were lost due to tilting errors and finally 52,008 paired data were analysed. UFP were monitored at 1.70 m and 0.55 m during 1-hour period and an average 10% increase of UFP values was observed in the P-Trak® monitor located at 0.55 m. A linear correlation analysis was performed between time-paired concentrations measured by P-Trak®. This comparison yielded a Spearman correlation coefficient ($r = 0.936$) close to unit,

showing a positive linear association ($p < 0.0001$).

Via Laietana (the narrowest and with the second traffic intensity of the three streets) showed the highest UFP levels at 0.55 m and 1.70 m; the second higher levels of UFP concentrations, were found on Av. Diagonal; and the lowest UFP levels were found on Gran Via de les Corts Catalanes. In all of them, the highest levels were observed in the UFP measurements performed at 0.55 m. The differences between the UFP levels at 0.55 m and 1.70 m were higher on Gran Via de les Corts Catalanes.

In order to identify the effect of traffic intensity related to holiday days, we measured UFP values at both heights (0.55 m vs. 1.70 m) during working days and non-working days. UFP concentrations measured during working days, at both heights, showed higher mean values compared with non-working days ($p < 0.0001$). Higher UFP concentrations were detected at 0.55 m with respect to the levels detected at 1.70 m during working days ($p < 0.0001$). Similar differences were observed when UFP values were monitored during non-working days ($p < 0.0001$).

We examined the effect produced by windy days on the measurement of UFP. Levels in both measurements were significantly higher in non-windy days ($p < 0.0001$). During windy days, UFP levels at 0.55 m were significantly higher with respect to the levels obtained at 1.70 m ($p < 0.0001$). This difference was markedly increased during non-windy days.

There was a correlation between UFP values at each height and humidity and atmospheric pressure measurements. Spearman linear correlation coefficient $r = -0.453$ ($p < 0.068$) for adults' height and $r = -0.787$ ($p < 0.004$) for children's height for humidity and $r = 0.495$ ($p < 0.043$) for adults' height and $r = 0.637$ ($p < 0.035$) for children's height for atmospheric pressure.

A linear correlation analysis was performed between UFP concentration (hourly

average) measured by P-Trak® and CO, NO, NO₂, O₃, SO₂, PM₁₀ levels (hourly average) published by the Eixample air quality station. Comparisons between UFP and NO and CO showed Pearson correlation coefficients $r = 0.866$ and $r = 0.866$, respectively.

Conclusions

UFP concentration has proved to be an excellent surrogate marker of the degree of atmospheric air pollution and the risk of adverse effects on the health of children and adults who breathe polluted air.

This study revealed that infants transported by stroller in urban areas and breathing at heights similar to that of passing vehicle's tailpipe are exposed to higher concentrations of UFP than those breathing at higher locations, as adults. As infants are more vulnerable and UFP have higher impact on their health, measures should be taken to protect this population when is transported on the street.

1. INTRODUCCIÓN Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. ATMÓSFERA

1.1.1. Procesos dinámicos, físicos y químicos

La atmósfera terrestre es un sistema natural complejo en las vertientes dinámica, física y química. Está formada por una mezcla de gases constituyendo toda una masa de aire que resulta esencial para mantener la vida en la Tierra y que, por atracción de la gravedad, envuelve al planeta.

Los procesos dinámicos tienen lugar en una amplia gama de escalas: desde la escala microscópica de la evaporación, condensación, formación de nubes y precipitación; la pequeña escala del movimiento vertical y horizontal de los vientos; la mediana escala de los ciclones, anticiclones, huracanes o tornados; hasta la gran escala de la circulación general atmosférica.

Los procesos físicos comprenden la transferencia a través de la atmósfera de la radiación solar que alcanza la superficie terrestre, el calentamiento de dicha superficie, la emisión de radiación infrarroja saliente y absorción de la misma por los gases atmosféricos, la evaporación del agua, la condensación del vapor de agua atmosférico en las nubes y la precipitación.

Los procesos químicos incluyen la transformación y producción de los gases atmosféricos, como el ozono (O₃), a través de reacciones químicas que implican un gran número de ellos.

1.1.2. Capas atmosféricas y temperatura

Si bien la atmósfera se extiende verticalmente varios cientos de kilómetros (km) sobre la superficie de la Tierra, más de la mitad de su masa total se halla por debajo de una altitud de tan sólo 6 km. La *troposfera* es la capa más baja de la atmósfera con una altitud que varía entre los 10 y los 15 km, dependiendo de la latitud y de la estación del año. La parte superior de la troposfera recibe el nombre de *tropopausa*.

Las capas atmosféricas situadas por encima de la troposfera son la *estratosfera*, cuyo límite superior se encuentra a unos 40 km de la superficie, la *mesosfera* con límite superior a 80 km, la *termosfera* que se extiende hasta los 500 km y la *exosfera* que se funde con el espacio interplanetario. La *ionosfera* es una capa contenida en la termosfera, que constituye la parte ionizada de la atmósfera debido a la fotoionización provocada por la radiación solar; sus límites inferior y superior varían según los autores.

Las capas atmosféricas ejercen una acción fundamental sobre la superficie de la Tierra y sus múltiples formas de vida, protegiéndolas de la radiación cósmica de alta energía, biológicamente dañina. El ozono, que se encuentra principalmente en la estratosfera, absorbe la radiación ultravioleta del sol protegiendo de la misma a la superficie de la Tierra.

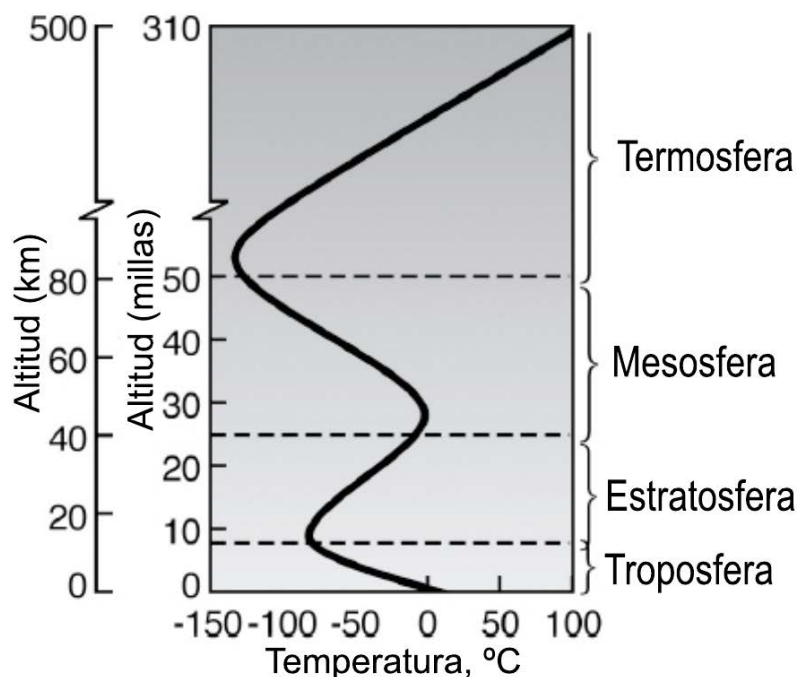


Figura 1-1. Capas atmosféricas y temperatura. (Adaptada de NASA Langley, 2011)

El aire disminuye progresivamente su densidad en relación directa con la altura a través de las diferentes capas en que se divide la atmósfera, de tal forma que en la termosfera las moléculas gaseosas son escasas y distantes entre sí, en comparación con la troposfera.

La estratificación de la atmósfera se encuentra también relacionada con la temperatura. En la troposfera desciende hasta alcanzar los -56°C , en la estratosfera se eleva acercándose a los 0°C , en la mesosfera el gas se vuelve a enfriar hasta, aproximadamente, -90°C y en la termosfera la temperatura se eleva alcanzando valores superiores a 1000°C .

1.1.3. Componentes atmosféricos

La práctica totalidad de los elementos contenidos en la tabla periódica se encuentra en la atmósfera (Seinfeld & Pandis, 2006). La clasificación de las diferentes especies atmosféricas de acuerdo con su composición química, se realiza, no obstante, tomando un reducido número de grandes agrupaciones, tales como los compuestos que contienen nitrógeno, los que contienen carbono, los que contienen azufre y los que contienen halógenos.

Son componentes gaseosos mayores del aire atmosférico el nitrógeno (N_2) y el oxígeno (O_2), por cuanto ambos gases forman, respectivamente, alrededor del 78% y del 21% de su volumen total.

El argón (Ar) con 0,9% del volumen y el dióxido de carbono (CO_2) con el 0,03%, pueden considerarse componentes menores. Los componentes gaseosos restantes representan menos del 1% de la atmósfera, se denominan *gases traza* e incluyen el neón (Ne), el helio (He), el metano (CH_4), el kriptón (Kr), el óxido nitroso (N_2O), el hidrógeno (H_2), el xenón (Xe), el dióxido de azufre (SO_2), el ozono (O_3), el dióxido de nitrógeno (NO_2), el amoníaco (NH_3), el monóxido de carbono (CO) y muchos más, aunque sus concentraciones sean muy bajas.

Los gases traza desempeñan un papel crucial en el balance radiativo de la Tierra y en las propiedades químicas de la atmósfera que se comporta de acuerdo con los gases en ella contenidos, tanto si proceden de fuentes naturales como antropogénicas, y con las fuerzas físicas a las que se halla sometida (Fishman, 2003).

Pero la atmósfera no es sólo una mezcla seca de gases, sino que incorpora también otros constituyentes, esto es, vapor, tanto de agua como de líquidos orgánicos, y materia particulada en suspensión.

Gas	Concentración*
Nitrógeno (N ₂)	78,084%
Oxígeno (O ₂)	20,946%
Argón (Ar)	0,934%
Dióxido de Carbono (CO ₂)	0,037%
Vapor de Agua (H ₂ O)	0,01 a 4% [†]
Neón (Ne)	18,2 ppmv
Helio (He)	5,0 ppmv
Metano (CH ₄)	1,8 ppmv
Kriptón (Kr)	1,1 ppmv
Hidrógeno (H ₂)	0,5 ppmv
Óxido Nitroso (N ₂ O)	0,5 ppmv
Xenón (Xe)	0,09 ppmv
Ozono (O ₃)	0,0 a 0,07 ppmv [†]
Dióxido de Nitrógeno (NO ₂)	0,02 ppmv

*Unidades de concentración: % o partes por millón (ppmv)
(1 ppmv = 0,0001%).

[†]Altamente variable.

Tabla 1-1. Principales componentes gaseosos de la atmósfera terrestre.

1.1.3.1. Vapor de agua

Por encima de su temperatura de condensación, las moléculas de vapor se comportan exactamente igual que las moléculas de los gases del aire (Boubel et al., 1994). El vapor que predomina en el aire es el vapor de agua. Por debajo de su temperatura de

condensación, o si el aire está saturado, el vapor de agua pasa a estado líquido. Este fenómeno aparece como niebla o neblina en el aire y como agua en su estado líquido en los cristales de las ventanas y otras superficies frías expuestas al aire.

La cantidad de vapor de agua en el aire varía considerablemente, entre el 0% y el 4%, desde la sequedad casi completa hasta la sobresaturación. Las variaciones experimentadas por los vapores orgánicos condensables son, en comparación, mucho menores, por lo que la diferencia entre el aire húmedo y el aire seco viene dada por el vapor de agua contenido.

1.2. COMPONENTES TRAZA ATMOSFÉRICOS

A continuación se muestran las características y fuentes principales de los componentes traza que mayor importancia tienen dentro de los actualmente conocidos.

1.2.1. Óxidos de azufre (SO_x)

Los óxidos de azufre son un grupo de gases compuestos por trióxido de azufre (SO₃) y dióxido de azufre (SO₂). El más común es el SO₂, ya que el SO₃ es sólo un intermediario en la formación del ácido sulfúrico (H₂SO₄). Son gases incoloros que se forman al quemar azufre y que tienden a disolverse fácilmente en agua. La principal fuente de emisión de SO_x a la atmósfera es la quema de combustibles fósiles que contienen azufre, en particular el carbón. Existen también SO_x de origen natural, como el ácido sulfhídrico (H₂S) que proviene de las erupciones volcánicas, y el sulfuro de dimetilo (C₂H₆S) que procede del plancton marino y de ciertas bacterias recientemente identificadas (Carrión et al., 2015).

El SO₂ resultante de la combustión del azufre se oxida a SO₃ que reacciona con la humedad atmosférica formando ácido sulfúrico (SO₃ + H₂O = H₂SO₄), componente, junto con el ácido nítrico, de la llamada *lluvia ácida*. Los contaminantes de la lluvia ácida pueden recorrer grandes distancias –el viento los puede trasladar miles de kilómetros– antes de precipitarse con la lluvia, la niebla, la nieve, o el granizo. La lluvia ácida perjudica gravemente a la vegetación y acidifica las aguas superficiales.

Son fuentes emisoras de SO₂ las refinerías de petróleo, el transporte (principalmente los vehículos de gasoil), las centrales térmicas, las cementeras y, en general, la combustión de carburantes tanto líquidos como sólidos. A partir de concentraciones de SO₂ superiores a 0,1 partes por millón (ppm) se produce una importante reducción de la visibilidad. La vida media del SO₂ en la atmósfera es corta –entre 2 y 4 días– y casi la mitad de las emisiones vuelven a depositarse en la superficie, mientras que el resto se transforma en iones sulfato (SO₄). La exposición a SO₂ produce irritación e inflamación aguda o crónica de las mucosas conjuntival y respiratoria. En individuos asmáticos puede producir broncoconstricción.

1.2.2. Óxidos de nitrógeno (NO_x)

Los óxidos de nitrógeno son gases altamente reactivos que se forman cuando un combustible es quemado a altas temperaturas y/o cuando éste contiene compuestos nitrogenados. Las principales fuentes antropogénicas de los NO_x, son los vehículos automotores, plantas de generación de electricidad, y otras fuentes industriales, comerciales y residenciales que queman combustibles. Los NO_x pueden formarse también de forma natural, por la descomposición bacteriana de nitratos orgánicos, en los incendios forestales y de pastos y, en menor grado, en las tormentas eléctricas. El monóxido de nitrógeno (NO) producido por la quema de combustibles fósiles en automóviles y plantas de energía, se oxida rápidamente formando dióxido de nitrógeno (NO₂) y posteriormente óxido nítrico (HNO₃) produciendo lluvia ácida. El NO₂ es uno de los contaminantes del aire más destacados. El aumento progresivo en la exposición a NO₂ puede producir problemas de percepción olfatoria, molestias respiratorias, dolor respiratorio agudo y edema pulmonar.

1.2.3. Monóxido de carbono (CO)

El monóxido de carbono es un gas incoloro e inodoro cuya fuente antropogénica principal es la combustión incompleta, como ocurre con la gasolina cuando falta oxígeno. Los escapes de los vehículos a motor son, por tanto, una importante fuente de CO y, por ello, debe ser una exigencia que los motores de los automóviles tengan una puesta a punto correcta que asegure la mezcla del combustible con el oxígeno. La oxidación del metano (CH₄), un gas común producido por la descomposición de la materia orgánica, es fuente natural para la formación de CO. Si bien en el aire ambiental se diluye fácilmente, su mayor concentración en un espacio cerrado lo hace sumamente tóxico. Todos los años aparecen casos de intoxicación mortal por CO en habitaciones que sin estar correctamente ventiladas contienen aparatos de combustión. El CO se fija a la hemoglobina de la sangre impidiendo el transporte de oxígeno.

1.2.4. Compuestos orgánicos volátiles (VOCs)

Los compuestos orgánicos volátiles (VOCs) (del inglés *Volatile Organic Compound*) son contaminantes del aire exterior, bien conocidos, que se clasifican comprendiendo dos grupos: metano (CH₄) y no metano (NMVOCs). El metano es un gas de efecto invernadero extremadamente eficiente que contribuye a aumentar el calentamiento global. Otros compuestos orgánicos volátiles de hidrocarburos son también gases con un efecto invernadero importante debido a su papel en la creación de ozono y a la prolongación de la vida de CH₄ en la atmósfera. Este efecto varía dependiendo de la calidad del aire local. Los VOCs son productos químicos orgánicos que tienen una alta presión de vapor a temperatura ambiente ordinaria, debida a su bajo punto de ebullición, lo cual provoca que un gran número de moléculas se evapore o sublime desde la forma líquida o sólida del compuesto y entre en el aire circundante. Por ejemplo, el formaldehído, que se evapora de la pintura, tiene un punto de ebullición de tan sólo -19°C.

1.2.5. Clorofluorocarbonos (CFC)

Son derivados de los hidrocarburos saturados obtenidos mediante la sustitución de átomos de hidrógeno por átomos de flúor y/o cloro principalmente. Estos son los gases que proceden, por ejemplo, de los acondicionadores de aire o de los refrigeradores. Los CFC al ser liberados al aire atmosférico, se elevan a la estratosfera donde entran en contacto con otros gases, dañando la capa de ozono. Se ha propuesto que el mecanismo a través del cual los CFC atacan la capa de ozono es una reacción fotoquímica: al incidir la luz sobre la molécula de CFC, se libera un átomo de cloro con un electrón libre, denominado radical cloro, muy reactivo y con gran afinidad por el ozono, que rompe la molécula de este último (Grooß & Müller, 2011). Esto permite a los rayos ultravioleta alcanzar la superficie de la tierra, con riesgo importante para la salud. Puede producir patologías cutáneas graves y patología ocular; también puede dañar a las plantas.

1.2.6. Amoníaco (NH₃)

Emitido en los procesos agrícolas. A temperatura ambiente, es un gas incoloro de olor muy penetrante y nauseabundo. Satisface de forma significativa las necesidades nutricionales de los organismos terrestres, como un precursor de alimentos y fertilizantes. Aunque es ampliamente usado, el amoníaco es cáustico y peligroso. En la atmósfera, reacciona con los óxidos de nitrógeno y azufre para formar partículas secundarias (Parnis, 2008).

1.2.7. Esmog

El esmog (del inglés *smog*, término formado a partir de *smoke* “humo” y *fog* “niebla”), sinónimo de la expresión “niebla contaminante” o “niebla de humo”, es una forma de contaminación atmosférica originada a partir de la combinación del aire con contaminantes durante un largo período de altas presiones (anticiclón), lo que provoca el estancamiento del aire, manteniendo la mencionada contaminación. En este tipo de contaminación deben considerarse dos aspectos, el industrial y el fotoquímico. El esmog clásico es causado por la combustión de grandes cantidades de carbón dentro de una ciudad, conteniendo el humo producido partículas de hollín, dióxido de azufre y otros componentes. El esmog actual, sin embargo, no suele proceder del carbón sino de las emisiones de motores de combustión interna y humos industriales que reaccionan en la atmósfera con la luz ultravioleta solar para formar contaminantes secundarios que también se combinan con las emisiones primarias para formar esmog fotoquímico. El esmog es un problema grave en muchas ciudades y continúa deteriorando la salud humana. El esmog fotoquímico, incluye ozono, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, nitrato de peroxiacetilo e hidrocarburos no metánicos. Se estima que más del 50% del máximo ozono diurno y casi todo el nitrato de peroxiacetilo se forman dentro del penacho contaminante urbano (Rappengluck et al., 2000). El ozono troposférico, el dióxido de azufre, el dióxido de nitrógeno y el monóxido de carbono son especialmente dañinos para las personas mayores, niños y personas con cardiopatías y enfermedades pulmonares como enfisema, bronquitis y asma. Puede producir inflamación de las vías respiratorias, disminución de la capacidad pulmonar, dolor al respirar profunda-

mente, sibilancias y tos. Puede también causar irritación en ojos y nariz, sequedad de las membranas de nariz y garganta, disminuir la capacidad del organismo para combatir las infecciones y aumentar la predisposición a la enfermedad. Los ingresos hospitalarios y muertes por causa respiratoria a menudo aumentan durante los períodos en que los niveles de ozono son elevados.

1.2.8. Ozono (O₃)

El ozono es un compuesto gaseoso incoloro, formado por tres átomos de oxígeno, que posee la capacidad de oxidar materiales. Se produce tanto en la estratosfera como en la troposfera. En la estratosfera se produce de una manera natural formando una capa que protege de la radiación ultravioleta solar. Este O₃ estratosférico, protector, está siendo gradualmente destruido por las sustancias químicas emitidas por los seres humanos a la atmósfera. Un área de la estratosfera en la que la mencionada capa de O₃ se halla más empobrecida –en el polo norte y el polo sur– recibe el nombre de “agujero en la capa de ozono”. Cabe poner de relieve que el agotamiento del ozono estratosférico debido a la contaminación del aire atmosférico supone actualmente una importante amenaza tanto para la salud humana como para los ecosistemas de la Tierra.

En la troposfera, cerca del nivel del suelo, el O₃ se forma cuando los contaminantes emitidos por automóviles, plantas de energía, calderas industriales, refinerías, plantas químicas y otras fuentes reaccionan químicamente. El O₃ troposférico es, por tanto, un contaminante secundario, que se forma mediante la reacción química de óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (VOCs) en presencia de la luz solar. De hecho, respirar aire con smog puede ser peligroso porque el smog contiene O₃ que, como contaminante, puede ser nocivo para la salud cuando se encuentra a concentraciones anormalmente altas provocadas por actividades humanas, principalmente por la combustión de combustibles fósiles.

1.2.9. Nitrato de Peroxiacetilo (PAN)

Se produce de forma similar a partir de NO_x y VOCs.

1.2.10. Materia particulada (PM)

Véase siguiente apartado (1.3. Aerosoles Atmosféricos)

1.2.11. Plomo (Pb)

La fuente primaria del Pb atmosférico ha sido el uso de combustibles con Pb en los automóviles. El Pb no se consume en el proceso de combustión y, por este motivo, se emite como material particulado. Uno de los más grandes éxitos ambientales de los dos últimos decenios, ha sido la reducción de Pb en el aire gracias a la sustitución de gasolinas con Pb por gasolinas sin Pb. El Pb es un tóxico para los humanos, su difícil eliminación del organismo hace que se acumule en varios órganos y pueda dañar el sistema nervioso central. La intoxicación aguda produce síntomas como diarrea, vómito, cólico, convulsiones y cefalea. Aunque su eliminación es posible, el deterioro provocado principalmente en el sistema nervioso no es reversible. Los niños con niveles elevados de Pb en sangre presentan trastornos en su comportamiento social y un desarrollo mental restringido con efectos neuroconductuales irreversibles.

1.3. AEROSOLES ATMOSFÉRICOS

1.3.1. Sistema coloidal

De una manera general, un *coloide* o *sistema coloidal* se define como un sistema formado por dos o más fases; básicamente, una fase continua formada por un *fluido* y una fase dispersa formada por *partículas*. Cuando la fase fluida es un líquido, el coloide se denomina *hidrosol* y cuando el fluido es un gas, el coloide se denomina *aerosol*. De esta forma, un *aerosol atmosférico* es un coloide formado por partículas, sólidas y/o líquidas (exceptuando el agua pura), suspendidas en un gas atmosférico. La expresión aerosol atmosférico se refiere, por tanto, al conjunto formado por las partículas y el gas en el que éstas se hallan suspendidas.

1.3.2. Materia particulada

La notación PM (del inglés *Particulate Matter*, esto es, *materia particulada*) hace referencia a las partículas suspendidas que forman parte del aerosol atmosférico. En la práctica, sin embargo, el término aerosol se emplea a menudo como sinónimo de materia particulada (PM), prescindiendo del gas. Con mayor precisión semántica, PM, o aerosol, es cualquier sustancia que, dentro de una normalidad, se encuentra en la atmósfera, como sólido o como líquido, y que tiene un tamaño microscópico o submicroscópico pero mayor que el tamaño molecular (Seinfeld & Pandis, 2006).

La materia particulada es, con gran diferencia, el más complejo de los componentes atmosféricos. Por este motivo, una descripción completa del aerosol atmosférico debería incluir la composición química, la morfología y el tamaño de cada partícula, así como la abundancia relativa de cada tipo de partícula como una función del tamaño de la partícula (Friedlander, 1970). Sin embargo, las características físicas y químicas de las partículas se miden, generalmente, por separado. La distribución de tamaños por el número de partículas, utilizados para calcular el área de superficie, y las distribuciones de volumen, a menudo se determinan por medios físicos como la movilidad eléctrica, el comportamiento aerodinámico o la dispersión de la luz. La composición química por lo general se determina mediante el análisis de las muestras recogidas, aunque algunas especies se pueden medir in situ.

1.3.3. Origen y composición de las partículas

Las partículas atmosféricas se originan en una diversidad de fuentes y poseen una gama de propiedades morfológicas, químicas, físicas y termodinámicas. La mayor parte del aerosol atmosférico está formado por PM de origen natural. Se trata fundamentalmente, por una parte, del aerosol mineral que por la circulación de masas de aire (viento) es emitido desde la superficie terrestre a la atmósfera como polvo resuspendido y, por otra parte, de las partículas de sal del aerosol marino que también por la acción del viento, así como por el estallido de las burbujas de aire que se encuentran en la superficie del mar, son inyectadas a la atmósfera.

Los compuestos de nitrógeno, azufre y carbono comprenden especies naturales y antropogénicas. Son ejemplos de partículas atmosféricas de origen antropogénico, las generadas por combustión, como el hollín de los motores diésel o las cenizas volantes que se elevan junto con los gases producidos en la combustión de carbón, o las partículas producidas fotoquímicamente, como el smog fotoquímico que se puede formar cuando la combinación de óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles procedentes del escape de los vehículos reaccionan, catalizados por la radiación solar, para formar ozono y nitrato de peroxiacetilo.

La composición y el comportamiento de las partículas están vinculados fundamentalmente con la composición y el comportamiento del gas circundante. Algunas partículas son líquidas, otras son sólidas y otras pueden contener un núcleo sólido rodeado por líquido. Las partículas atmosféricas pueden contener *iones inorgánicos*, *compuestos metálicos*, *carbono elemental*, *compuestos orgánicos* y *compuestos de la corteza terrestre*. Algunas partículas atmosféricas son higroscópicas y contienen agua ligada. La fracción orgánica es particularmente compleja, conteniendo cientos de compuestos orgánicos. Estas partículas son también los núcleos alrededor de los cuales se forman las gotitas de nube, razón por la cual cabe afirmar que sin aerosoles no se pueden formar las nubes.

La *PM primaria* procede de partículas que son emitidas directamente a la atmósfera

como es el caso de la mayor parte de partículas minerales y del aerosol marino. La *PM secundaria* se origina en la propia atmósfera a partir de reacciones químicas que involucran oxígeno atmosférico (O_2) y vapor de agua (H_2O), especies reactivas como el ozono (O_3), radicales como el hidroxilo (OH) y el nitrato (NO_3) y contaminantes como el dióxido de azufre (SO_2), los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los gases orgánicos procedentes de fuentes naturales y antropogénicas.

1.3.4. Formación de las partículas

El proceso de formación de partículas –esto es, PM secundaria– incluye la *nucleación* de partículas a partir de gases de baja presión de vapor emitidos desde fuentes o formados en la atmósfera por reacciones químicas, *condensación* de gases de baja presión de vapor sobre las partículas existentes y *coagulación* de las partículas.

1.3.4.1. Nucleación y condensación

La nucleación desempeña un papel primordial en la condensación, así como en procesos tales como la ebullición, precipitación, congelación o cristalización. Por ejemplo, la transformación desde una fase gaseosa a una fase líquida no se produce de forma instantánea por el mero hecho de que la energía libre de fase líquida se haya hecho menor que la de la fase gaseosa, sino que, inicialmente, se forman en la fase gaseosa tan sólo pequeños núcleos de fase líquida (gotitas). Con valores de humedad relativa muy superiores al 100%, esta primera etapa de nucleación es extremadamente lenta, hasta el punto de que la formación de una gotita en un cm^3 de aire podría requerir un buen número de años. Pero si la humedad relativa es sólo ligeramente superior al 100%, las gotitas se forman fácilmente en la fase gaseosa, lo cual indica que el agua nuclea más fácilmente en partículas extrañas que en la propia agua. Una vez completada la primera etapa, el crecimiento de núcleos de la nueva fase puede hacerse más rápidamente (Seinfeld & Pandis, 2006).

Nucleación homogénea es la nucleación de vapor que incluye únicamente moléculas de vapor, sin otras sustancias. *Nucleación heterogénea* es la nucleación en una sus-

tancia extraña o superficie, como por ejemplo una partícula sólida. El proceso de nucleación puede ser *homomolecular* si implica una sola especie molecular, o bien *heteromolecular* si incluye dos o más especies.

Del total de partículas presentes en la atmósfera, una fracción importante está formada inicialmente por nucleación homogénea a partir de fase gaseosa. Los procesos de nucleación más importantes en los aerosoles atmosféricos son la nucleación de ácido sulfúrico y agua, la nucleación de ácido sulfúrico, agua y amoníaco, y la nucleación inducida por iones. Se ha sugerido que, en la mayoría de casos, el ácido sulfúrico gaseoso es el gas precursor esencial (Curtius, 2006).

Hamed et al. (2011) han observado una correlación inversa entre los valores de humedad relativa y la formación de nuevas partículas. Los datos registrados muestran que las concentraciones máximas de ácido sulfúrico de fase gaseosa se producen sólo con una humedad relativa inferior al 60%.

Simulaciones basadas en modelos dinámicos de aerosol, apoyan este hallazgo y muestran que la radiación solar disminuida, a causa de una humedad relativa elevada, limita los niveles de ácido sulfúrico en el aire, de tal forma que las tasas elevadas de nuevas partículas rara vez se producen con una humedad relativa superior al 80% (Hamed et al., 2011).

1.3.4.2. Coagulación

Partículas emitidas por diferentes fuentes pueden coagular para formar una nueva partícula. Puesto que, además, una partícula procedente de una determinada fuente es probable que ya esté formada por una mezcla de componentes químicos, las partículas atmosféricas pueden considerarse una mezcla de mezclas. Por lo tanto, cualquier partícula puede contener PM de muchas fuentes.

La coagulación se produce de forma más eficiente entre partículas pequeñas (unos pocos nanómetros) y partículas grandes (unos pocos micrómetros). Las partículas pe-

queñas experimentan un rápido movimiento browniano, mientras que las grandes proporcionan grandes blancos para la colisión. Por lo tanto, la coagulación puede ser considerada principalmente como un proceso para eliminar de la atmósfera a las partículas atmosféricas más pequeñas.

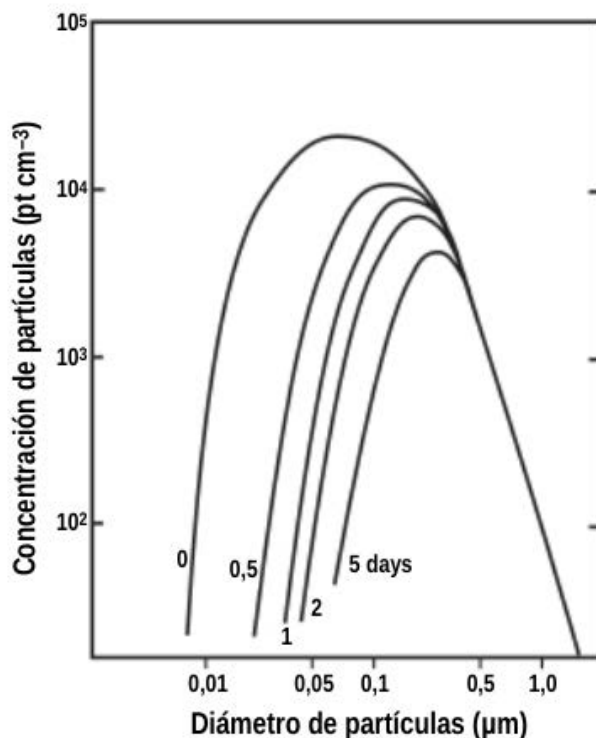


Figura 1-2. Evolución de una distribución del tamaño de un aerosol urbano típica sujeta a coagulación. (Adaptada de Pandis, 2004)

La coagulación tiene poco o ningún efecto sobre las partículas más grandes, puesto que supone la adición de una masa despreciable a una masa ya grande de partículas. La coagulación es un proceso importante si el interés se centra en las partículas pequeñas (o el número total de partículas), pero tiene poco efecto sobre las concentraciones en masa de PM_x con la excepción de las partículas ultrafinas.

La evolución de una distribución de tamaño de aerosol urbano típica sujeta a coagulación se muestra en la figura 1-2. La mayoría de las partículas con diámetros menores que $0,02 \mu\text{m}$ desaparecen después de un par de horas, ya que se coagulan en partículas más grandes. Al cabo de unos días la mayoría de las partículas con un diámetro inferior a $0,1 \mu\text{m}$ también desaparecerá. Durante estos pocos días, la coagulación tie-

ne a todos los efectos prácticos ningún efecto sobre la distribución del tamaño de partículas con diámetros superiores a $0,3 \mu\text{m}$, que son responsables de la mayor parte de la concentración másica $\text{PM}_{2,5}$. Si estas partículas se encuentran en un medio ambiente más limpio, a concentraciones más bajas en general, su coagulación se vuelve menos eficiente con los correspondientes aumentos en el tiempo de vida de la partícula (Pandis, 2004; Schutz et al., 1990).

1.3.5. Transformación y eliminación de las partículas

Las partículas atmosféricas cambian su composición química, número y tamaño hasta que son eliminadas por procesos naturales. Algunos de los procesos físicos y químicos que afectan a las partículas son más eficaces en un régimen de tamaño de partícula que en otro. Aun con tales procesos específicos de transformación, el tiempo que habitualmente las partículas permanecen en la atmósfera más baja no supera las varias semanas. Muy cerca del suelo, los principales mecanismos para la eliminación de partículas son el asentamiento y la deposición seca en las superficies, mientras que en altitudes superiores a unos 100 metros, el barrido por precipitación es el mecanismo predominante.

1.3.6. Tamaño de las partículas atmosféricas

El tamaño de las partículas atmosféricas varía desde unos pocos nanómetros (nm) hasta decenas de micrómetros (μm), dependiendo de la composición de la partícula, vinculada a su origen. A diferencia de otras especies atmosféricas, como son el O_3 , CO , SO_2 , NO_2 y Pb , la PM no es una entidad química específica, sino una mezcla de partículas de diferentes fuentes, tamaños, composiciones y propiedades. El tamaño de la partícula es un parámetro importante que controla la mayor parte de su comportamiento dinámico, así como su impacto químico y físico sobre el medio ambiente. Por este motivo, se ha visto necesario establecer unos estándares atendiendo a una distribución por rangos de tamaño de las partículas atmosféricas que se relaciona con el foco emisor y el mecanismo de formación de la partícula.

Las partículas atmosféricas tienen formas irregulares, distintas unas de otras, por lo que su comportamiento aerodinámico se expresa en términos del diámetro de una esfera idealizada, esto es, diámetro aerodinámico, lo cual en general es referido simplemente como “tamaño de la partícula”. Actualmente se emplean varias terminologías, en relación con el mencionado tamaño, para describir las partículas atmosféricas.

Las agencias reguladoras, a saber, la Organización Mundial de la Salud, la Agencia de los Estados Unidos de Protección Ambiental (US EPA) y la Unión Europea (EU) utilizan términos tales como PM_x donde el subíndice identifica el punto de corte superior 50% más alto. Los estándares de calidad del aire ambiente (NAAQS) para PM se establecieron por primera vez en 1970. En 1987, la materia particulada suspendida total (TSP) fue objeto de revisión y se estableció un estándar PM_{10} para las partículas con un diámetro aerodinámico de 10 μm o inferior. El estándar se actualizó en 1997 con la incorporación de la $PM_{2,5}$ para las partículas con un diámetro aerodinámico de 2,5 μm o inferior. En medicina clínica, sin embargo, son probablemente de mayor uso términos tales como *partículas inhalables o respirables* que derivan de la clasificación realizada con el propósito de indicar si las partículas entran a determinados compartimentos del sistema respiratorio (WHO, 2000). En toxicología, las partículas atmosféricas se suelen nombrar como *partículas ultrafinas, finas y gruesas*, mientras que en ciencias atmosféricas se clasifican en diferentes *modas* atendiendo a su diámetro. Cada moda se distingue por un determinado rango de tamaño de la partícula, los mecanismos de formación, las fuentes, la composición química y las vías de deposición (Hinds, 1999).

1.3.6.1. Moda gruesa

Por regla general, la distribución de tamaño basada en la masa de las partículas atmosféricas es bimodal, con un punto mínimo que se encuentra generalmente en el rango de tamaño de 1 a 3 μm (Sioutas et al, 2005), que distingue las modas gruesa y fina. Por convenio, la moda gruesa comprende partículas con un diámetro aerodinámico superior a 2,5 μm . Sobre la base de su tamaño, las partículas de moda gruesa pueden subdividirse, además, en partículas gruesas y supergruesas. Las partículas gruesas tienen un diámetro entre 2,5 μm y 10 μm . Estas partículas se producen general-

mente por procesos mecánicos tales como la erosión del viento. Las partículas de los aerosoles de sal marina, el polen y las esporas también pertenecen a esta moda, así como las partículas gruesas de fibras y hojas de las plantas. Dado que las partículas gruesas son grandes, asientan fuera de la atmósfera (sedimentan) generalmente pocas horas después de su formación.

Las partículas gruesas depositan en las vías aéreas superiores del sistema respiratorio humano y son eliminadas a través de la nariz, por la tos o al tragar. Las partículas supergruesas tienen un diámetro aerodinámico superior a 10 μm y no se consideran relevantes desde el punto de vista de salud porque son demasiado grandes para penetrar en el sistema respiratorio humano. Sin embargo, debido a su posible impacto ambiental, las partículas supergruesas se consideran, en parte, en la evaluación de la materia particulada suspendida total (TSP) que incluye partículas con un rango de tamaño de hasta 30 μm (Slezakova et al., 2013).

1.3.6.2. Moda fina

La moda fina comprende partículas con un diámetro aerodinámico igual o inferior a 2,5 μm . Por lo general, son producidas por fuentes antropogénicas. El pequeño tamaño de estas partículas las hace menos susceptibles a la sedimentación gravitacional, de lo cual resulta un tiempo de vida atmosférica en el rango de días, hasta semanas, y la posibilidad de viajar a grandes distancias en la atmósfera (Anastasio y Martin, 2001). Cuando se inhalan partículas finas, se depositan en las vías aéreas de los pulmones, pero algunas de ellas pueden penetrar, más allá de las vías respiratorias, en la región alveolar. Sobre la base de los mecanismos de su formación, las partículas de moda fina se subdividen, además, en las *modas de acumulación y nucleación*.

1.3.6.3. Moda de acumulación

Comprende partículas con un diámetro aerodinámico entre 0,1 μm (100 nm) y 1 μm . Son generadas por fuentes antropogénicas (motores de combustión interna que consumen gasóleo o gasolina en inyección directa y queman aceite lubricante) (Kumar et

al., 2010; Kumar et al., 2011). Pueden también ser producidas de forma natural, es decir, mediante coagulación de partículas de la moda de nucleación o por condensación de moléculas de gas o vapor en la superficie de las partículas existentes (Slezakova et al., 2013).

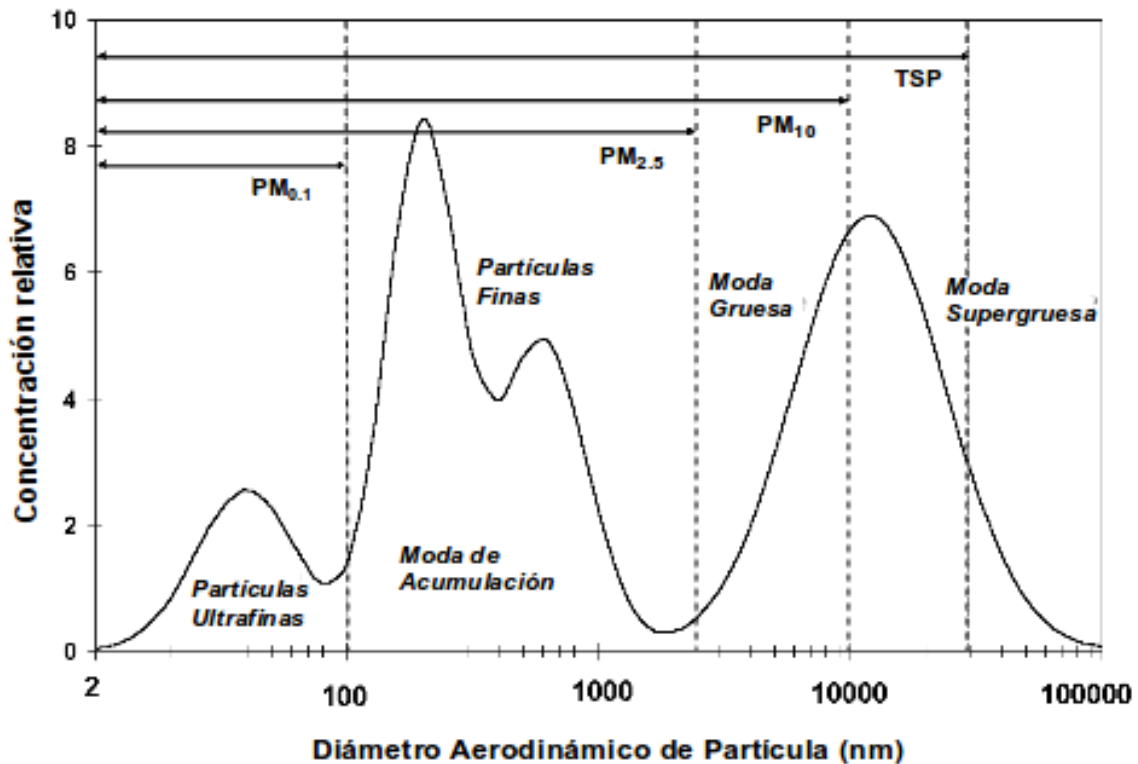


Figura 1-3. Representación esquemática de la distribución de tamaño de las partículas atmosféricas. (Adaptada de Slezakova et al., 2013)

La coagulación es más eficiente cuando existe un gran número de partículas y la condensación es más eficiente cuando el área de superficie es grande. Por este motivo, coagulación y condensación disminuyen ambas su eficiencia a medida que aumenta el tamaño de las partículas, hasta alcanzar un límite superior de aproximadamente $1\ \mu\text{m}$, más allá del cual las partículas no siguen creciendo por estos procesos. Las partículas que se encuentran en el rango de $0,1$ a $1\ \mu\text{m}$ tienen un importante papel porque pueden representar una fracción significativa de las emisiones de partículas que proceden de algunos tipos de procesos industriales. Además, el tamaño de las partículas en la moda de acumulación es comparable a las longitudes de onda de la luz visible y, por lo

tanto, representan gran parte del problema de disminución de la visibilidad antropogénico en muchas áreas urbanas (Seinfeld & Pandis, 2006).



Figura 1-4. Materia particulada. Comparación de tamaños. (Adaptada de U.S. EPA, 2016)

1.3.6.4. Moda de nucleación

La moda de nucleación comprende partículas menores de 100 nm (<0,1 µm) o, con mayor precisión, materia particulada (PM) de diámetro aerodinámico igual o inferior a 0,1 µm y, por tanto, PM_{0,1}. También llamadas *partículas ultrafinas*, siendo esta la denominación más antigua, o *nanopartículas*. Se forman en la atmósfera a través de nucleación, es decir, condensación de sustancias de baja presión de vapor formadas por vaporización de temperatura elevada o por reacciones químicas en la atmósfera para formar nuevas partículas (núcleos). Estas partículas son consideradas tradicionalmente emisiones frescas que aún tienen que someterse a reacciones químicas o procesos de modificación. Están compuestas principalmente por nitratos, sulfatos, amonio, compuestos orgánicos, así como metales traza, cuando se forman a partir de procesos de

combustión (Sioutas et al., 2005; Seinfeld & Pandis, 2006). Las partículas de la moda de nucleación representan el mayor número de partículas de la atmósfera y se encuentran en concentraciones elevadas cerca de sus fuentes. Su concentración en el aire es habitualmente medida y expresada como concentración de partículas por unidad de volumen de aire (a diferencia de las partículas grandes que se miden en términos de concentración másica) (Kumar et al., 2011). Debido a su pequeño tamaño y a su gran área de superficie, son altamente reactivas químicamente. Las colisiones producidas unas con otras y con las partículas de la moda de acumulación son en gran parte responsables de su relativamente corto tiempo de vida atmosférico (desde unos pocos minutos hasta horas).

Cuando estas partículas son inhaladas, se depositan en la superficie alveolar (Nag et al., 2005; West, 2011), a partir de entonces, pueden ser transportadas a través del torrente sanguíneo o del sistema linfático a los órganos vitales (Oberdörster et al., 2004). Además de su eficiencia para penetrar profundamente en los pulmones, la gran superficie por ellas formada puede también dar cuenta de su impacto negativo sobre la salud humana. La evidencia científica indica que cuanto mayor es el área de superficie, mayor es también el impacto de estas partículas sobre la salud (Tranfield & Walker, 2012).

1.3.6.5. Terminología de las partículas de la moda de nucleación

En los primeros trabajos de investigación se empleó la expresión *partículas ultrafinas* (Granqvist et al., 1976, 1977) y hoy en día se sigue utilizando, predominantemente al hablar de aerosoles y en ciencias ambientales. Sin embargo, en 1990 el término *nano-partículas* se hizo muy popular y rápidamente fue adoptado en muchos campos, como en medicina, ciencia de los materiales e ingeniería. Ambas denominaciones constituyen una clasificación un tanto arbitraria de las partículas en función de su tamaño, lo que indica el importante papel de esta característica física sobre el destino de las partículas del aire. En teoría, la nanopartícula es una partícula con rango de tamaño en la escala del nanómetro, es decir, por debajo de 1 μm (Anastasio & Martin, 2001; Kumar et al., 2010). La British Standards Institution (BSI, 2005) definió el término nanopartícula-

las como aquellas partículas que tienen una o más dimensiones en el orden de 100 nm o inferior.

Sin embargo, en trabajos científicos publicados durante los últimos años, las definiciones del rango de tamaño de las nanopartículas difieren significativamente. El término nanopartícula ha sido utilizado para las partículas atmosféricas con rangos de tamaño por debajo de 100 nm, de 50 nm, de 10 nm o en ocasiones incluso para partículas menores de 1 μm (Anastasio & Martin, 2001; British Standards Institution, 2005; Morawska et al., 2008).

También merece la pena mencionar que Kumar et al. (2010) han definido las nanopartículas atmosféricas como aquellas partículas que tienen un tamaño inferior a los 300 nm. Aunque este rango de tamaño representa una superposición entre las partículas de la moda de nucleación y de la moda de acumulación, los autores racionalizaron que el rango incluye más del 99% de la concentración total de partículas en el medio ambiente atmosférico (Kumar et al., 2008a, 2008b, 2009, 2011), siendo potencialmente relevantes para las regulaciones futuras.

Si no se consigue consensuar la definición del rango de tamaño de las nanopartículas, al emplear este término de una forma rigurosa, debería ser también necesario definir, en cada caso, el rango de tamaño de las partículas en cuestión (Slezakova et al., 2013). Parece, no obstante, conveniente –porque el uso está probablemente consolidado de forma mayoritaria– seguir con la actual definición, esto es, *igual o inferior a los 100 nm*, para ambas denominaciones, partículas ultrafinas y nanopartículas, y mantener la cuádruple sinonimia:

- $\text{PM}_{0,1}$
- Partículas ultrafinas
- Nanopartículas
- Partículas de la moda de nucleación

1.4. FUENTES EMISORAS DE LAS ESPECIES ATMOSFÉRICAS

Los procesos que implican combustión, tanto en industrias como en automóviles y calefacciones residenciales, son los principales mecanismos generadores de contaminantes atmosféricos. Entre ellos, destacan el dióxido de carbono, el monóxido de carbono, los óxidos de nitrógeno, los óxidos de azufre y la materia particulada.

1.4.1. Especies atmosféricas primarias y secundarias

El calificativo de *primario* o *secundario*, ya referido más arriba en relación con la materia particulada, es también de aplicación para otros contaminantes. Así, cabe decir de igual forma que los *contaminantes primarios* son emitidos directamente a la atmósfera y que los *contaminantes secundarios* no se emiten a la atmósfera sino que se originan en el propio aire atmosférico a partir de diferentes procesos y reacciones de los contaminantes primarios. El dióxido de azufre, emitido por las fábricas y los volcanes en erupción, y el monóxido de carbono, que procede del tubo de escape de los vehículos a motor, son ejemplos de contaminantes primarios. El ozono a nivel del suelo constituye un ejemplo destacado de contaminante secundario. Algunos contaminantes pueden ser tanto primarios como secundarios, esto es, son emitidos directamente y, además, se forman a partir de otros contaminantes primarios.

La liberación de contaminantes primarios a la atmósfera, se debe a varios lugares, actividades o factores que se constituyen en las llamadas *fuentes de emisión*. Estas fuentes pueden ser clasificadas en dos categorías principales: antropogénicas y naturales.

1.4.2. Fuentes emisoras antropogénicas

Las emisiones antropogénicas están en su mayoría relacionadas con la quema de varios tipos de combustible. Las fuentes fijas incluyen chimeneas de las centrales eléctricas, instalaciones de fabricación e incineradoras de residuos, así como los hornos y otros tipos de aparatos de calefacción que queman combustible.

1. Introducción y revisión bibliográfica

Principales fuentes emisoras antropogénicas	SO ₂	NO ₂	CO	H ₂ S	COV	HCl	Cl ₂	PST	Pb	Otros metales pesados
Centrales térmicas	x	x	x					x		
Cementeras	x	x	x					x		
Quemas agrícolas			x					x		
Depuradoras de aguas residuales				x	x					
Extracción de áridos y minería								x		
Fábricas de cerámica		x	x					x	x	
Fábricas de vidrio	x	x	x					x		x
Fabricación de pinturas					x					
Fabricación de pasta de papel				x				x		
Fundiciones								x	x	x
Incineradoras		x	x			x		x		x
Industria de curtidos				x	x					
Industria química					x	x	x			
Industria que utiliza disolventes					x					
Plantas asfálticas								x		
Procesos de combustión:										
• gas natural		x	x							
• combustibles líquidos y sólidos	x	x	x					x		
Procesos de molturación								x		

Refinerías	x	x	x	x	x		x	
Transporte:								
• gasolina		x	x		x		x	x
• gasoil	x	x			x		x	
• GPL		x	x		x		x	
• GN		x	x				x	
• Biodiésel		x	x		x		x	
• Bioetanol		x	x				x	

Tabla 1-2. Principales fuentes emisoras antropogénicas. (Adaptada de GENCAT, 2007)

En los países en desarrollo y bajo nivel económico, la quema de biomasa tradicional –madera, residuos agrícolas y estiércol– es la principal fuente de contaminantes del aire. Las fuentes móviles incluyen vehículos de motor, embarcaciones marítimas y aeronaves. Figuran también en esta categoría los vapores de pintura, laca, barniz, aerosoles y otros solventes, así como la deposición de residuos en los vertederos, que generan metano, y los recursos militares, como armas nucleares y gases tóxicos.

El impacto (*I*) de los humanos sobre la atmósfera aparece como una función de población (*P*), tecnología (*T*) y riqueza (*R*), de acuerdo con la creciente generación de residuos que resulta del también creciente consumo de recursos (Baird, 2001).

$$I = P \times T \times R$$

1.4.3. Fuentes emisoras naturales

Incluyen el polvo procedente de fuentes naturales, por lo general de grandes extensiones de tierra con poca o ninguna vegetación, así como el metano que es emitido por los animales (ganado por ejemplo) durante el proceso de la digestión.

El gas radón, que se forma a partir de la desintegración del radio en la corteza terrestre, puede acumularse en los edificios, especialmente en locales cerrados como los

sótanos, causando patología pulmonar grave. Otras fuentes naturales son el humo y el monóxido de carbono emitidos en los incendios forestales y la actividad volcánica que produce azufre, cloro y partículas de ceniza.

En determinadas regiones de clima cálido, la vegetación emite compuestos orgánicos volátiles que reaccionan con contaminantes primarios de fuentes antropogénicas –óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre y compuestos orgánicos de carbono antropogénico– para producir una neblina estacional de contaminantes secundarios. Robles, álamos y sauces son ejemplos de una vegetación productora de abundantes compuestos orgánicos volátiles que, secundariamente, dan lugar a niveles de ozono sumamente elevados.

1.5. CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

1.5.1. Aire no contaminado

En realidad, la expresión *aire no contaminado* encierra un concepto más bien ficticio, por cuanto es la composición que el aire tendría en el caso de que los seres humanos con sus actividades no se encontraran en la Tierra. Resulta, por tanto, imposible conocer la composición exacta de un aire no contaminado, porque cuando los seres humanos fuimos capaces de determinar su composición ya llevábamos miles de años contaminándolo. Incluso en aquellos lugares del planeta en que la presencia humana es prácticamente inexistente, como los océanos, los polos o los desiertos, la expresión más adecuada para describir el estado del aire sería probablemente la empleada por Boubel et al., *contaminación diluida del aire*. El concepto se aproxima mucho al de aire no contaminado, pero difiere de él en la medida en que contiene vestigios de contaminación humana difusa y envejecida (Boubel et al., 1994).

No obstante la solidez de este razonamiento y en base al empleo de una semántica con la mayor operatividad práctica, resulta más útil hacer uso de la expresión *aire no contaminado* también en los casos en que las alteraciones producidas en la atmósfera son inocuas.

1.5.2. Aire contaminado

En este mismo sentido, la expresión *contaminación atmosférica* es referida, generalmente, a la presencia en el aire atmosférico de sustancias –gases, vapores o partículas– que pueden causar efectos adversos en la salud o que, en cualquier caso, suponen un riesgo o molestia grave en los seres humanos, y dañan el ecosistema. Estas sustancias son los llamados *contaminantes atmosféricos* que, o bien siendo ajenos a la composición de la atmósfera se incorporan a la misma y se mantienen en ella durante un determinado tiempo, o bien, conformando ya previamente la atmósfera, se encuentran en concentraciones superiores a las normales. Aun cuando estas sustancias pueden tener un origen tanto antropogénico como natural, la expresión *contaminación atmosférica* es referida principalmente a la acción del hombre, es decir, al origen antropogénico.

1.5.3. Ciclo de la contaminación atmosférica

El ciclo de la contaminación atmosférica se inicia con la emisión de contaminantes al aire atmosférico desde los diferentes focos emisores. La expresión *nivel de emisión* hace referencia a la concentración atmosférica de los contaminantes en el punto en que son emitidos, esto es, a la concentración de los contaminantes emitida en el foco emisor. Una vez en la atmósfera, estas sustancias quedan sometidas a los efectos causados por el transporte y/o la transformación. Como resultado de estos procesos, en un determinado punto los contaminantes tienen una determinada concentración llamada *nivel de inmisión*. Son estos niveles de inmisión o de calidad del aire los que determinan el efecto de un contaminante sobre la salud o el medio ambiente. De este modo, la contaminación atmosférica tiene carácter local si los efectos ligados al foco se ejercen en las inmediaciones del mismo, o bien planetario si debido a las características del contaminante se afectan zonas alejadas de los focos emisores, y aun el equilibrio del planeta. Por lo tanto, para minimizar la contaminación atmosférica, es necesario, por un lado, controlar las emisiones a la atmósfera (niveles de emisión) y, por otro lado, vigilar la presencia de contaminantes del aire en los distintos puntos receptores (niveles de inmisión).

Al tratar el problema de la contaminación atmosférica conviene tener presente que, pese a la existencia de una cierta relación entre emisión e inmisión, dichos parámetros no son necesariamente equivalentes ya que, entre uno y otro, los contaminantes en el aire atmosférico pueden estar sujetos a diferentes procesos, esto es, el transporte, la dispersión o acumulación e incluso la modificación de su naturaleza (GENCAT, 2015).

Una vez emitidos los contaminantes a la atmósfera, permanecen en ella durante un determinado período de tiempo, llamado *tiempo de residencia*, que se relaciona con la reactividad química de los contaminantes, con el lavado de la atmósfera que puede efectuar el agua y con la capacidad que tenga el medio para dispersarlos. La última fase de la contaminación atmosférica incluye los efectos producidos por los contaminantes sobre los seres vivos, sobre estructuras como edificaciones o monumentos y sobre propiedades intrínsecas de la atmósfera que dan lugar a reducción de la visibili-

dad, alteración del balance de calor en el sistema tierra-atmósfera o alteraciones climáticas.

1.5.4. Factores de emisión

Un factor de emisión es una relación entre la cantidad de contaminante emitido a la atmósfera y una unidad de actividad asociada a la emisión de ese contaminante. En el caso de los vehículos automotores, los factores de emisión se expresan en unidades de masa de contaminante emitido por distancia recorrida, por ejemplo, gramos por kilómetro recorrido (Iniestra, 2009). En otros casos el divisor podría ser una unidad de volumen, de tiempo (duración de la actividad de emisión del contaminante) o de peso, por ejemplo, kilogramos de partículas emitidas por tonelada de carbón quemado.

Los factores de emisión se pueden clasificar formando dos grupos: los basados en *procesos* y los basados en *censos*. En general, los primeros se utilizan para estimar emisiones de fuentes puntuales y también se suelen combinar con los datos de actividad recopilados en encuestas o en balances de materiales; los factores de emisión basados en censos se usan generalmente para estimar emisiones de fuentes de área (INE, 2005).

Estos factores facilitan la estimación de las emisiones procedentes de diversas fuentes de contaminación del aire. En la mayoría de casos, estos factores son simplemente promedios de todos los datos disponibles de calidad aceptable y se supone, por lo general, que es representativo de los promedios a largo plazo.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos ha publicado una recopilación de los factores de emisión de contaminantes atmosféricos para una multitud de fuentes industriales. Compilaciones similares han publicado Reino Unido, Australia, Canadá y muchos otros países, así como la Agencia Europea del Medio Ambiente.

1.5.5. Exposición a la contaminación del aire

El riesgo de contaminación del aire es una función del riesgo del contaminante y la exposición a ese contaminante. La exposición puede ser expresada para un individuo, para ciertos grupos, como por ejemplo barrios urbanos, o para poblaciones enteras. La exposición a un contaminante del aire peligroso en un área geográfica que incluye diferentes microambientes y grupos de edad se puede calcular como exposición por inhalación. De esta forma se pone de manifiesto la exposición diaria en diversos ámbitos, por ejemplo diferentes microambientes interiores así como lugares al aire libre. La exposición debe incluir diferentes edades y otros grupos demográficos, especialmente los bebés, los niños, las mujeres embarazadas y otras poblaciones sensibles. La exposición a un contaminante del aire debe integrar las concentraciones de los contaminantes del aire con respecto al tiempo de permanencia en cada entorno y las tasas de inhalación respectivas de cada subgrupo para cada tiempo específico que el subgrupo se encuentre en el entorno y comprometido en actividades particulares (juego, cocina, lectura, trabajo, etc.). Por ejemplo, la tasa de inhalación de un niño pequeño será menor que la de un adulto. Un niño dedicado a ejercicio físico intenso tendrá una tasa de respiración más alta que el mismo niño llevando a cabo una actividad sedentaria. De este modo, la exposición diaria debe reflejar el tiempo de permanencia en cada entorno microambiental y el tipo de actividad en el entorno. La concentración sumada de contaminantes del aire en cada entorno de microactividad y microambiental, indica la exposición.

El aire contaminado se concentra en los espacios interiores que carecen de ventilación. El radón (Rn) es un carcinógeno irradiado por la Tierra en ciertos lugares, quedando atrapado en el interior de las casas. Determinados materiales de construcción, incluyendo alfombras y madera contrachapada emiten formaldehído (H₂CO). La pintura y los disolventes emiten compuestos orgánicos volátiles (COV). La pintura con plomo puede degenerar en polvo y ser inhalada. La contaminación del aire intencional se introduce con el uso de ambientadores, incienso y otros artículos perfumados. La quema controlada de madera en estufas y chimeneas pueden agregar cantidades significativas de partículas de humo en el aire, en espacios tanto interiores como exteriores

(Duflo et al., 2008). Víctimas mortales por contaminación del aire pueden ser causadas por el uso de pesticidas y otros aerosoles químicos en espacios interiores sin la ventilación adecuada.

El envenenamiento y muerte por monóxido de carbono (CO) es causado a menudo por los orificios de ventilación y chimeneas defectuosos, o por la quema de carbón en espacios interiores. La intoxicación crónica por monóxido de carbono puede resultar incluso de pilotos mal ajustados. La ropa emite tetracloroetileno, u otros fluidos de limpieza en seco, días después de la limpieza en seco.

Aunque su uso ha sido prohibido en muchos países, el uso extensivo de amianto en ambientes industriales y domésticos en el pasado ha dejado un material potencialmente peligroso en muchas localidades. La asbestosis es una entidad clínica inflamatoria crónica que afecta al tejido pulmonar. Ocurre a largo plazo por la fuerte exposición al amianto a partir de materiales que contienen asbesto.

En espacios interiores se encuentran también fuentes biológicas de la contaminación del aire como gases y partículas en el aire: mascotas que producen caspa, la gente que produce polvo de escamas de la piel y el cabello, ácaros del polvo en la ropa de cama, alfombras y muebles pueden producir enzimas y excrementos fecales de tamaño micrométrico, animales domésticos y seres humanos que emiten metano, formas de moho en las paredes que generan micotoxinas y esporas, los sistemas de aire acondicionado pueden incubar la enfermedad del legionario y el moho, y las plantas de interior, el suelo y los jardines de los alrededores pueden producir el polen, el polvo y el moho. En los espacios interiores, la falta de circulación del aire permite a estos contaminantes del aire mayores acumulaciones que en la naturaleza.

1.6. CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

1.6.1. Relación de contaminantes

La tabla 1-3 muestra la relación de contaminantes atmosféricos incluidos en el “Inventari d’Emissions a l’Atmosfera de Catalunya” (GENCAT, 2015). Los siguientes son algunos de los contaminantes que se encuentran en estudio:

1.6.1.1. Partículas

- Sedimentables ($> 30 \mu\text{m}$)
- En suspensión ($< 30 \mu\text{m}$)
- Respirables ($< 10 \mu\text{m}$)
- Humos ($< 1 \mu\text{m}$)

1.6.1.2. Compuestos de azufre

- Dióxido de azufre (SO_2)
- Ácido sulfhídrico (H_2S)
- Ácido sulfúrico (H_2SO_4)
- Mercaptanos
- Sulfuros

1.6.1.3. Compuestos de nitrógeno

- Monóxido de nitrógeno (NO)
- Dióxido de nitrógeno (NO_2)
- Óxidos de nitrógeno (NO_x)
- Amoníaco (NH_3)

1.6.1.4. Compuestos de carbono

- Monóxido de carbono (CO)
- Dióxido de carbono (CO_2)
- Metano (CH_4)

a) Acidificadores, precursores de ozono y gases con efecto de invernadero

- Óxidos de Azufre (SO_x)
- Óxidos de Nitrógeno (NO_x)
- Compuestos Orgánicos Volátiles No Metánicos (COVNM)
- Metano (CH₄)
- Monóxido de Carbono (CO)
- Dióxido de Carbono (CO₂)
- Óxido Nitroso (N₂O)
- Amoníaco (NH₃)
- Hexafluoruro de Azufre (SF₆)
- Hidrofluorocarburos (HFC)
- Perfluorocarburos (PFC)

b) Metales pesados

- Arsénico (As) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Cadmio (Cd) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Cromo (Cr) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Cobre (Cr) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Mercurio (Hg) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Níquel (Ni) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Plomo (Pb) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Selenio (Se) y sus compuestos sólidos y gaseosos
- Zinc (Zn) y sus compuestos sólidos y gaseosos

c) Partículas

- Partículas de diámetro aerodinámico inferior a 2,5 micras (PM_{2,5})
- Partículas de diámetro aerodinámico inferior a 10 micras (PM₁₀)
- Partículas en suspensión totales (PST)

d) Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP)

- Hexaclorociclohexano (HCH)
- Pentaclorofenol (PCP)
- Hexaclorobenceno (HCB)
- Tetraclorometano (TCM)
- Tricloroetileno (TRI)
- Percloroetileno (PER)
- Triclorobenceno (TCB)
- Tricloroetano (TCE)
- Dioxinas y furanos (DIOX)
- Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)
- Policlorobifenilos (PCB)

Tabla 1-3. Relación de contaminantes en la atmósfera de Cataluña. (GENCAT, 2015)

1.6.1.5. Halógenos y compuestos halogenados

- Dicloro (Cl_2)
- Cloruro de hidrógeno (HCl)
- Ácido fluorhídrico (HF)
- Clorofluorocarbono (CFC)

1.6.2. Contaminantes criterio

Los contaminantes del aire se han clasificado como contaminantes criterio y contaminantes no criterio. Los contaminantes criterio son aquellos que perjudican la salud y el bienestar de los seres humanos. Se les llamó contaminantes criterio porque estos fueron sometidos a evaluaciones que posteriormente se publicaron en documentos sobre calidad del aire en Estados Unidos. Estas evaluaciones tenían como objetivo establecer niveles máximos permisibles con el fin de proteger la salud, el medio ambiente y el bienestar de la población. Actualmente la expresión “contaminantes criterio” ha sido adoptada en muchos países.

Son contaminantes criterio:

1. Dióxido de azufre (SO_2)
2. Dióxido de nitrógeno (NO_2)
3. Materia Particulada (PM)
4. Plomo (Pb)
5. Monóxido de carbono (CO)
6. Ozono (O_3)

Para cada contaminante criterio se han desarrollado unas guías y unas normas.

1.6.2.1. Guías: exposición a contaminantes

Son recomendaciones que establecen los niveles máximos de exposición a contaminantes atmosféricos, con el propósito de reducir el riesgo y, de esta forma, proteger a la población de sus efectos nocivos.

1.6.2.2. Normas: concentración de contaminantes

Establecen las concentraciones máximas permitidas de los contaminantes atmosféricos durante un período de tiempo definido. Estos valores límite permiten controlar el riesgo y tienen la finalidad de proteger la salud humana y el medio ambiente (INECC 2013).

1.6.3. Contaminantes orgánicos persistentes

Los contaminantes orgánicos persistentes (POPs) (del inglés *Persistent Organic Pollutants*) son compuestos orgánicos resistentes a la degradación del medio ambiente a través de procesos químicos, biológicos y fotolíticos. A continuación se listan los doce principales POPs, establecidos en el Convenio de Estocolmo de 2001 auspiciado por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

- Aldrina
- Clordina
- Dieldrín
- Endrina
- Heptacloro
- Hexaclorobenceno (HCB)
- Mirex
- Toxafeno
- Policlobifenilos (PCB)
- Diclorodifeniltricloroetano (DDT)
- Dioxina
- Dibenzofuranos policlorados

(Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, 2001)

La actividad volcánica es fuente natural de dioxinas y dibenzofuranos. También lo es la vegetación incendiada, aunque el fuego puede también producirse de forma accidental

o bien ser provocado de forma controlada para la quema de vegetación. Los POPs contaminan el aire atmosférico a partir de diferentes fuentes industriales, como son las centrales eléctricas, las centrales de calefacción o las plantas de incineración. Son también fuentes contaminantes del aire los hornos domésticos, el transporte, el uso de aerosoles agrícolas, la evaporación de la superficie del agua, el suelo, o los vertederos. Otras fuentes de POPs, se encuentran en las incineraciones, las instalaciones químicas, diversas combustiones, los incendios forestales, la putrefacción y los desechos que contienen bifenilos policlorados (PCBs). Esta clase de residuos se derivan de diferentes actividades, tales como la reparación y mantenimiento de equipos, la demolición de edificios, la evaporación, la fabricación de cemento, la combustión de carbón, lixiviación de los vertederos, operaciones de reciclaje, residuos médicos, lodos de depuradora o almacenamiento de plaguicidas organoclorados.

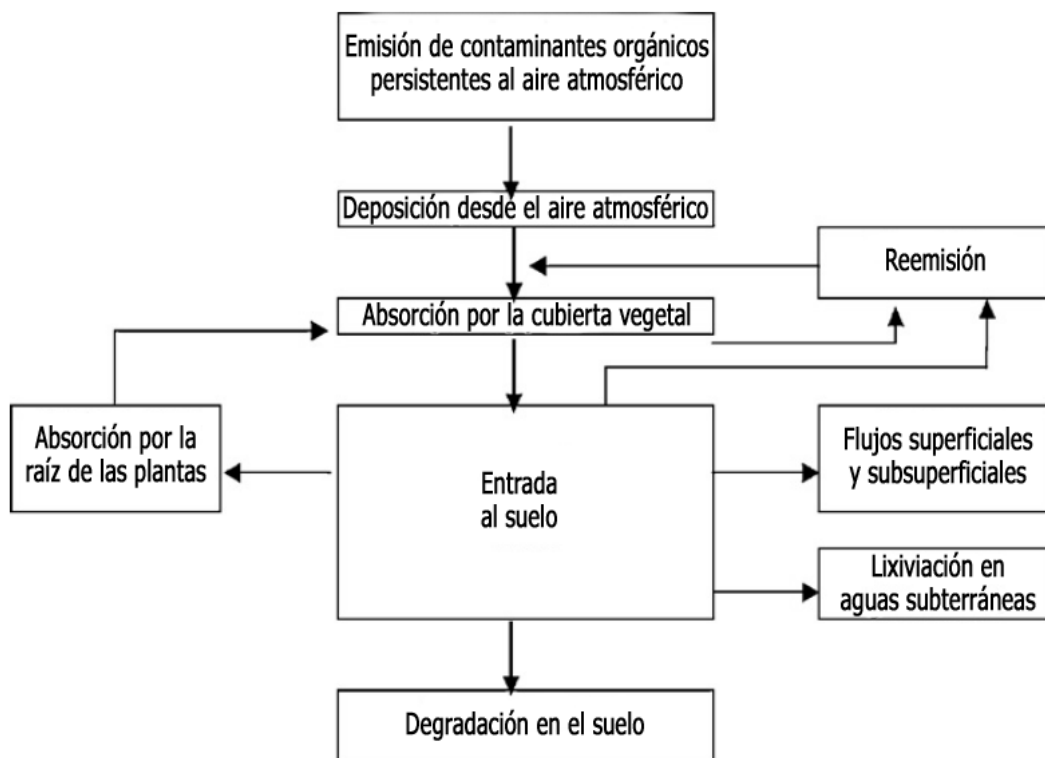


Figura 1-5. Modelo conceptual para el comportamiento de los contaminantes orgánicos persistentes en el sistema aire-plantas-suelo. (Adaptada de El-Shahawi et al., 2010)

Las fuentes de donde proceden los aceites, combustibles líquidos, cenizas o sedimentos de los dispositivos de agua son las aguas residuales de las plantas que producen o

utilizan los POPs, junto con las escorrentías de campos y caminos, y la deposición atmosférica. Sus mayores reservorios son los océanos y mares, en los cuales se reúnen a partir de los sedimentos de los ríos, por los desechos, por deposición atmosférica, así como por accidentes. Se hallan almacenados en los sedimentos en los lechos de los mares, océanos y grandes lagos, desde donde podrán ser liberados después de algún tiempo y volver a entrar en la atmósfera, como se muestra en la figura 1-5.

Debido a su volatilidad, así como a su resistencia a la fotólisis y a la descomposición química y biológica, los POPs pueden ser transportados a largas distancias por la atmósfera, ya sea en estado gaseoso o en forma de partículas de aerosol, motivo por el cual se encuentran por todo el planeta. Esta capacidad puede ser explicada por el efecto destilación/fraccionamiento mundial. De esta forma, los compuestos utilizados en regiones cálidas de la Tierra se evaporarían hasta alcanzar las regiones polares, donde se condensarían, depositándose, lo que explicaría las elevadas concentraciones de estos compuestos en el Ártico, siendo mayores que en las regiones habitadas (Mackay & Wania, 1995; Vallack et al., 1998).

A causa de su liposolubilidad, los POPs inhalados o ingeridos presentan bioacumulación en los tejidos grasos animales, aumentando su cantidad a través de la cadena alimentaria, lo que junto a las ya mencionadas resistencia a la degradación y capacidad para ser transportados a largas distancias a través del aire atmosférico, suponen un impacto potencial significativo sobre la salud humana y el medio ambiente.

1.7. UFP CONTAMINANTES: FORMACIÓN Y FUENTES

La fuente y los procesos que llevan a la formación de partículas ultrafinas atmosféricas ejercen una influencia muy notable en la composición química, que puede incluir componentes tales como compuestos inorgánicos (sulfatos, nitratos, amonio, cloruro, metales traza), carbono elemental y orgánico, materiales de cristal, componentes biológicos (virus, bacterias, esporas, polen) y compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles. Además, las UFP pueden transportar, adheridas a su superficie, sustancias tóxicas que entonces aumentan su toxicidad; se trata de metales pesados, dioxinas, hidrocarburos y otros productos químicos orgánicos. Pero la composición de las UFP se afecta también por parámetros geográficos y meteorológicos a los cuales se deben, en general, grandes diferencias en las propiedades físicoquímicas de las partículas. Se puede afirmar, por tanto, que debido al gran número de variables intervinientes, la composición química de las UFP varía enormemente (Oberdörster et al., 2005; Terzano et al., 2010). No obstante, el conocimiento que en la actualidad se tiene acerca de dicha composición está todavía lejos de ser exhaustivo, por lo que se hace necesaria la realización de un mayor número de estudios a fin de proporcionar una comprensión más completa (Slezakova et al., 2013; Chow & Watson, 2007).

Las principales fuentes naturales de UFP atmosféricas son la vegetación, los aerosoles marinos y la propia formación atmosférica de las mismas. Las erupciones volcánicas o los incendios forestales producen también, aunque de forma esporádica, un gran número de las UFP atmosféricas (Kumar et al., 2011; Oberdörster et al., 2005). La formación atmosférica de UFP incluye la condensación de aerosoles orgánicos semivolátiles, la nucleación inducida fotoquímicamente, y/o la nucleación de compuestos en fase gaseosa no volátiles o de baja volatilidad (Holmes, 2007). Se han asumido diferentes mecanismos de nucleación para la formación UFP (Kumala et al., 2004):

1. Nucleación binaria de ácido sulfúrico y agua.
2. Nucleación ternaria que implica una tercera molécula, probablemente amoníaco porque es abundante en la troposfera y se ha demostrado que aumenta las tasas de nucleación de ácido sulfúrico.

1.7.1. Entornos apartados

En entornos apartados, la formación de nuevas partículas es precedida por un aumento de la concentración atmosférica de ácido sulfúrico (Holmes, 2007). Varios estudios han revelado un aumento en el número de partículas alrededor de 1-2 horas después del incremento de ácido sulfúrico (Weber et al., 1996), seguido por una relativamente pequeña tasa de crecimiento de partículas (entre 1 y 2 nm por h⁻¹) (Birmili & Wiedensohler, 2000a; Weber et al., 1996, 1997). Estos resultados apuntan a una relación lineal entre el número de partículas recién formadas y la tasa de producción de ácido sulfúrico. Sin embargo, todavía no está claro si en estos ambientes la nucleación binaria, es decir, nucleación de agua y ácido sulfúrico, es la única responsable de la formación de las nuevas partículas o si una tercera especie, como el amoníaco o un compuesto orgánico, se encuentra también involucrada; se trataría entonces una nucleación ternaria.

Fuentes naturales	Fuentes antropogénicas	
Formaciones atmosféricas Espuma marina Vegetación Incendios forestales Volcanes (lava caliente) Virus	Combustión de motores	Vehículos (gasolina, diesel, combustibles alternativos) Trenes Embarcaciones Aviones
	Emisiones industriales	Centrales eléctricas Incineradores Procesos diversos (fundición, calefacción, soldadura)
	Producción comercial	

Tabla 1-4. Fuentes de partículas ultrafinas (Adaptado de Buseck & Adachi, 2008; Kumar et al., 2011; Oberdörster et al., 2005; Slezakova et al., 2013)

1.7.2. Bosques

Los mecanismos responsables de la formación y crecimiento de las UFP atmosféricas en los bosques, todavía no están enteramente comprendidos. Aunque el ácido sulfúrico es uno de los candidatos que con mayor probabilidad podría ser responsable de la formación de las partículas iniciales de tamaño nanométrico (Riipinen et al., 2007), la química del azufre no mantiene el suficiente ácido sulfúrico en la atmósfera para expli-

car más que una pequeña fracción de la tasa de crecimiento del tamaño de la partícula observada (Morawska et al., 2008). Varios estudios forestales han concluido que la formación de partículas se puede producir a partir de precursores biogénicos (O'Dowd et al., 2002), algunos de cuales sugieren una relación directa entre las emisiones de monoterpenos y la formación de partículas a partir de gas en regiones que carecen sustancialmente de fuentes de aerosol antropogénicas (Tunved et al., 2006).

Además, los autores también estiman que los bosques proporcionan una población de aerosoles de $1-2 \times 10^3$ por cm^{-3} de partículas activas desde el punto de vista climático (desde finales de la primavera hasta principios del otoño) por lo que representa una fuente considerable de importancia a nivel mundial.

1.7.3. Ambientes marinos

En los ambientes marinos, los mecanismos posibles de formación de partículas son (Morawska et al., 2008):

1. Explosión de burbujas de agua de mar (Clarke et al., 2006; O'Dowd et al., 2004).
2. Nucleación ternaria que produce un depósito de partículas indetectables en el que los vapores pueden condensar (Kulmala et al., 2000, 2004):
3. Producción troposférica libre con mezcla hasta la capa límite (Raes, 1995).
4. Generación en la costa de partículas de yodo a partir del yodocarbono emitido por las macroalgas (Kulmala et al., 2000; O'Dowd et al., 2004; O'Dowd & Hoffmann, 2005).

Si bien las partículas que contienen yodo no es probable que desempeñen un papel importante a nivel mundial, las partículas por explosión de burbuja producidas por el viento que contienen sal son muy abundantes en los ambientes marinos. Clarke et al. (2006) han demostrado que los aerosoles de sal marina producidos por olas rompientes son un constituyente importante de partículas con tamaños tan pequeños como de 10 nm, con 60% de las partículas menores de 100 nm de diámetro. Los autores estimaron que en las regiones marinas entre 5% y 90% de las partículas por nucleación se originan en el flujo de la sal de mar (Slezakova et al., 2013).

EMPLAZAMIENTO	NÚMERO DE ESTUDIOS ANALIZADOS	CONCENTRACIÓN ESTIMADA x 10 ³ PARTÍCULAS POR cm ⁻³	
		MEDIA	MEDIANA
Fondo limpio	5	2,6	3,2
Fondo rural	8	4,8	2,9
Fondo urbano	4	7,3	8,1
Urbano	24	10,8	8,8
Calle encajonada	7	42,1	39,3
Borde de carretera	18	48,2	34,6
Carretera	2	71,5	47,0
Túnel	3	167,7	99,1

Tabla 1-5. Concentración de partículas en diferentes ambientes atmosféricos (Adaptado de Morawska et al., 2008; Slezakova et al., 2013)

1.7.4. Entornos urbanos

Es un hecho comprobado y bien comprendido que las UFP se forman a partir de procesos naturales. Esto implica que estas partículas están siempre presentes en cualquier atmósfera, tanto si se halla bajo la influencia antropogénica como si se halla libre de la misma. Por tanto, estas concentraciones de UFP, siempre presentes, deben ser consideradas como un “fondo natural”. La concentración de las partículas en un determinado fondo difiere significativamente de la concentración en otro fondo, lo cual puede ser explicado por las diferentes tasas de formación y crecimiento de las UFP en los diferentes ambientes y entornos. Mientras que en los ambientes marinos las concentraciones de UFP suelen encontrarse en un rango de 10^2 a 10^3 partículas por cm^{-3} (O'Dowd et al., 2004; Seinfeld & Pandis, 2006), los rangos habituales en bosques y regiones continentales rurales son de 10^3 a 10^4 (Birmili & Wiedensohler, 2000b; O'Dowd et al., 2002; Riipinen et al., 2007), aunque estos niveles pueden aumentar temporalmente si se producen incendios forestales. Los parámetros meteorológicos, como la

velocidad del viento, las precipitaciones, la humedad relativa y la temperatura también influyen en las concentraciones de UFP. Por lo tanto, al evaluar estas concentraciones en entornos urbanos, es importante tener en cuenta los respectivos niveles de “fondo natural” con el fin de estimar correctamente la magnitud del impacto antropogénico.

La concentración de UFP en la atmósfera puede variar en cinco o más órdenes de magnitud (de 10^2 a 10^7 partículas por cm^{-3}) dependiendo de las condiciones ambientales y de la intensidad de la fuente (Kumar et al., 2010), pero por lo general, en ambientes naturales la concentración de UFP es aproximadamente 1-2 órdenes de magnitud menor que en las zonas urbanas (Kumar et al., 2010). Morawska et al. (2008) analizaron los niveles de concentración de 71 estudios realizados sobre UFP de diferentes entornos, incluyendo los de fondo limpio y emplazamientos de fondo rural (la tabla 1-5 muestra los resultados más destacados). Los autores obtuvieron (Morawska et al., 2008) valores medios de concentración de $2,6 \times 10^3$ y $4,8 \times 10^3$ partículas por cm^{-3} para fondo limpio y emplazamientos de fondo rural, respectivamente, en comparación con valores de $42,1 \times 10^3$ y $48,2 \times 10^3$ partículas por cm^{-3} para calles urbanas encajonadas y bordes de carretera, respectivamente. En las zonas urbanas, con fuentes antropogénicas tales como las emisiones de vehículos a motor, la concentración de partículas es siempre notablemente más elevada que en las zonas rurales. Los túneles de carretera ($167,7 \times 10^3$ partículas por cm^{-3}) dieron las concentraciones más elevadas ya que, según asevera Van Dingenen acerca de los túneles, actúan como una trampa para los contaminantes emitidos por los vehículos que se ve reforzada por el entorno circundante construido que limita la dispersión de las emisiones de escape (Van Dingenen et al., 2004).

Varios estudios concluyen que las emisiones del escape de los vehículos a motor en los emplazamientos urbanos representan la fuente principal de contaminación atmosférica por UFP (Harrison et al., 1999; Shi & Harrison, 1999; Shi et al., 2001; Wåhlin et al., 2001) que podría ser responsable de hasta el 86% de la concentración total de partículas (Pey et al., 2009). La emisión de los vehículos depende de muchos factores tales como el tipo de motor, el combustible, el aceite lubricante, el postratamiento del sistema de escape o el tipo de conducción. Generalmente, las partículas emitidas por los

motores diésel se encuentran en el rango de tamaño de 20 a 130 nm (Kittelson, 1998; Harris & Maricq, 2001). Los vehículos que consumen combustible para motor diésel son los que más contribuyen en la concentración total de UFP (Kumar et al., 2010), si bien en la mayoría de los países europeos estos vehículos están en menor proporción. En 2009 los vehículos con motor diésel en Europa representaban desde el 9-10% en Suecia y Chipre hasta el 62% en Luxemburgo, pero en 16 de 21 países europeos su proporción era inferior al 50%. Gran parte de las UFP también son producidas por vehículos pesados con motor diésel, como camiones y autobuses, siendo en este caso los factores de emisión de partículas de uno a dos órdenes de magnitud mayores que los habituales de un vehículo con motor de gasolina (Ristovski et al., 2005, 2006). En comparación, las partículas procedentes de los vehículos con motor de gasolina están en el rango de tamaño 20-60 nm (Harris & Maricq, 2001; Ristovski et al., 2006) y sus emisiones varían significativamente dependiendo de las condiciones operativas del motor. Graskow et al. (1998) informaron que cuando se conduce a una cierta velocidad (aproximadamente 120 km por h⁻¹) o durante la aceleración, la emisión de partículas de los vehículos con motor de gasolina es similares a la observada en los vehículos con motor diésel (Slezakova et al., 2013).

1.7.5. Interacción entre neumáticos y asfalto

Las interacciones entre los neumáticos del vehículo y el asfalto de la carretera también pueden generar partículas de tamaño submicrométrico. Existía la creencia generalizada de que el desgaste de los neumáticos en la carretera contribuía principalmente a un mayor tamaño de las partículas (> 2,5 µm). Sin embargo, algunos estudios recientes informan (Gustafsson et al., 2008; Dahl et al., 2006) que emisiones considerables de UFP pueden ser generadas a partir de la interacción entre neumáticos y carretera, dependiendo de la superficie, el vehículo y el tipo de conducción. Dado que esta fuente podría contribuir de forma significativa en la emisión de partículas, se requiere más investigación sobre este tema.

1.7.6. Fuentes emisoras industriales

Las fuentes industriales de UFP atmosféricas incluyen las centrales eléctricas, los incineradores, o diversos procesos industriales tales como fundición o soldadura y operaciones de calentamiento (Oberdörster et al., 2005). Sin embargo, su contribución a las UFP atmosféricas es mucho más baja, en comparación con las emisiones del escape de los vehículos. En un estudio realizado en Barcelona, España, Pey et al. (2009) investigaron la distribución de fuentes de partículas atmosféricas en el rango de tamaño de 13 a 800 nm, esto es, en las modas de nucleación y acumulación, en un emplazamiento de fondo urbano. Los autores evaluaron las emisiones del escape de vehículos en un 65% y el fondo regional/urbano en un 24%, identificando ambas fuentes como las mayores contribuyentes a la concentración total de partículas (media 17×10^3 partículas por cm^{-3}). Las emisiones industriales representaron solamente el 2% del total de partículas. Los niveles de esta contribución fueron similares en el estudio (Pey et al., 2009) de nucleación inducida fotoquímicamente (3%), espuma marina (2%), y polvo mineral (1%). Las fuentes no identificadas representaron el 3%.

El *carbón negro* es un componente de la $\text{PM}_{2,5}$ que se produce en la combustión incompleta e ineficiente de combustibles fósiles y biocombustibles (mezcla de sustancias orgánicas que se utiliza como combustible en los motores de combustión interna). Empleado a menudo como sinónimo de *hollín*, se forma en la combustión a flama o en motores de combustión interna. Las centrales termoeléctricas juegan un papel menor en la generación de carbón negro, ya que al ser quemado el combustible más eficientemente y a temperaturas elevadas, las partículas de carbón negro se consumen y son emitidas en forma de CO_2 (AIDA, 2009).

1.7.7. Partículas primarias y secundarias derivadas del escape de vehículos

Las partículas primarias que son emitidas desde el motor de los vehículos, tienen un tamaño que oscila entre 30 y 500 nm y son, en su mayoría, aglomerados submicrométricos de material carbonoso en fase sólida que contiene ceniza metálica procedente de los aditivos del aceite lubricante, así como del desgaste del motor, de hidrocarburos

adsorbidos o condensados y de compuestos de azufre. (Morawska et al., 2008). Las partículas secundarias se forman en la atmósfera cuando los gases calientes del escape de los vehículos son expulsados. A medida que se enfrían y se condensan, forman partículas de la moda de nucleación, generalmente de tamaño inferior a 30 nm, compuestas principalmente por hidrocarburos y ácido sulfúrico hidratado (Morawska et al., 2008). Estudios realizados en la carretera, como por ejemplo, un laboratorio móvil siguiendo a un vehículo (Kittelson et al., 2006; Casati et al., 2007) así como los realizados cerca de carreteras con mucho tráfico (Harrison et al., 1999; Ntziachristos et al., 2007; Rosenbohm et al., 2005; Westerdahl et al., 2005), informaron sobre un gran número de estas partículas.

1.7.8. Partículas ultrafinas comerciales

Durante las dos últimas décadas, la nanociencia ha sido un campo de interés científico dinámicamente desarrollado en el mundo entero (Aguar-Fernández & Hullmann, 2007). El pequeño tamaño y la relativamente gran superficie reactiva de las nanopartículas han incrementado su uso en una diversidad de campos como son la medicina, la ciencia de materiales, la electrónica o el almacenamiento de energía (Helland et al., 2007). De este modo, las UFP artificiales, también llamadas “de diseño”, y por tanto comerciales, se han convertido en otra fuente antropogénica importante de UFP atmosféricas. Estas nanopartículas no son liberadas intencionadamente al medio ambiente, aunque en alguna medida tal liberación puede producirse durante las fases de producción, uso y eliminación de productos con nanomateriales integrados (Bystrzejska-Piotrowska et al., 2009). Sus características –fuentes, composición, homogeneidad o heterogeneidad, potencial oxidante, exposición y emisiones– difieren de otras UFP atmosféricas (Oberdörster et al., 2005). Las UFP artificiales se hallan hoy en día incorporadas a muchos productos de uso diario: productos farmacéuticos, cosméticos, lubricantes, envasadoras, catalizadores, dispositivos electrónicos u otros aparatos domésticos (Nel et al., 2006). El uso generalizado de estas UFP en productos de consumo puede aumentar notablemente las consecuencias medioambientales y derivadas de la exposición pública, si no se controlan adecuadamente.

1.8. UFP CONTAMINANTES: EFECTOS SOBRE LA SALUD

Los efectos adversos de la PM atmosférica, así como los mecanismos subyacentes, no se encuentran todavía claramente definidos, aunque está bien establecido que la contaminación del aire constituye una amenaza principal para la salud humana (Slezakova et al., 2013; Chen et al., 2016). Numerosos estudios han documentado una asociación entre la morbilidad relacionada con enfermedades tanto cardiovasculares como respiratorias y la exposición a PM_{2,5} (Dockery et al., 1993; Brook et al., 2004; Pope & Dockery, 2006; Brook et al., 2010; Chen et al., 2016).

Se ha podido comprobar que las partículas de tamaño inferior a 0,5 µm están más implicadas en los efectos adversos para la salud (Meng et al., 2013). Existe también evidencia de los efectos negativos que sobre la salud ejerce la exposición a partículas con diámetro inferior a 0,1 µm (Stölzel et al., 2007), esto es UFP, por cuanto se hallan fuertemente vinculadas con las fuentes emisoras contaminantes antropogénicas, como son las centrales eléctricas o los motores de los vehículos alimentados por combustibles fósiles.

Se dispone de menos información acerca de las UFP que de la PM_{2,5} y la PM₁₀. Si bien los estudios toxicológicos han aportado pruebas acerca de su toxicidad, la evidencia epidemiológica es limitada en lo que respecta a los efectos de las UFP producidos sobre la salud (Terzano et al., 2010; Slezakova et al., 2013; Chen et al., 2016). Tampoco se ha establecido una relación entre concentración de UFP y respuesta mediante un compendio cuantitativo que podría ser utilizado en la valoración del impacto sobre la salud (Hoek et al., 2010).

1.8.1. Medida del índice de contaminación de PM

Las partículas nanométricas tienen propiedades fisicoquímicas notablemente distintas, tales como una masa mucho menor, una gran área de superficie y una elevadísima reactividad. Por este motivo, el índice de contaminación de UFP no se puede expresar de la misma forma que el de la PM_{2,5} y la PM₁₀.

- El índice de contaminación de PM_{2,5} y PM₁₀ se expresa como concentración de masa por unidad de volumen, esto es, µg por m⁻³ (o por cm⁻³).

- El índice de contaminación de UFP, debido al tamaño nanométrico de estas partículas y a su gran superficie, debe ser expresado como concentración de *partículas* por unidad de volumen, esto es, *número de partículas* por m^{-3} (o por cm^{-3}), o bien como *área de superficie de partículas* por unidad de volumen, esto es, m^2 por m^{-3} .

1.8.2. Significación del tamaño nanométrico y la superficie de UFP

El pequeño tamaño y la gran superficie de las UFP sólidas les confieren propiedades específicas, actuando, por ejemplo, como catalizadores en determinadas reacciones químicas. La tabla 1-6 establece una relación entre tamaño de las partículas, número de partículas y superficie, por unidad de volumen.

Diámetro de partículas (nm)	Número de partículas (Pt cm^{-3})	Superficie de partículas ($\mu m^2 cm^{-3}$)
5	153.000.000	12.000
20	2.400.000	3.016
100	18.750	590
250	1.200	240
2.500	1,2	24
5.000	0,15	12
10.000	0,02	6

Tabla 1-6. Número de partículas y área de superficie de partículas por cm^{-3} en $10 \mu g$ por m^{-3} de partículas aerotransportadas (Adaptado de Oberdörster et al., 2005; Chen et al., 2016).

Su tamaño extremadamente pequeño les permite penetrar profundamente en el organismo, hasta el punto de atravesar las barreras biológicas celulares. Una vez inhaladas, pueden interactuar con el tejido pulmonar con potencialidad para trasladarse al torrente sanguíneo. Recientemente se ha indicado que los macrófagos alveolares humanos son incapaces de eliminar partículas de tamaño inferior a 70 nm (Rückerl et al., 2011; Bakand et al., 2012; Aufderheide, 2005). Un estudio realizado con ratones, demuestra que la instilación intranasal de UFP de cobre puede alcanzar el cerebro, dañando astrocitos y neuronas del sistema nervioso central (Bai et al., 2014).

La gran superficie total de UFP aumenta su capacidad para adsorber sustratos (como metales pesados o gases orgánicos) y, por ende, su reactividad química (Murr & Garza, 2009). La importancia de la superficie se hace evidente cuando se tiene en cuenta que los átomos o las moléculas de superficie desempeñan un papel dominante en la determinación de las propiedades internas (Amato, 1989). La proporción de átomos o moléculas de superficie aumenta exponencialmente con la disminución del tamaño de las partículas por debajo de 100 nm. La figura 1-6 muestra esta función poniendo de relieve la importancia de la superficie en la actividad química y biológica de las UFP.

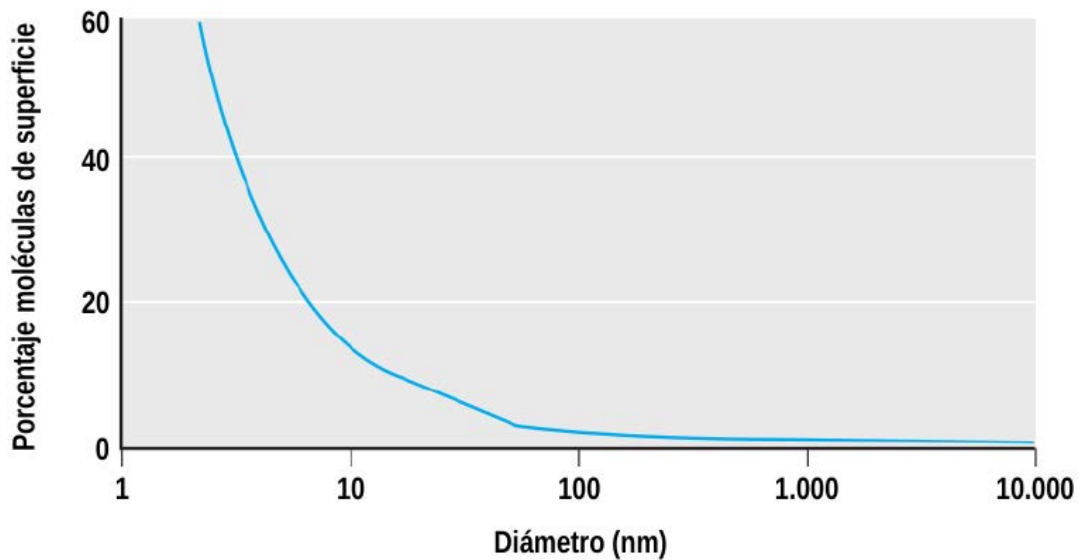


Figura 1-6. Moléculas de superficie como función del tamaño de las partículas (Adaptado de Oberdörster et al., 2005).

El aumento de la reactividad de superficie es un claro indicativo de que las UFP presentan una mayor actividad biológica por unidad de masa en comparación con las partículas de mayor tamaño ($PM_{2,5}$ y PM_{10}) y que, por este motivo, pueden también constituir una mayor amenaza para la salud (Kumar et al., 2013; Rinaldo et al., 2015; Chen et al., 2016). El tamaño de las UFP se halla en relación inversa con su toxicidad y la mayor superficie hace a estas partículas más reactivas y tóxicas, causando efectos adversos como inducción al estrés oxidativo y disfunción celular con inflamación pulmonar o eventos cardiovasculares (Donalson et al., 2005; Nel et al., 2006; Buseck & Adachi, 2008; Terzano et al., 2010).

1.8.3. Significación de la composición química de UFP

La estructura de las partículas, las cargas de superficie y la composición química, son propiedades intrínsecas de las UFP que desempeñan diferentes papeles en la interacción con las biomoléculas del cuerpo humano después de la exposición. De los tres factores mencionados, el más importante para la salud humana es la composición química. Los metales pesados, derivados principalmente de las emisiones que proceden de vehículos o de la combustión de carbón, tienen una elevada distribución en las nanopartículas. Mediante la realización de tests in vitro complementarios de ecotoxicidad, bioaccesibilidad humana, citotoxicidad y potencial oxidativo, Goix et al. (2014) proponen la siguiente clasificación de las partículas metálicas en base a su peligrosidad. De mayor a menor:

- Dicloruro de cadmio (CdCl_2) ~**
- Monóxido de cadmio (CdO) >**
- Monóxido de cobre (CuO) >**
- Monóxido de plomo (PbO) >**
- Monóxido de cinc (ZnO) >**
- Tetraoxosulfato de plomo (PbSO_4) >**
- Trióxido de diantimonio (Sb_2O_3).**

Ambos compuestos de cadmio constituyen la mayor amenaza debido a su elevada citotoxicidad y bioaccesibilidad, cualquiera que sea su solubilidad y especiación, lo cual sugiere que la toxicidad del cadmio se debe a la forma química más que a la forma física. En contraste, el trióxido de diantimonio supone la amenaza más débil debido a partículas con solubilidad y superficie específica bajas, sin ningún efecto exceptuando un ligero estrés oxidativo. Dado que las propiedades físicoquímicas de las partículas metálicas revelan diferencias en la superficie específica, en los sistemas de cristalización, en el proceso de disolución y en la especiación, son varios los mecanismos que pueden influir en su efecto biológico (Goix et al., 2014; Chen et al., 2016).

1.8.4. Efecto de vórtice debido a UFP contaminantes en áreas urbanas.

Las UFP recién formadas están estrechamente relacionadas con la oxidación de compuestos orgánicos volátiles (VOC) que generalmente se acumulan en las áreas urbanas. El tanto por ciento de nuevas partículas formadas es considerablemente mayor en ciudades con elevada contaminación atmosférica y la elevada concentración de UFP en el área urbana –especialmente en calles encajonadas por edificios de gran altura– mantiene prolongadamente el efecto de vórtice (flujos turbulentos en rotación espiral) procedente de la perturbación provocada por el tráfico de vehículos o por el gradiente de temperatura. Obviamente, las mayores concentraciones de UFP se encuentran cerca del nivel de la calzada y de las fuentes emisoras (Kumar et al., 2008; Marini et al., 2015; Chen et al., 2016).

1.8.5. Vías de penetración de UFP y tejidos diana

La toxicidad de las UFP in vivo ha sido investigada, en su mayor parte, en mamíferos y centrada en la exposición del sistema respiratorio, para probar la hipótesis de que las UFP atmosféricas causan efectos adversos sobre la salud. Con respecto a las nanopartículas, otras vías de exposición, como la piel, el tracto gastrointestinal o los ojos, también merecen ser consideradas. Los mecanismos de defensa específicos de las vías de penetración protegen el organismo de los mamíferos contra materiales nocivos. Sin embargo, estas defensas no siempre son eficaces en el caso de las UFP.

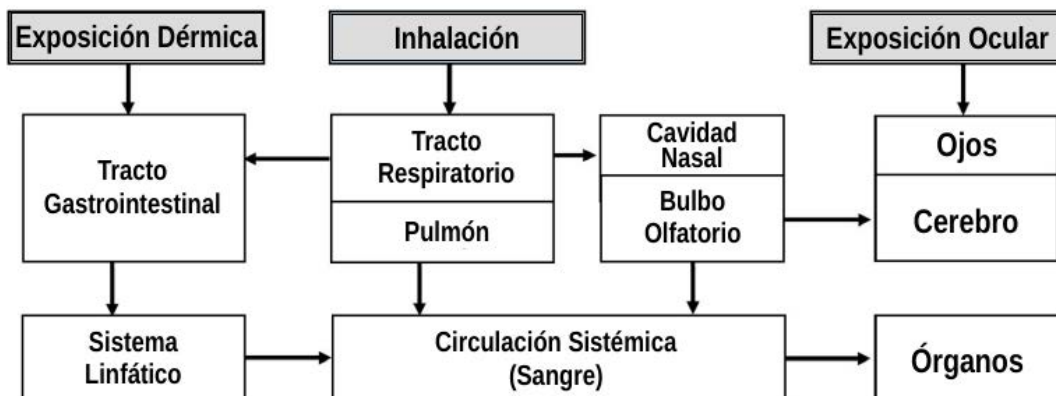


Figura 1-7. Posibles vías de penetración y tejidos diana (Adaptado de Chen et al., 2016).

1.8.6. Exposición del tracto respiratorio a UFP

Los pulmones tienen la mayor superficie epitelial del cuerpo humano en contacto directo con la atmósfera exterior. Para propósitos relativos a la dosimetría, el tracto respiratorio se puede dividir en tres regiones (figura 1-8):

1. Extratorácica (ET);
2. Traqueobronquial (TB);
3. Alveolar (A).

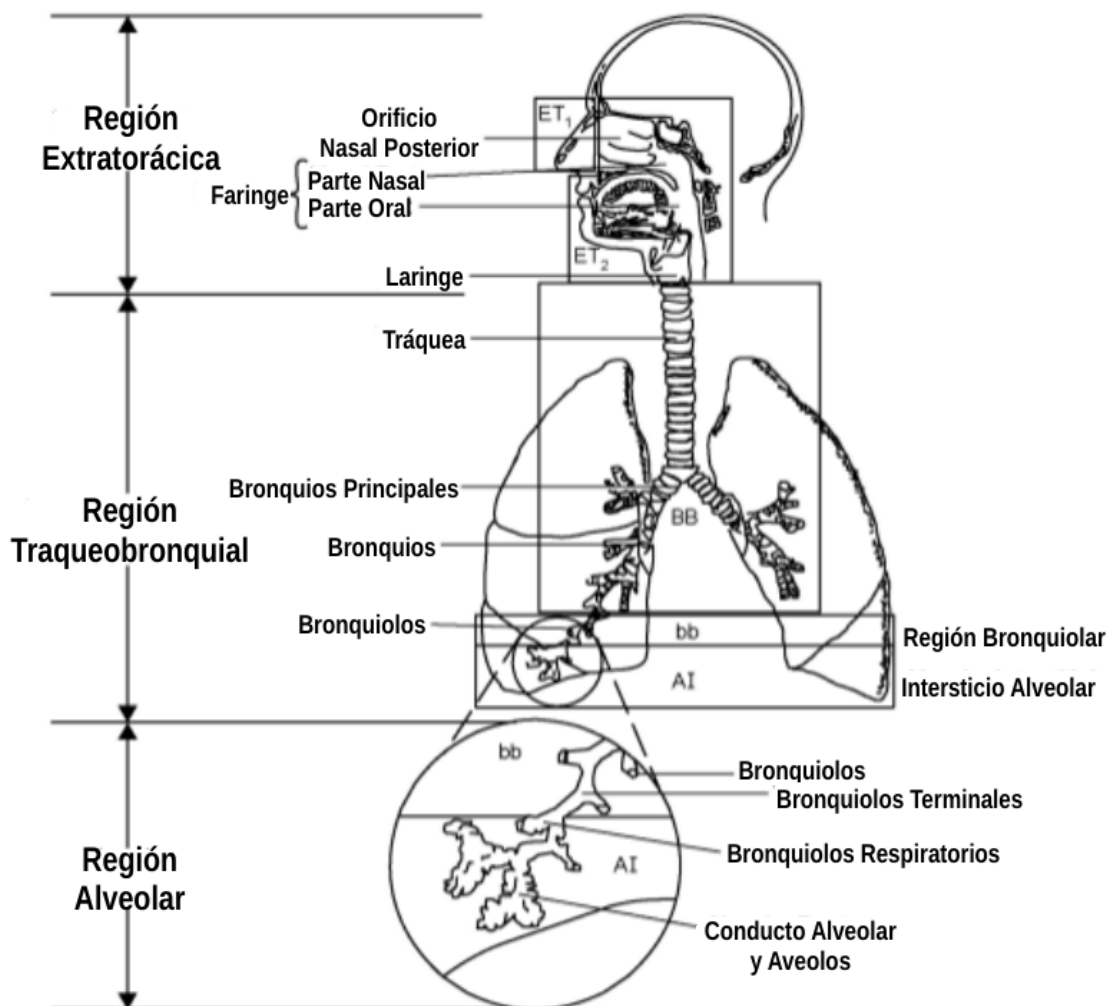


Figura 1-8. Representación diagramática de las regiones del tracto respiratorio en humanos (Adaptado de US EPA, 2004).

La región extratorácica consta de las vías respiratorias que se encuentran en la cabeza (esto es, los conductos nasales y orales) más la laringe, y representa las zonas a través de las cuales pasa el aire inhalado en primer lugar. En los seres humanos, la inhalación puede tener lugar a través de la nariz o la boca (o ambas: respiración oro-nasal). Sin embargo, la mayoría de los animales de laboratorio comúnmente utilizados en estudios toxicológicos respiratorios, son respiradores nasales obligados. Desde la región extratorácica, el aire inspirado penetra en la tráquea, esto es, en la región traqueobronquial. Desde la tráquea, las vías respiratorias forman, en sucesivas ramificaciones, los bronquios principales, los bronquios y los bronquiolos. A continuación, los bronquiolos terminales forman la parte más periférica de las vías aéreas distales que, en seres humanos, conduce a la región de intercambio de gases que consta de los bronquiolos respiratorios, los conductos alveolares, los sacos alveolares y los alvéolos, todos los cuales se hallan comprendidos en la región alveolar. Todas las vías aéreas de conducción, excepto la tráquea y porciones de los bronquios principales, están rodeadas por tejido parenquimatoso compuesto principalmente por las estructuras alveoladas de la región alveolar y asociadas a vasos sanguíneos y linfáticos. Las regiones del tracto respiratorio están compuestas por diversos tipos celulares y existen diferencias significativas en la distribución de las células que revisten las vías aéreas en las regiones extratorácica, traqueobronquial y alveolar.

La toxicidad de las UFP del aire contaminado proviene principalmente de la exposición del sistema respiratorio por inhalación, manteniendo la hipótesis de que estas partículas causan efectos adversos significativos en la salud. La nariz y los bronquiolos no pueden filtrar eficientemente las UFP que, por este motivo, tienen una elevada deposición pulmonar y la posibilidad de penetrar con la mayor profundidad en el pulmón. Se ha demostrado que la nariz humana deja pasar menos del 5% de las partículas de 100 nm, pero más del 80% de las partículas de 1 nm, durante la respiración en reposo (Cheng, 2003).

Cantidades significativas de UFP de diferentes tamaños se depositan ya sea en la región extratorácica (nasofaríngea), traqueobronquial, o alveolar del tracto respiratorio. La deposición de UFP en la región alveolar es bastante elevada, alrededor del 50% tienen un tamaño aproximado de 20 nm, mientras que las partículas de mayor tamaño,

en un rango de 100 nm a 2,5 μm , forman entre el 10 y el 20% del total de partículas alveolares. El incremento de la deposición alveolar se encuentra en relación directa con la probabilidad de efectos tóxicos pulmonares, penetración del epitelio alveolar y capacidad de las partículas para alcanzar el torrente sanguíneo.

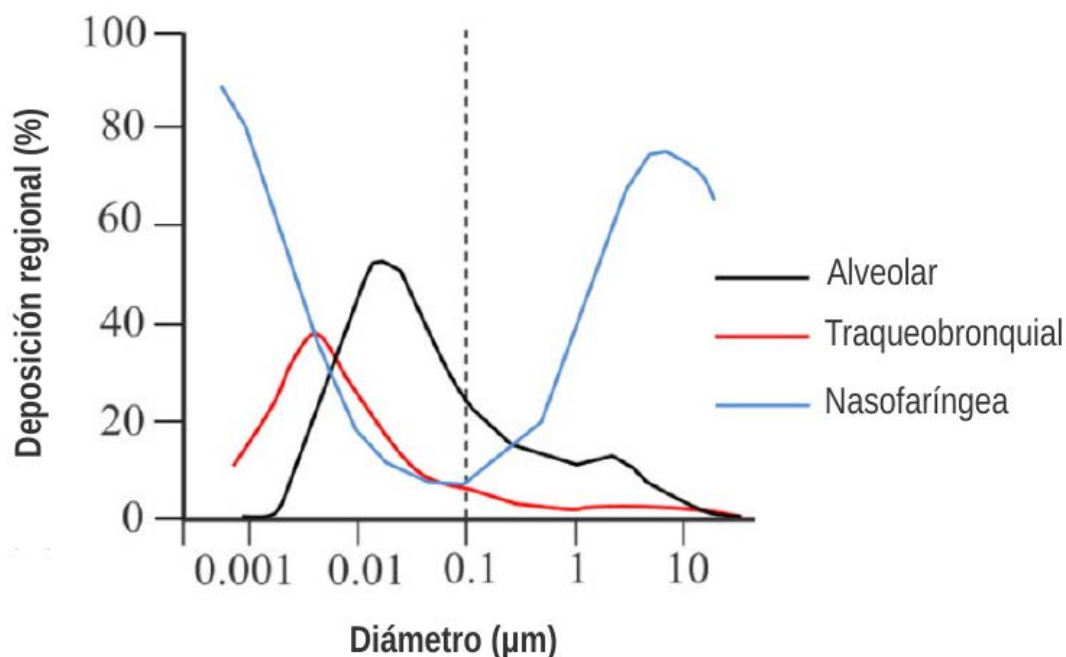


Figura 1-9. Deposición fraccional prevista de partículas inhaladas en las regiones nasofaríngea, traqueobronquial y alveolar en el tracto respiratorio humano durante respiración nasal. Basado en datos de la Comisión Internacional de Protección Radiológica (1994). (Fuente: Oberdörster et al., 2005; Chen et al., 2016).

Varios estudios han tratado de dilucidar los efectos sobre la función pulmonar. Se han encontrado pequeñas pero constantes asociaciones entre el efecto producido sobre el flujo espiratorio máximo en adultos asmáticos y diversas métricas de masa y número de partículas, implicando a UFP (Peters et al., 1997). Otro estudio de grupo en adultos asmáticos encontró un vínculo entre exposición a UFP y uso incrementado de la medicación (Von Klot et al., 2002), mientras que Penttinen et al. (2001a) no consiguieron encontrar una asociación con síntomas respiratorios, ni relativa al uso de medicación.

McCreanor et al. (2007) compararon la función pulmonar de adultos asmáticos en una calle muy transitada y en un parque urbano, encontrando una asociación entre función

pulmonar reducida y exposición a UFP, pero no a $PM_{2.5}$. Otros dos estudios europeos (Strak et al., 2010; deHartog et al., 2009) no consiguieron asociaciones consistentes entre UFP y función pulmonar, al igual que un estudio realizado en Taiwán (Tang et al., 2007). Un estudio de series temporales realizado en una población urbana entera, encontró asociaciones entre exposición a UFP (concentración de número de partículas) e ingresos hospitalarios respiratorios, que perdieron fuerza después del ajuste de PM_{10} y $PM_{2.5}$ (concentración de masa de partículas), lo cual es indicativo de que la métrica de masas puede haber sido responsable (Andersen et al., 2008). Atkinson et al. (2010) encontraron asociaciones entre mortalidad respiratoria e ingresos hospitalarios por métrica de masa de partículas ($PM_{2.5}$ y PM_{10}) pero no por concentración de número de partículas (UFP). En una revisión, Rückerl et al. (2011) concluyen que las UFP tienen una relación adversa con los desenlaces respiratorios, pero que los resultados no son consistentes (Heal et al., 2012).

1.8.6.1. Deposición en bulbo olfatorio

La deposición en la superficie del bulbo olfatorio es otra cuestión importante en la evaluación del riesgo que conlleva de absorción respiratoria de UFP. Esta vía de exposición puede estar relacionada con entidades clínicas de etiología neurodegenerativa, como la enfermedad de Alzheimer y la enfermedad de Parkinson (Yegambaram et al., 2015; Liu et al., 2015; Cheng et al., 2016). La cavidad nasal tiene una deposición muy elevada de $PM_{2.5}$ pero las UFP de tamaño inferior a 10 nm tienen también una altísima deposición en la cavidad nasal, igual o superior a la alveolar como indica la figura 1-9. Esto significa que las UFP tienen deposición por vía directa al bulbo olfatorio y pueden alcanzar el cerebro mediante simulación de las moléculas odoríferas. La mucosa olfatoria se encuentra en la región superior de la cavidad nasal y está compuesta por el epitelio olfatorio y la lámina subyacente cuya función es proteger a los receptores sensoriales olfatorios. La proximidad de la mucosa olfatoria nasal con el bulbo olfatorio requiere tan sólo cubrir una corta distancia por transporte neuronal. Estudios nanotoxicol gicos habían demostrado ya que las nanop rticulas suspendidas en el aire se pueden depositar en la cavidad nasal, siendo absorbidas por el epitelio olfatorio y trasladadas al cerebro a través de la barrera hematoencefálica. Nuevas evidencias, como la

presentada por Bai et al. (2014) (estudio ya mencionado más arriba), apuntan a que las nanopartículas pueden potencialmente alcanzar las estructuras cerebrales por la vía nariz-cerebro (Boyes et al., 2012; Chen et al., 2016).

1.8.7. Exposición dérmica a UFP

Hasta el momento presente, no existe ninguna evidencia directa in vivo que apoye la penetración de piel intacta por UFP aerotransportadas, aunque tal posibilidad no puede ser excluida. La piel humana constituye una eficaz barrera con el medio externo, pero aun así se ha propuesto alguna vía posible de penetración para nanopartículas, como la difusión a través de los poros cutáneos. La penetración dérmica de partículas observada in vitro, ha llevado a la conclusión de que los efectos tóxicos podrían ser causados por metales pesados presentes en las partículas. La exposición de pieles dañadas a concentraciones elevadas de PM causaría citotoxicidad y respuestas inmunes, lo que promovería todavía más la entrada de PM externa a los sitios más profundos o incluso a la circulación linfática o sanguínea.

1.8.8. Exposición ocular a UFP

La exposición ocular a elevadas concentraciones de UFP aerotransportadas puede producirse de forma indirecta a través de las manos frotando los ojos, o actuando directamente las partículas sobre la superficie ocular. Las UFP podrían ser retenidas en el ojo, o bien drenadas desde la cuenca del ojo a la cavidad nasal y entrar en el cerebro por la ya mencionada vía nariz-cerebro (Boyes et al., 2012). Las partículas también podrían ser transportadas por la sangre a todo el organismo y atravesar otras barreras biológicas.

1.8.9. Toxicidad cardiovascular de UFP

Una hipótesis avanzada vincula la exposición a UFP con efectos adversos producidos en el sistema cardiovascular (Seaton et al., 1995), pero la epidemiología no cuantifica los efectos de forma exhaustiva (Heal et al., 2012).

Como medición del efecto producido por la exposición a UFP, algunos estudios emplean parámetros de variabilidad en la frecuencia cardíaca, con resultados positivos y negativos (Timonen et al., 2006; Rückerl et al., 2009; Park et al., 2005). Se han informado asociaciones positivas entre exposición a UFP y depresión del segmento ST inducida por el ejercicio, onda T amplia y compleja y taquicardia ventricular y supraventricular en pacientes con enfermedad coronaria (Pekkanen et al., 2002; Henneberger et al., 2005; Berger et al., 2006).

En la circulación sanguínea, las partículas pueden interactuar con lesiones ateroscleróticas del endotelio vascular, causando estrés oxidativo local que podría desestabilizar las placas y desencadenar una reacción en cadena, con ruptura o trombosis, que daría lugar a eventos cardiovasculares agudos como síndrome coronario agudo y accidente cerebrovascular (Nemmar et al., 2002; Terzano et al., 2010).

Es significativa la asociación entre crisis hipertensivas y UFP, pero no lo es con PM_{2,5} ni con PM₁₀ (Franck et al., 2011). Las UFP derivadas de combustión constituyen los mediadores mayoritarios de los efectos adversos vasculares producidos por emisiones inhaladas de los escapes diésel; existen numerosas evidencias de que tales emisiones son contaminantes ricos en UFP (Hesterberg et al., 2010; Mills et al., 2011).

En un estudio de series temporales se informó, en un lapso de tiempo corto, una importante asociación entre exposición a UFP y mortalidad cardiovascular (Atkinson et al., 2010). En Erfurt, Alemania, numerosos estudios realizados entre 1995 y 2001 asociaron, con clara significación estadística, exposición a UFP (concentración de número de partículas) y mortalidad cardiorrespiratoria, pero la asociación no fue significativa con PM_{2,5} (concentración de masa de partículas) (Stölzel et al., 2007).

1.8.10. Estrés oxidativo

Se ha demostrado que la PM del aire puede actuar como un adyuvante para la sensibilización alérgica. Los compuestos químicos orgánicos con actividad redox que se en-

cuentran en la superficie de las partículas tienen un papel importante en los efectos adversos para la salud producidos por la PM y pueden determinar el efecto adyuvante de los diferentes tipos de partículas de acuerdo con su potencial para perturbar el equilibrio redox en el sistema inmune. El efecto adyuvante de las UFP medioambientales viene determinado por su potencial oxidante, el cual probablemente tiene un papel en el cambio del equilibrio redox del sistema inmune de la mucosa (Li et al., 2009).

Si bien tanto gases como partículas han sido relacionados con efectos adversos para la salud, un mayor número de evidencias implican a los componentes de la PM como máximos responsables de una gran parte de los efectos proaterogénicos. Múltiples aproximaciones experimentales han revelado que los componentes de la PM pueden desencadenar y/o aumentar las reacciones de radicales libres de oxígeno en células y tejidos. Parece que la exposición a PM conduce al desarrollo de efectos proinflamatorios y prooxidantes sistémicos que pueden ser de gran importancia en el desarrollo de lesiones ateroscleróticas. Estudios epidemiológicos, experimentación con animales y datos celulares respaldan la asociación de contaminantes del aire, especialmente PM, con estrés oxidativo sistémico, inflamación y aterosclerosis. (Araujo & Nel, 2009; Araujo, 2011).

Un estudio realizado con ratones demuestra el papel crítico del estrés oxidativo en el aumento de la inflamación pulmonar alérgica inducido por UFP de carbono elemental, donde la exposición a UFP de carbono elemental tiene efectos potenciadores de la inflamación alérgica pulmonar. A partir de los datos obtenidos, los autores sostienen que los individuos alérgicos son más vulnerables a los efectos adversos sobre la salud producidos por UFP de carbono elemental (Alessandrini et al., 2009).

Los resultados de un estudio aleatorio cruzado, realizado por Bräuner et al. (2007), sobre 29 adultos sanos con exposición controlada a PM de diferentes tamaños, indicaron que las UFP, especialmente la fracción de 57 nm, procedentes de las emisiones urbanas de vehículos, causan estrés oxidativo sistémico con roturas de las cadenas de DNA, sin ninguna regulación compensatoria aparente de reparación de DNA en 24 horas.

1.8.11. Nanotecnología y nanotoxicología

El incremento de la actividad biológica de las UFP puede producir también efectos positivos y favorecedores de la salud, como es el caso de la actividad antioxidante, el soporte para la terapéutica o la penetración de barreras celulares para la administración de fármacos.

La biocinética de las nanopartículas posee cualidades muy valorables por cuanto puede ser de aplicación en el campo diagnóstico y terapéutico, además de constituir una herramienta de gran utilidad para comprender mejor los procesos moleculares y las estructuras celulares (Oberdörster et al., 2005; Akerman et al., 2002;. Foley et al., 2002;. Kreuter, 2001; Li et al., 2003). La nanomedicina es la aplicación médica de la nanotecnología, relacionada, además, con la investigación.

Sin embargo, las mismas propiedades que ponen en valor a las UFP para el desarrollo de la nanomedicina y también para determinados procesos industriales, podrían resultar perjudiciales cuando interactúan con las células. Es, por tanto, prioritario evaluar la seguridad. La nanotoxicología es la ciencia de las nanoestructuras artificiales o de diseño que se ocupa de los efectos que estas partículas producen en los organismos vivos. La investigación nanotoxicológica no solamente suministra datos para evaluar la seguridad de las nanoestructuras artificiales, sino que también colabora en el avance de la nanomedicina aportando información acerca de las propiedades no deseables y de los medios para evitarlas (Oberdörster et al., 2005).

Tratar acerca de los efectos producidos por UFP sobre la salud no es tarea fácil a causa del auge creciente de las nanopartículas artificiales, que tienen una definición de tamaño similar a las UFP medioambientales pero que se originan durante la manufactura, uso y disposición de productos de nanomaterial integrado. Las nanopartículas artificiales tienen características físicas, químicas y biológicas totalmente distintas de las UFP emitidas por los vehículos. La exposición a las nanopartículas artificiales aumentará probablemente en el futuro dado el uso cada vez mayor de productos de nanoma-

material integrado (Kumar et al., 2012; Bystrzejewska-Piotrowska et al., 2009; Murr & Garza, 2009; Xia et al., 2009; Peralta-Videa et al., 2011; Walser et al., 2012).

A la vista de la actual utilización exhaustiva de nanopartículas, diferentes autores, como Bystrzejewska-Piotrowska et al. (2009), advierten que en un futuro próximo importantes cantidades de desechos de nueva generación serán sin duda producidas y, obviamente, se han planteado interrogantes y preocupación acerca de los potenciales efectos sobre la salud que las UFP artificiales puedan provocar (Helland et al., 2006). Los estudios disponibles indican (Nel et al., 2006; Oberdörster et al., 2005) que la toxicidad de las nanopartículas artificiales depende de factores fisicoquímicos y ambientales específicos, lo cual implica que el potencial tóxico de cada tipo de nanopartícula tiene que ser evaluado de forma individual (Helland et al., 2008). Debido a la gran variabilidad de los materiales utilizados, como son, por ejemplo, el dióxido de titanio, la plata, el carbono, el oro, el cadmio y los metales pesados (Kumar et al., 2010), no es posible generalizar acerca de los efectos toxicológicos de las nanopartículas artificiales. Además, el tamaño, la forma, las características de la superficie, la estructura interna y la composición química pueden también desempeñar un papel importante en la determinación de su toxicidad y reactividad (Maynard & Aitken, 2007; Nel et al., 2006).

1.8.12. Conclusiones

Queda abierta la pregunta de cuál es la medida que mejor representa la toxicidad de las UFP, porque tanto las propiedades genéricas (distribución de tamaño de las partículas, forma, concentración y superficie) como las propiedades más específicas (estado de aglomeración, estructura cristalina, composición química, química de superficie, carga de superficie o porosidad) pueden influir sobre la toxicidad de las UFP. Mientras que algunos estudios epidemiológicos son más partidarios de la superficie de las partículas como medida adecuada para cuantificar la exposición humana, otros apoyan la concentración de partículas. El primero se propone porque la mayor superficie con respecto a la proporción de masa de UFP, comparado con las partículas gruesas, permite una mayor área de contacto con los compuestos adsorbidos para interactuar con superficies biológicas (Maynard & Maynard, 2002). La mayor parte de los estudios toxico-

lógicos demuestra que el principal determinante del efecto producido por las UFP es su número y superficie y no su masa (Lighty et al., 2000), cuestionando la relevancia de las medidas convencionales basadas en la masa, para valorar los efectos biológicos de las UFP (Morawska et al., 2004). Por otro lado, algunos estudios ponen de relieve que la toxicidad in vitro por unidad de masa es independiente del tamaño de las partículas (Godri et al., 2011).

Una serie de revisiones han aportado evidencias acerca de los efectos nocivos de la exposición a UFP (Bakand et al., 2012; Morawska et al., 2004; Oberdörster, 2000; Ibaldo-Mulli et al., 2002). Sin embargo, en una revisión de amplio alcance sobre la evidencia epidemiológica de los efectos sobre la salud de la PM del aire contaminado (Rückerl et al., 2011), queda claro que los efectos producidos, en concreto, por las UFP, han sido poco estudiados.

Informes relativamente recientes acerca de la exposición a PM_{2,5} arrojan una pérdida promedio de unos 6 meses en la esperanza de vida de los residentes en el Reino Unido y un costo anual en salud de unos 20 mil millones de libras esterlinas. Pero la exposición a UFP no se contempla de un modo específico en estas estimaciones. Las UFP, sólo por los aspectos mecánicos de su interacción con el cuerpo humano y destacando su elevado número, gran superficie y capacidad para alcanzar el torrente sanguíneo afectando a diferentes órganos, además de los pulmones, podrían considerarse una seria amenaza para la salud. Sin embargo, la evidencia de los efectos adversos producidos, en conjunto, por la exposición a UFP es mucho más fuerte en el aspecto de peligro, es decir, de potencial para causar daño, que en el de riesgo como probabilidad de que tal daño se produzca. Un buen número de revisiones epidemiológicas muestra a una mayoría de autores coincidiendo en que los efectos adversos, hasta ahora revelados por la evidencia y afectando particularmente al sistema cardiovascular, todavía no permiten aseverar que las UFP atmosféricas constituyen un riesgo para la salud pública netamente superior al de otras fracciones de la PM. Claramente, se necesita más investigación para dejar bien establecidos los coeficientes de exposición y respuesta que puedan dar forma al desarrollo de normas reguladoras (Heal et al., 2012).

2. CORRELATO PEDIÁTRICO DE LAS UFP Y OBJETIVOS

2.1. IMPACTO DE LA MATERIA PARTICULADA

Estudios clínicos y epidemiológicos han puesto de relieve que la exposición a los contaminantes del aire (incluidas UFP) se relaciona con infecciones respiratorias agudas, cáncer de pulmón, enfermedad pulmonar obstructiva crónica y enfermedad cardiovascular. Aunque los mecanismos biológicos que subyacen en estas asociaciones todavía no han sido enteramente comprendidos, los resultados de las investigaciones toxicológicas realizadas en roedores han mostrado que UFP administradas en el pulmón producen una gran respuesta inflamatoria e inducen varios tipos de efectos celulares adversos, incluyendo citotoxicidad, mutagenicidad, daño en el ADN, estrés oxidativo y estimulación de la producción de citocinas proinflamatorias. Todas estas respuestas corporales pueden exacerbar síntomas o problemas de salud en los grupos más sensibles de la población.

Los niños son especialmente vulnerables a los tóxicos ambientales, debido principalmente a su inmadurez fisiológica y a diferencias relacionadas con la carga de exposición (Lacasaña et al., 2005; Estarlich et al., 2011). Existe evidencia suficiente de que la exposición a la contaminación del aire durante el primer año de vida se asocia con un riesgo de mortalidad infantil de mayor magnitud que el de la población adulta (Ferris et al., 2003; Weichenthal et al., 2007; Health Effects Institute, 2013). Por otra parte, cabe señalar que, si la exposición tiene lugar durante los primeros años de vida, los efectos potenciales para la salud, de producirse, se manifestarán durante un período de tiempo más largo y el daño será mayor en términos de años de vida perdidos o de discapacidad en la edad adulta (Schwartz, 2004; Lacasaña et al., 2005; WHO, 2005; Esplugues et al., 2007).

Resultados de estudios experimentales en humanos muestran que en fetos y niños, la susceptibilidad es mayor a los efectos tóxicos de contaminantes como partículas en suspensión, derivados de hidrocarburos, compuestos volátiles, humo de tabaco, compuestos clorados, nitratos y metales (Lacasaña et al., 2005; Esplugues et al., 2007; Estarlich et al., 2011). Estos tóxicos llegarían al feto por vía transplacentaria y al niño por vía respiratoria, por ingestión o por vía dérmica. En el caso de la exposición a contaminantes at-

mosféricos que ocurre por inhalación, la vulnerabilidad es mayor debido a que las vías aéreas y los alvéolos aun se están desarrollando. Además, los mecanismos inmunológicos son todavía inmaduros. Por otro lado, debe tenerse en cuenta que los niños suelen pasar más tiempo en el exterior que los adultos y que, en términos relativos, inhalan el doble de aire que los adultos (Schwartz, 2004). Existe suficiente evidencia de que la exposición a la contaminación atmosférica durante el primer año de vida se asocia con un incremento del riesgo de mortalidad infantil de magnitud mayor que el riesgo encontrado para adultos (Lacasaña et al., 2005).

Se han evaluado también los estudios que abordan otras hipótesis, como la posible relación de los contaminantes atmosféricos con el riesgo de cáncer infantil y con el desarrollo neurológico de los niños. El conjunto de la literatura científica analizada indica que no existen evidencias consistentes de la relación causal entre la contaminación originada por el tráfico que llega a la vivienda y la incidencia de cáncer infantil. No obstante, el número de estudios disponibles hasta ahora es bajo y existen limitaciones metodológicas importantes, como la dificultad para medir adecuadamente la exposición durante diferentes períodos de la vida.

En Europa, entre el 1,8% y el 6,4% de la mortalidad en niños de 0 a 4 años se debe a la contaminación del aire en un ambiente exterior (Sannolo et al., 2010; Lacasaña et al., 2005). En España, el gasto de la Administración de Salud relacionado con la exposición a partículas y gases tóxicos presentes en el aire, se estima que alcanzará en 2020 entre 12.6 y 33 millones de euros. La Administración podría ahorrar hasta 8,5 millones cada año si se implementaran las políticas ambientales adecuadas (Lacasaña et al., 2005). Asimismo, en los países occidentales, el crecimiento demográfico de las grandes ciudades, el de los vehículos de transporte en general y, en particular el de los equipados con motores diesel emisores de partículas, generan contaminantes atmosféricos urbanos con efectos adversos sobre la salud humana. Aunque la mayoría de las ciudades tienen graves problemas de tráfico, el número de vehículos y el tráfico urbano continúan aumentando, contribuyendo de esta forma a un deterioro de la calidad de vida y de la salud.

Ostro et al. (2011) determinaron los niveles de $PM_{2.5}$ en la ciudad de Barcelona. La concentración media fue de $26 \mu\text{g m}^{-3}$. La concentración media de PM_{10} fue de $42 \mu\text{g m}^{-3}$.

2.1.1. Morbilidad respiratoria

La United States Environmental Protection Agency (US EPA) ha concluido recientemente que la literatura científica actual respalda una asociación causal entre la contaminación particulada ambiental y la morbilidad respiratoria, con efectos estimados en un rango del 1% al 4% de incremento en los ingresos hospitalarios por patología respiratoria asociado en cada $10 \mu\text{g m}^{-3}$ a un incremento de la concentración de partículas finas ($PM_{2.5}$) en el mismo y previo día (National Center for Environmental Assessment, 2009).

La revisión de la literatura científica sobre el impacto de la contaminación atmosférica en diferentes aspectos de la salud de los niños demuestra que existe evidencia suficiente para inferir causalidad en la relación entre la contaminación atmosférica y un aumento en la prevalencia y la incidencia de tos y bronquitis. Existe menos evidencia para poder asegurar una relación causal entre la incidencia de asma y la contaminación del aire en general. Se ha observado, no obstante, una relación directa entre la contaminación y el número de urgencias e ingresos por asma, y una relación causal con la exacerbación de síntomas como las sibilancias y la tos (Schwartz, 2004; WHO, 2005; Spira-Cohen et al., 2011). La mayoría de estos efectos se relacionan con los contaminantes del aire derivados de las emisiones de los vehículos, como las UFP, el dióxido de nitrógeno y el ozono.

Los niños que viven en zonas con niveles elevados de contaminación del aire tienen la función pulmonar disminuida. Por otro lado, se ha visto que la mayoría de estos trastornos son reversibles ya que la recuperación de la calidad del aire respirado puede conducir a una mejor función pulmonar (United Nations Environment Programme, 2002).

Estudios realizados en niños han informado disminución de la función pulmonar más incremento de síntomas respiratorios y uso de medicación, asociado a concentraciones incrementadas de partículas contaminantes (Weinmayr et al., 2010; Sacks et al., 2011; Yeh et al., 2011). Sin embargo, sólo unos pocos estudios han examinado los efectos respiratorios de UFP (Pekkanen et al., 1997; Tiitanen et al., 1999; Penttinen et al., 2001; Ibald-Mulli et al., 2002; de Hartog et al., 2003; Belleudi et al., 2010) y menos aún los efectos producidos por UFP en la función respiratoria o los síntomas asmáticos de los niños (Pekkanen et al., 1997; Tiitanen et al., 1999; Andersen et al., 2008). Dado que la exposición a la contaminación durante la infancia a sido asociada con función pulmonar disminuida (Jedrychowski et al., 2005) y el asma tiene su inicio incluso con un nivel alto de función pulmonar (Islam et al., 2007), las intervenciones que puedan disminuir o mutar los efectos respiratorios de la contaminación durante la infancia, pueden ayudar a preservar la salud respiratoria más adelante en la vida.

Las UFP pueden tener un papel relevante en lo que concierne a los efectos respiratorios porque su mayor superficie, en comparación con las partículas finas, les permite evadir los mecanismos de eliminación respiratorios, incrementando así la carga de las especies reactivas de oxígeno y la inflamación de las vías aéreas (Chalupa et al., 2004). Por tanto, se requieren estudios adicionales de los efectos respiratorios agudos producidos por UFP , así como la evaluación de estrategias protectoras contra su impacto (Evans et al., 2014).

2.1.2. Neurotoxicidad

En lo que respecta a los mecanismos neurotóxicos clave de las UFP, existe evidencia que apunta a una estimulación microglial crónica y respuesta inmune innata alterada, e inflamación (Block & Calderón-Garcidueñas, 2009; Gauderman et al., 2007; Block et al., 2012). Las UFP pueden causar inflamación microglial por deposición cerebral o bien por inflamación sistémica originada en órganos expuestos a UFP, tales como los

pulmones (Viana et al., 2014). La estimulación microglial afecta las neuronas, y se ha demostrado que las UFP disminuyen la función glutamatérgica neuronal y alteran las sinapsis (Morgan et al., 2011). De forma similar, se ha demostrado que los metales aerotransportados pueden alterar la función de la dopamina (Curtis et al., 2010).

2.1.2.1. *Desarrollo cognitivo*

La exposición al aire contaminado por los escapes de los vehículos que circulan por las vías urbanas, durante el embarazo o la lactancia, cuando el neocórtex del cerebro se desarrolla rápidamente, se ha relacionado con retrasos cognitivos en niños. Las regiones del cerebro relacionadas con funciones ejecutivas, como la memoria de trabajo y la atención, situadas en gran parte de la corteza prefrontal, han mostrado respuestas inflamatorias tras exponerse a la contaminación del aire relacionada con el tráfico (Suglia et al., 2008; Perera et al., 2009; Guxens et al., 2012).

Un estudio reciente, publicado por investigadores de CREAL (Sunyer et al., 2015), ha demostrado, con mediciones repetidas y objetivas, que el desarrollo cognitivo se encuentra disminuido en los niños que asisten a escuelas expuestas a la contaminación del aire, por su proximidad con el tráfico de vehículos. Muchas escuelas están situadas en las proximidades de las calles más transitadas, con picos de contaminación del aire justo cuando los niños se encuentran en ellas. El objetivo de la investigación, enmarcada en el proyecto europeo Breathe, fue evaluar si la exposición a los contaminantes atmosféricos relacionados con el tráfico se asocia con el desarrollo cognitivo de los niños en las escuelas de primaria. Se sospechaba que la contaminación del aire es un neurotóxico para el desarrollo. En estudios previos con animales se había observado que la inhalación de UFP del aire procedentes del escape de motores diésel provocaba una expresión elevada de citocinas y estrés oxidativo en el cerebro, así como un comportamiento animal alterado. La asociación fue consistente para la memoria de trabajo, la memoria de trabajo superior y el déficit de atención, y fue sólida para diversos análisis de sensibilidad. La asociación fue observada cuando se consideró la exposición al aire contaminado por el trá-

fico y también cuando, en espacios exteriores e interiores, se utilizaron contaminantes específicos, como carbono elemental, dióxido de nitrógeno y UFP, claramente relacionados con el tráfico. Los autores apuntan que los cambios en el desarrollo cognitivo podrían asemejarse a los que, según se ha sugerido, se producirían en los efectos adversos de la contaminación urbana del aire sobre el desarrollo de la función pulmonar.

Estos hallazgos apoyan fuertemente el carácter neurotóxico de la contaminación del aire, y los efectos producidos ponen de relieve que la edad escolar de la enseñanza primaria constituye una ventana temporal particularmente vulnerable para el desarrollo de la función ejecutiva. Aunque no se descarta una cierta aleatoriedad, los niños aparecen más sensibles a la contaminación del aire, si bien tanto los niños como las niñas muestran una asociación adversa entre la contaminación del aire de la escuela y el desarrollo cognitivo, que puede tener consecuencias en el aprendizaje, el rendimiento escolar y la conducta.

2.2. EXPOSICIÓN EN EMPLAZAMIENTOS URBANOS

2.2.1. Nivel de emisión de las partículas ultrafinas

Es bien sabido que el principal foco emisor de UFP en emplazamientos urbanos es el escape del motor de los vehículos, principalmente los motores diésel, que conforman el tráfico rodado.

Nivel de emisión se define como la concentración atmosférica del contaminante en el punto en que es emitida, esto es, por tanto, la concentración de UFP en el escape emisor de los vehículos. Prescindiendo de otras consideraciones –como el *nivel de inmisión* que resulta de las UFP que se forman en la propia atmósfera, y/o de los efectos producidos sobre las partículas por el transporte o la transformación– la concentración de UFP que corresponde a su nivel de emisión es máxima y disminuye en relación directa con la distancia al foco emisor, de tal forma que a partir de los 200 metros la concentración de partículas ya es muy baja.

Por tanto, la concentración de UFP no es uniforme, dependiendo no sólo de la distancia a la calzada, sino también de la altura. Cabe señalar, en este sentido, que los niños, cuando son transportados en un cochecito de paseo, se encuentran a una altura cercana a la de los escapes de los vehículos. Debido a la naturaleza de muchos sistemas de escape que los vehículos incorporan, los peatones que se hallan en las proximidades de los tubos de escape pueden experimentar sucesos donde las concentraciones de la PM emitida por los escapes de los motores diésel son suficientemente elevadas para causar efectos agudos en la salud durante breves períodos de tiempo (Buzzard et al. 2009). Niños, bebés o, en general, personas respirando a niveles de altura similares a los del tubo de escape de un vehículo en marcha pueden estar expuestos a mayores concentraciones de PM que si respiran en lugares más altos, como los adultos en posición de pie (Buzzard et al. 2009).

2.2.2. Hipótesis nula e hipótesis alternativa

Dado que los niños en un cochecito se hallan más cerca del punto en que la concentración de UFP es máxima –esto es, su nivel de emisión– que los peatones adultos en posición de pie, debe confirmarse que la exposición de los niños a estas partículas es mayor que la exposición de los adultos.

Se formula la siguiente hipótesis nula (H_0):

H_0 : La exposición de los niños que van por la acera en un cochecito de paseo, a las UFP emitidas por el escape de los vehículos que circulan por la calzada, no es mayor que la exposición de los peatones adultos.

Se postula la hipótesis alternativa (H_1):

H_1 : La exposición de los niños que van por la acera en un cochecito de paseo, a las UFP emitidas por el escape de los vehículos que circulan por la calzada, es mayor que la exposición de los peatones adultos.

2.2.3. Objetivos del presente estudio

1. Determinar y comparar la exposición a UFP en dos niveles de altura:
 - a) Altura de los niños que viajan en un cochecito de paseo.
 - b) Altura media de un peatón adulto.
2. Demostrar que la exposición a UFP de los niños que son transportados en un cochecito de paseo es superior a la exposición de los peatones adultos.

3. Relacionar las concentraciones de partículas ultrafinas, medidas a ambos niveles de altura, con los factores ambientales.
4. Obtener un marcador indirecto de contaminación del aire así como del riesgo relacionado con los posibles efectos adversos producidos por la exposición a dichos contaminantes.

Obviamente, el primer objetivo consiste en refutar la hipótesis nula, lo cual no impide que la nueva hipótesis nula pueda, con posterioridad, ser remplazada por otra que nos acerque más a la realidad.

3. MÉTODOS

3.1. LOCALIZACIÓN DEL ESTUDIO

3.1.1. Área metropolitana de Barcelona

El estudio se realizó entre mayo y junio de 2009 en Barcelona. El área metropolitana de Barcelona, incluidas las áreas urbanas, tiene 5 millones de habitantes (2010), con un continuo incremento del número de vehículos, la mayoría con motor diésel (50,4% de la flota de automóviles y 71% de los vehículos vendidos el año anterior) (Ajuntament de Barcelona, 2009), siendo la sexta ciudad más poblada de la Unión Europea.

3.1.2. Ciudad de Barcelona



Figura 3-1. Este plano muestra la intensidad de vehículos que pasan directamente por la red viaria de la ciudad. Para confeccionarlo se realizan periódicamente recuentos, automáticos y manuales, del número de coches que pasan por una vía durante todo el día; este cálculo permite obtener la Intensidad Media Diaria (índice IMD), que es un indicador fundamental para la elaboración de la Red Básica. Las vías marcadas con un grosor superior muestran una intensidad de tráfico más elevada y se corresponden con las vías de jerarquía superior de la Red Básica de la ciudad (Ajuntament de Barcelona, 2009).

3. Mètodes

La ciudad de Barcelona tiene una superficie total de 102,2 Km², de los cuales 9,52 Km² están destinados a los vehículos y 14,51 Km² están destinados a los peatones. La población total es de 1.650.000 habitantes, con un 11,9 % de niños con edades entre 0 y 14 años (tabla 3-1).

En setiembre de 2009, el Ayuntamiento de Barcelona estimó, entre las ocho y las nueve horas de la noche, una media diaria de 90.000 vehículos en cada sentido en las calles principales.

	MUNICIPIIS	SUPERFÍCIE (Km ²)	HABITANTS	DENSITAT (h./Km ²)
Província de Barcelona	11	7.733	5.487.935	710
Regió metropolitana de Barcelona	164	3.241	4.992.193	1.540
Àrea metropolitana de Barcelona*	36	628	3.218.071	5.124
Barcelona	1	101	1.638.103	16.219

Font: IDESCAT

*Dades de superfície i habitants estimades

HABITANTS	2006	2007	2008	2009	%09/06	%09/08
Població censada	1.629.537	1.603.178	1.628.090	1.638.103	0,5%	0,6%

Font: dades del padró continu d'habitants al mes de juny
11,9% nens de 0-14anys / 9,3% joves de 15-24anys / 58,5% adults de 25-64 anys / 20,3% gent gran >65 anys

VEHICLES	2006	2007	2008	2009	%	% 09/06	% 09/08
Total	978.448	991.151	990.166	981.903	100,0	0,4	-0,8
Turismes	616.814	617.022	608.830	599.534	61,1	-2,8	-1,5
Motos	173.190	184.888	193.902	199.407	20,3	15,1	2,8
Ciclomotors	93.067	93.783	93.382	90.934	9,3	-2,3	-2,6
Furgonetes	42.342	42.234	38.968	36.175	3,7	-14,6	-7,2
Camions	32.108	31.257	30.131	28.520	2,9	-11,2	-5,3
Altres vehicles	20.927	21.967	24.953	27.333	2,8	30,6	9,5

Font: Departament d'Estadística de l'Aj. de Barcelona

Tabla 3-1. Demografía de Barcelona y vehículos (Ajuntament de Barcelona, 2009).

3.1.3. Densidades de vehículos turismos en la ciudad de Barcelona

En Barcelona hay aproximadamente 1.000.000 de vehículos, de los cuales 600.000 son turismos (tabla 3-2).

PARQUE DE AUTOMÓVILES DE BARCELONA						
Indicadores de densidades de los turismos - 2009						
Distritos	Habitantes (1)	Turismo	Habitantes/ turismo	Turismos/ km²	Turismos/ 1000 Hab.	Turismos/ hogar (2)
BARCELONA	1.621.537	599.534	2,7	5.868,6	369,7	0,91
1. Ciutat Vella	107.426	26.110	4,2	5.976,9	243,1	0,62
2. Eixample	266.874	102.209	2,6	13.670,9	383,0	0,90
3. Sants-Montjuïc	182.395	63.175	2,9	2.753,9	346,4	0,85
4. Les Corts	82.952	38.740	2,2	6.437,9	467,0	1,18
5. Sarrià-Sant Gervasi	143.911	72.731	2,0	3.619,5	505,4	1,31
6. Gràcia	123.383	43.171	2,9	10.314,4	349,9	0,81
7. Horta-Guinardó	171.186	63.133	2,7	5.284,4	368,8	0,91
8. Nou Barris	168.181	57.820	2,9	7.190,3	343,8	0,87
9. Sant Andreu	146.528	51.210	2,9	7.800,1	349,5	0,88
10. Sant Martí	228.701	80.409	2,9	7.640,7	351,6	0,88
No consta	-	826	-	-	-	-
(1) Población del INE 01-01-2009.						
(2) Indicador calculado en base a los hogares padronales de la lectura del Padrón Municipal de Habitantes a junio 2009.						
Departament d'Estadística. Ajuntament de Barcelona.						
Fuente: Censo de Población y Viviendas 2001. Instituto Nacional de Estadística. Institut d'Estadística de Catalunya.						
Censo de Vehículos. Departament d'Estadística. Ajuntament de Barcelona.						

Tabla 3-2. Parque de automóviles turismos en Barcelona, por distritos (Ajuntament de Barcelona).

3.1.4. Tráfico medio diario en Barcelona

La Intensidad Media Diaria (índice IMD) de vehículos (figura 3-1 y tabla 3-3), como número de vehículos en las calles principales por día, en 2009 era de más de 1 millón.

En las vías de mar a montaña, el IMD era de aproximadamente 500.000, en las vías transversales de 300.000, y en las rondas de 250.000.

3. Métodos

CIRCULACIÓN					
Volumen de tránsito en las calles con más intensidad circulatoria. 2005-2009					
Lugar de control de intensidad de tráfico	2005	2006	2007	2008	2009
VÍAS	886.456	873.156	884.397	869.630	846.799
Vías dirección Mar-Montaña (verticales)	542.621	532.523	538.871	530.45	514.571
Comte d'Urgell (París - Còrsega)	51.200	50.351	52.055	50.801	46.051
Aribau (Diputació - Consell de Cent)	20.445	20.031	20.524	20.307	20.007
Av. Sarrià (J. Tarradellas - Trav. Corts)	59.702	57.742	58.787	57.356	55.267
Balmes (Diputació - Gran Vía)	38.770	38.875	37.504	38.065	37.397
Tarragona (Aragó - Consell de Cent)	52.146	51.619	52.500	52.075	51.021
Via Laietana (Pl. Antoni Maura)	48.165	46.258	46.088	46.029	45.327
Av. Meridiana (Mallorca - València)	92.199	90.194	94.244	92.142	88.875
Marina (Almogàvers - Alf-Bei)	29.149	28.278	29.029	28.408	27.503
Ronda del Mig (Trav. Corts - Av. Madrid)	84.742	82.968	81.518	79.884	79.460
Numància (Marquès de Sentmenat)	33.325	33.443	34.565	33.755	33.537
Entença (Déu i Mata)	32.779	32.764	32.057	31.628	30.126
Vías dirección Besòs-Llobregat (horizontales)	343.835	340.633	345.526	339.178	332.228
Aragó (Pau Claris - Pg. Gràcia)	80.319	80.124	81.263	78.984	78.755
Mallorca (Bruc - Roger Llúria)	23.738	23.591	23.247	22.828	22.602
València (Rbla. Catalunya - Pg. Gràcia)	27.832	27.181	27.831	27.494	26.984
Gran Vía (Villarroel - Casanova)	57.792	56.921	58.454	57.920	56.667
Diagonal (Rbla. Catalunya - Vía Augusta)	96.894	96.221	98.782	97.034	94.265
Pg. Colom	57.259	56.595	55.949	54.917	52.955
RONDAS					
Ronda de Dalt (Anella Collserola)	164.374	166.192	167.559	166.611	165.319
Ronda Litoral (Vila Olímpica)	108.421	109.399	108.968	108.456	106.481
Nota: los datos se refieren a la media diaria de vehículos en día laborable.					
Departament d'Estadística. Ajuntament de Barcelona.					

Tabla 3-3. Intensidad Media Diaria de vehículos en la ciudad de Barcelona, por vías urbanas con dirección mar-montaña, vías urbanas con dirección Besòs-Llobregat, y rondas (Ajuntament de Barcelona).

3.2. RECOGIDA DE DATOS

De igual forma que se procedió en el trabajo de campo realizado en estudios anteriores (Buzzard et al., 2009; Kaur et al., 2005; Kaur & Nieuwenhuijsen 2009), el número de UFP se midió utilizando dos contadores de partículas por condensación.

Los datos experimentales se registraron a dos niveles de altura, 0,55 m y 1,70 m, simulando el de un cochecito de paseo para niños y el de un adulto en posición de pie. Un dispositivo estaba en un cochecito real y el otro se fijó a la altura de la boca de un adulto. Ambos registros se efectuaron de forma simultánea para evitar la variabilidad debida a cambios en los factores ambientales, esto es, la intensidad del tráfico y el tiempo atmosférico.

La doble medida de la exposición a UFP se realizó mediante dos Contadores de Partículas Ultrafinas P-Trak[®] (Modelo 8525, TSI Inc.) que se dispusieron, tanto en el cochecito como en el peatón adulto, simulando la orientación de las fosas nasales, es decir, paralela a la acera, y se mantuvieron, durante la marcha, en una posición definida con respecto a la acera, aproximadamente a 1 m de la calzada.

3.2.1. Contador P-Trak[®]

El dispositivo P-Trak[®] móvil detecta partículas cuyo tamaño se encuentra en los órdenes de magnitud nanométricos, concretamente en un rango comprendido entre 0,02 μm y 0,1 μm , es decir, entre 20 nm y 100 nm.

3.2.1.1. Conteo de UFP

El contador P-Trak[®] mezcla el aire ambiente muestreado (que contiene las partículas) con alcohol isopropílico; el alcohol se condensa y forma gotitas que pueden ser fácilmente contadas por un fotodetector a medida que pasan a través de un haz de láser.

3.2.1.2. Falsos conteos de UFP

El alcohol isopropílico se halla almacenado en estado líquido, absorbido en una mecha porosa dentro del dispositivo. Bajo las mejores condiciones operativas, el alcohol permanece absorbido en la mecha. Sin embargo, si el instrumento permanece inclinado durante algunos segundos, el alcohol se filtrará lentamente fuera de la mecha. Este alcohol líquido puede ser arrastrado a la cámara óptica, causando falsos conteos de partículas, con la posibilidad añadida de inundar las ópticas. Esto no dañará el instrumento de una forma permanente, pero puede quedar temporalmente fuera de servicio.



Figura 3-2. Contador de partículas P-Trak®

3.2.1.3. Modos operacionales

El contador de partículas P-Trak® tiene tres modos principales de operación, Estudio, Muestra y Datos del Registro.

- Modo de Estudio:

Se usa para visualizar en tiempo real las lecturas de concentración de partículas, expresadas en partículas por centímetro cúbico (pt cm⁻³). El instrumento actualiza la concentración visualizada una vez por segundo. Este es el modo de operación

más común y se usa para investigar fuentes de UFP. Por defecto, el contador de partículas se encuentra en modo de estudio.



Figura 3-3. Monitor y teclado. El P-Trak® se manipula con un simple teclado de tan sólo 5 teclas: Arriba, Abajo, Derecha, Izquierda y Entrar.

- Modo de Muestra:

El modo de muestra se usa para hacer una lectura del promedio de las concentraciones de partículas registradas en 10 segundos. Estos datos pueden ser almacenados en memoria y anotados.

- Modo Datos del Registro:

El modo de datos del registro se usa para registrar lecturas de concentración de partículas durante un período de tiempo, y almacenar estas lecturas en la memoria del instrumento. Los archivos de datos pueden ser descargados a un ordenador para posteriores análisis utilizando el software TrakPro.

3.2.1.4. *Chequeo cero diario*

Antes de empezar a muestrear con el contador de partículas P-Trak, es importante verificar que el instrumento está operando normalmente con el llamado chequeo cero diario (Daily Zero Check) que debería realizarse al menos una vez al día. Se trata de llevar al nivel cero el valor de la concentración de partículas que aparece en el monitor del contador P-Trak.

3.2.1.5. *Registros promediados*

Los instrumentos registraban conteos de UFP cada segundo y, al término de la recogida de datos, los valores almacenados eran descargados del contador P-Trak® con el software suministrado. Los resultados analíticos se obtuvieron recalculando los datos como el promedio de los conteos de UFP durante el período de 1 minuto (figura 3-4).

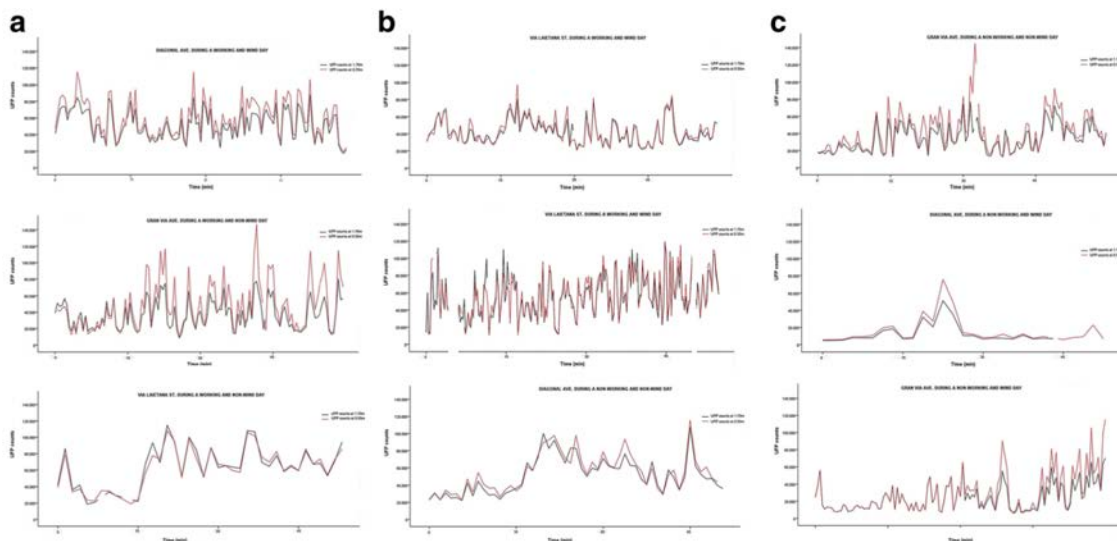


Figura 3-4. Valores de UFP detectados por ambos monitores P-Trak® durante un período de 1 hora de registro. Datos obtenidos en Av. Diagonal, Via Laietana y Gran Via de les Corts Catalanes. Los instrumentos tomaron registros cada segundo. Recalculados los datos, se muestran los resultados analíticos como promedio de los conteos de UFP durante el período de 1 minuto (concentración de UFP expresada en pt cm^{-3}).

medio del número de vehículos en Via Laietana es de 45.000; en Av. Diagonal de 95.000; y en Gran Vía de les Corts Catalanes de 35.000. Los tramos elegidos en las tres calles incluyen zonas que se encuentran entre los de mayor intensidad circulatoria de Barcelona (tabla 3-4).

VOLUMEN DE TRÁNSITO EN LAS ZONAS CON MAYOR INTENSIDAD CIRCULATORIA					
Lugar de control de intensidad de tráfico	2005	2006	2007	2008	2009
Balmes (Diputació - Gran Vía)	38.770	38.875	37.504	38.065	37.397
Tarragona (Aragó - Consell de Cent)	52.146	51.619	52.500	52.075	51.021
Via Laietana (Pl. Antoni Maura)	48.165	46.258	46.088	46.029	45.327
Marina (Almogàvers - Alf-Bei)	29.149	28.278	29.029	28.408	27.503
Aragó (Pau Claris - Pg. Gràcia)	80.319	80.124	81.263	78.984	78.755
Gran Vía (Villarroel - Casanova)	57.792	56.921	58.454	57.920	56.667
Diagonal (Rbla. Catalunya - Via Augusta)	96.894	96.221	98.782	97.034	94.265

Tabla 3-4. Emplazamientos con la mayor intensidad circulatoria (Ajuntament de Barcelona).

Cada sesión de muestreo se llevó a cabo andando 5 km en cada una de las calles estudiadas. Durante el muestreo la posición del peatón en la acera con respecto a la calzada fue considerada de gran importancia ya que la concentración de UFP disminuye exponencialmente con el aumento de la distancia hasta la fuente de emisión, en este caso representada por los tubos de escape de los vehículos (Buzzard et al. 2009).

Las vías urbanas en que se midió la exposición peatonal son calles principales de Barcelona que fueron elegidas por su elevada congestión de tráfico, porque incluyen calzadas de uno y de varios carriles, y porque están diseñadas para el uso tanto de los vehículos a motor como de los peatones. La anchura en cada calle es diferente y este es un factor a tener en cuenta al analizar los resultados. De las tres calles estudiadas, las más amplias



Figura 3-7. Recorrido a pie por Avinguda Diagonal

3.3.1. Meteorología y contaminantes

Se registraron de forma simultánea los datos acerca de las condiciones del tráfico, de la temperatura, del tiempo atmosférico, de la humedad relativa, de la fuerza del viento, de la dirección del viento, de las precipitaciones y de la presión atmosférica al nivel del mar.

De acuerdo con los datos recogidos, la temperatura media fue de 23 °C y no se produjo ninguna precipitación (0,0 litros m⁻² en 12 h). El tiempo atmosférico se estableció en base a la densidad de nubes. La fuerza del viento se clasificó según la escala de Beaufort, considerando los números de Beaufort 0, 1, 2 y 3 como viento ligero (hasta 20 km/h), y el número 4 como viento fuerte.

Los datos sobre el promedio de contaminantes por hora (CO, NO, NO₂, O₃, SO₂, PM₁₀) se obtuvieron de la estación urbana de monitorización de la calidad del aire de Eixample (Barcelona) y que se consideran representativos de la exposición de la población en el área urbana circundante, lugar en el cual se halla incluida el área estudiada.

3.4. ANÁLISIS DE DATOS

3.4.1. Variables principales

El análisis estadístico se realizó considerando la concentración de UFP que es la variable de respuesta (variable dependiente), y los dos niveles de altura, el de los niños y el de los adultos, que son variables manipuladas de exposición (variables independientes), con el propósito de evaluar las diferencias existentes en cuanto a concentración de UFP (variable de respuesta) entre uno y otro niveles de exposición, esto es, entre 1,70 m y 0,55 m (variables manipuladas de exposición).

La prueba estadística aplicada para evaluar el objetivo principal es la prueba *t* de Student para la comparación de dos medias para muestras independientes y un análisis de correlación lineal.

Las concentraciones de UFP en muestras apareadas se compararon en las mismas vías urbanas, en dos diferentes tipos de días: laborables y festivos.

3.4.2. Otras variables incluidas en el estudio

Se incluyeron también en el análisis otras variables que pueden tener un impacto en el resultado, como son la anchura de la calle y la densidad del tráfico rodado, mediante el análisis de varianza con múltiples factores o modelos de regresión múltiple.

3.4.3. Software empleado y significación estadística

Todos los análisis estadísticos se realizaron con SPSS para Windows, versión 19 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA), y la significación estadística se fijó en $p < 0,05$.

4. RESULTADOS

Tabla 4-1. Concentraciones de UFP en las diferentes calles y condiciones.

Altura	Media (pt cm ⁻³)	Via Laietana (pt cm ⁻³)	Diagonal (pt cm ⁻³)	Gran Via (pt cm ⁻³)	Dias laborables (pt cm ⁻³)	Dias festivos (pt cm ⁻³)	Dias con viento (pt cm ⁻³)	Dias sin viento (pt cm ⁻³)
0,55 m	48,198 ± 25,296*	59,001 ± 23,571*	43,541 ± 27,088*	38,525 ± 27,717*	54,039 ± 24,062*	37,183 ± 23,880*	44,983 ± 25,096*	51,618 ± 25,081*
1,70 m	43,151 ± 22,517	57,619 ± 24,410	39,980 ± 25,710	30,518 ± 17,759	49,291 ± 21,645	31,571 ± 19,376	42,190 ± 24,183	44,173 ± 20,574

*p<0,0001

4.1. REGISTROS DE PARTÍCULAS ULTRAFINAS

4.1.1. Conteos realizados

Se obtuvieron en total 107.627 conteos de UFP, registrados de forma apareada por ambos dispositivos: el monitor colocado a 0,55 m (altura bebé) registró 53.149 conteos y el monitor colocado a 1,70 m (altura adulta) registró 54.478 conteos. Algunos registros fueron descartados debido a errores producidos por la inclinación del dispositivo contador, siendo finalmente analizados 52.008 pares de datos (tabla 4-1).

4.1.2. Concentraciones de UFP a 1,70 m vs 0,55 m

Se detectaron variaciones significativas en las concentraciones de UFP cuando la monitorización se realizaba a uno u otro nivel de altura.

La concentración media de UFP obtenida en los registros realizados a 0,55 m de altura fue de

$$48.198 \pm 25.296 \text{ pt cm}^{-3}$$

Por otra parte la concentración media de UFP en correspondencia a la altura de 1,70 m fue significativamente menor con un valor de

$$43.151 \pm 22.517 \text{ pt cm}^{-3}$$

(p < 0,0001 vs altura bebé)

4. Resultados

4.1.3. Registros gráficos obtenidos en Via Laietana



Figura 4-1. Conteos de UFP registrados en Via Laietana durante un día laborable sin viento.



Figura 4-2. Conteos de UFP registrados en Via Laietana durante un día laborable con viento.

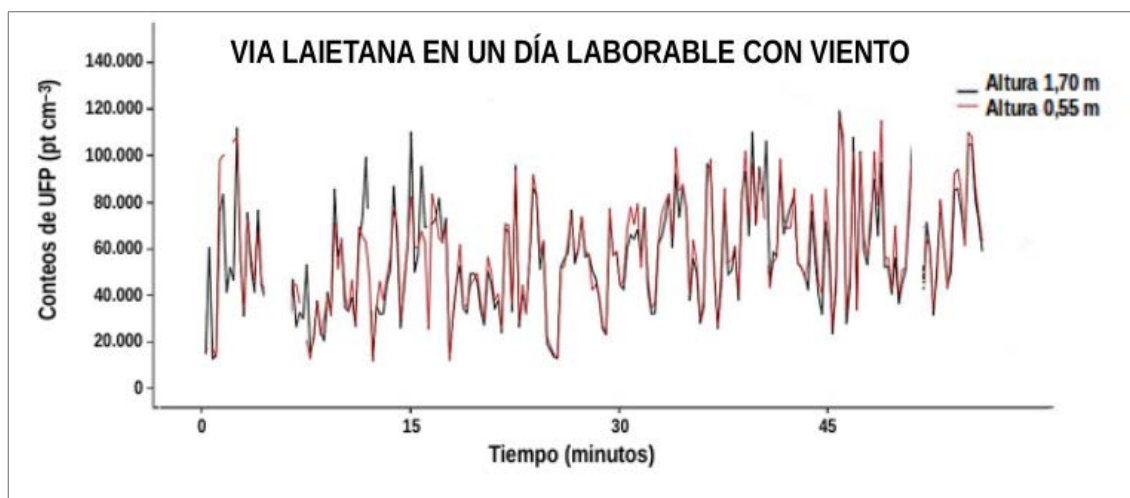


Figura 4-3. Conteos de UFP registrados en Via Laietana durante un día laborable con viento.

4.1.4. Registros gráficos obtenidos en Avinguda Diagonal

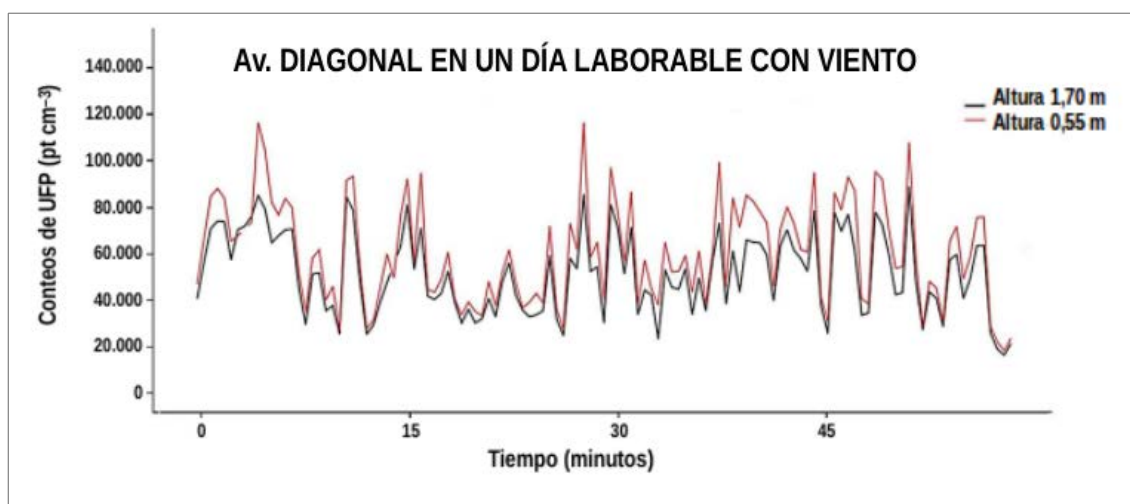


Figura 4-4. Conteos de UFP registrados en Av. Diagonal durante un día laborable con viento.

4. Resultados



Figura 4-5. Conteos de UFP registrados en Av. Diagonal durante un día festivo sin viento.



Figura 4-6. Conteos de UFP registrados en Av. Diagonal durante un día festivo con viento.

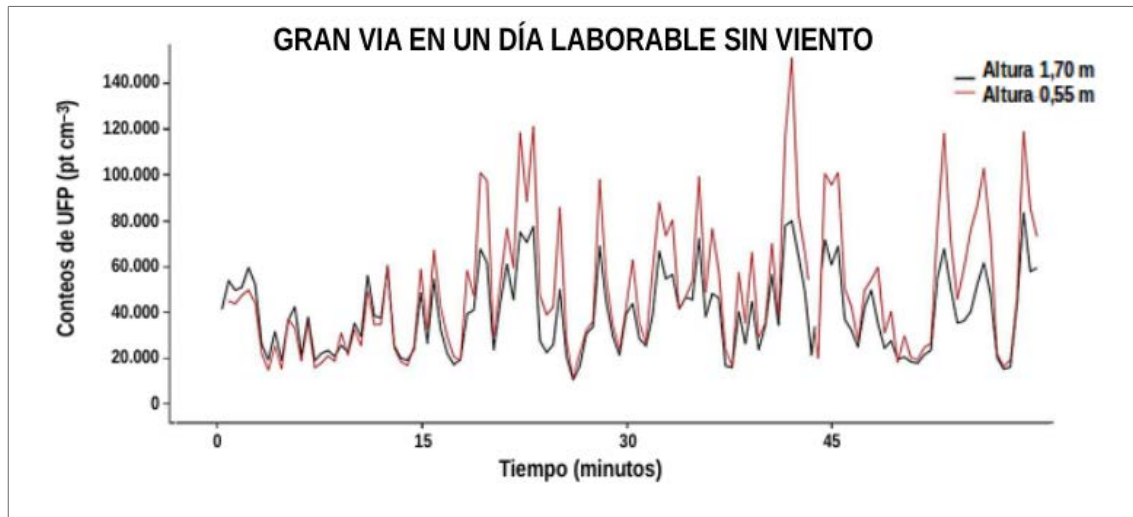
4.1.5. Registros gráficos obtenidos en Gran Via de les Corts Catalanes

Figura 4-7. Conteos de UFP registrados en Gran Via de les Corts Catalanes durante un día laborable sin viento.



Figura 4-8. Conteos de UFP registrados en Gran Via de les Corts Catalanes durante un día festivo sin viento.



Figura 4-9. Conteos de UFP registrados en Gran Via de les Corts Catalanes durante un día festivo con viento.

* * * * *

Las concentraciones de UFP se monitorizaron a 0,55 m y 1,70 m durante períodos de 1 hora, siendo un 10% más elevado el valor medio de las registradas por el monitor del contador P-Trak[®] situado a 0,55 m de altura (figuras 4-1 a 4-9).

Los dos dispositivos se habían calibrado previamente en sincronía el uno con el otro, siguiendo minuciosamente las recomendaciones del fabricante y todas las directrices proporcionadas para garantizar una calidad controlada en la recogida de datos. Los monitores se recalibraban (a cero) diariamente.

4.2. ASOCIACIÓN LINEAL ENTRE VALORES DE UFP

4.2.1. Correlación positiva entre valores de UFP a 0,55 m y a 1,70 m

Se realizó un análisis de correlación lineal con el propósito de comparar las concentraciones tiempo-apareadas de UFP medidas por el contador P-Trak® (figura 4-10).

Coeficiente de correlación de Spearman:

$$r = 0,936 (p < 0,0001)$$

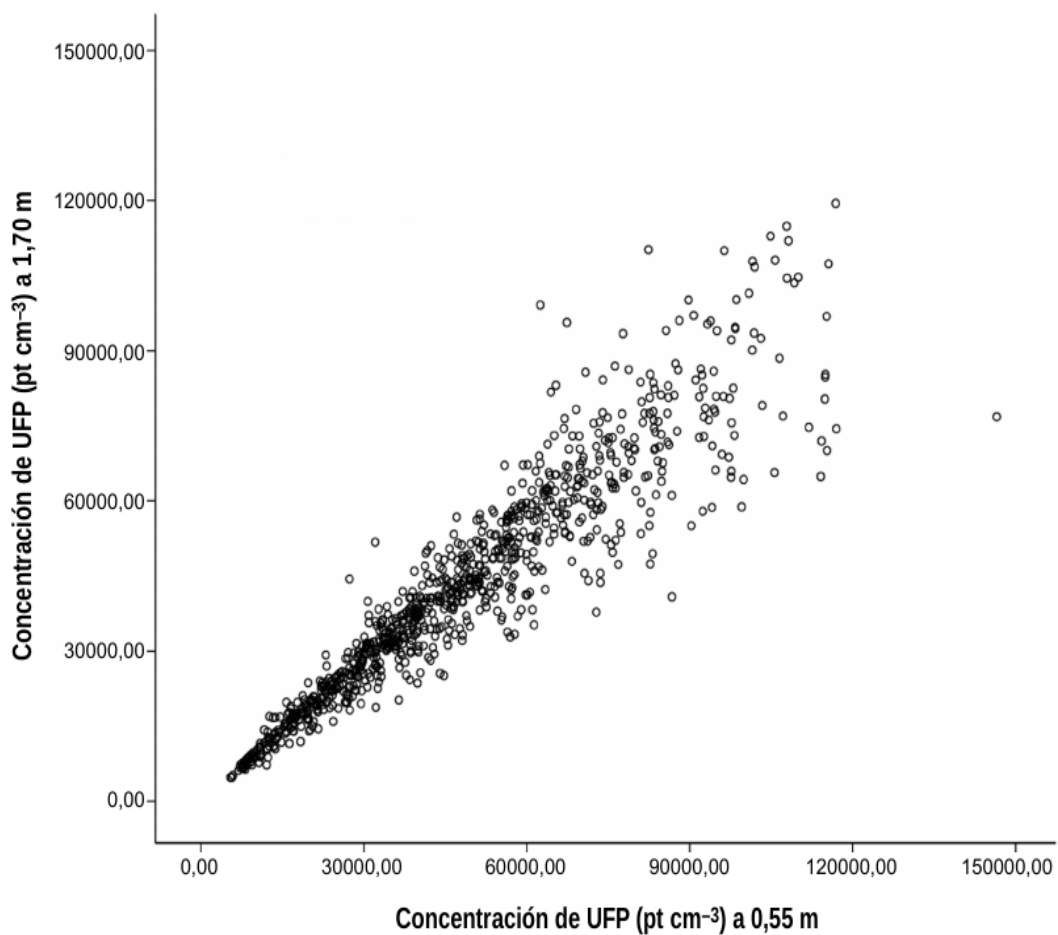


Figura 4-10. Correlación directa o positiva entre las concentraciones de UFP (pt cm⁻³) obtenidas a 1,70 m y a 0,55 m. Coeficiente de correlación de Spearman: $r = 0,936 (p < 0,0001)$.

4.3. ANÁLISIS DIFERENCIAL: POR CALLES ESTUDIADAS

Teniendo en cuenta las limitaciones de este estudio, se ha querido identificar cualquier variable relacionada con el tráfico o con el factor ambiental, y las mediciones de UFP se han analizado tomando en consideración la anchura de la vía urbana, los días de la semana y/o la velocidad del aire.

En primer lugar, con el fin de identificar si el tipo de calle podría explicar cualquier diferencia en los niveles de exposición a UFP, se compararon las concentraciones de UFP obtenidas en las tres calles estudiadas (figura 4-11).

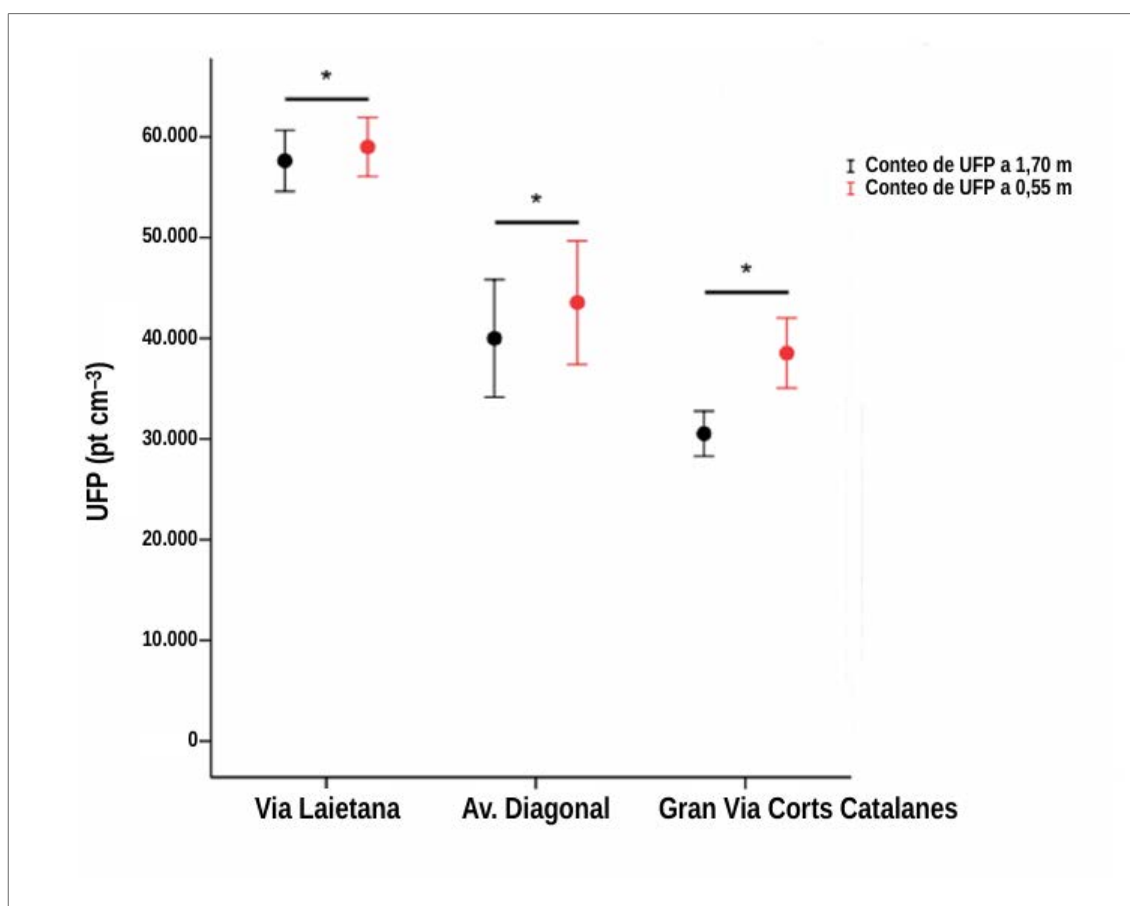


Figura 4-11. Diferencias entre valores de UFP obtenidos a 1,70 m y 0,55 m en diferentes calles de Barcelona. * $p < 0,0001$

En las tres calles estudiadas, fueron más altos los valores de UFP a 0,55 m de altura.

4.3.1. Concentraciones de UFP en Via Laietana

Las concentraciones más elevadas de UFP a la altura de 0,55 m y a la de 1,70 m se registraron en Via Laietana. Esta calle es la más estrecha de las tres estudiadas, y la segunda en intensidad de tráfico.

$59.001 \pm 23.571 \text{ pt cm}^{-3}$ a 0,55 m

$57.619 \pm 24.410 \text{ pt cm}^{-3}$ a 1,70 m

4.3.2. Concentraciones de UFP en Avinguda Diagonal

Las segundas mayores concentraciones de UFP se registraron en Av. Diagonal.

$43.541 \pm 27.088 \text{ pt cm}^{-3}$ a 0,55 m

$39.980 \pm 25.710 \text{ pt cm}^{-3}$ a 1,70 m

4.3.3. Concentraciones de UFP en Gran Via de les Corts Catalanes

Las concentraciones más bajas de UFP se registraron en Gran Via de les Corts Catalanes. También en esta calle se registraron las mayores diferencias entre las concentraciones de UFP a 0,55 m y a 1,70 m.

$38.525 \pm 27.717 \text{ pt cm}^{-3}$ a 0,55 m

$30.518 \pm 17.759 \text{ pt cm}^{-3}$ a 1,70 m

4.4. ANÁLISIS DIFERENCIAL: DÍAS LABORABLES Y FESTIVOS

En segundo lugar, con el fin de identificar el efecto de la intensidad del tráfico relacionado con los días de vacaciones, se midieron los valores de UFP a ambos niveles de altura (0,55 m frente a 1,70 m) durante días laborables y durante días festivos (figura 4-12).

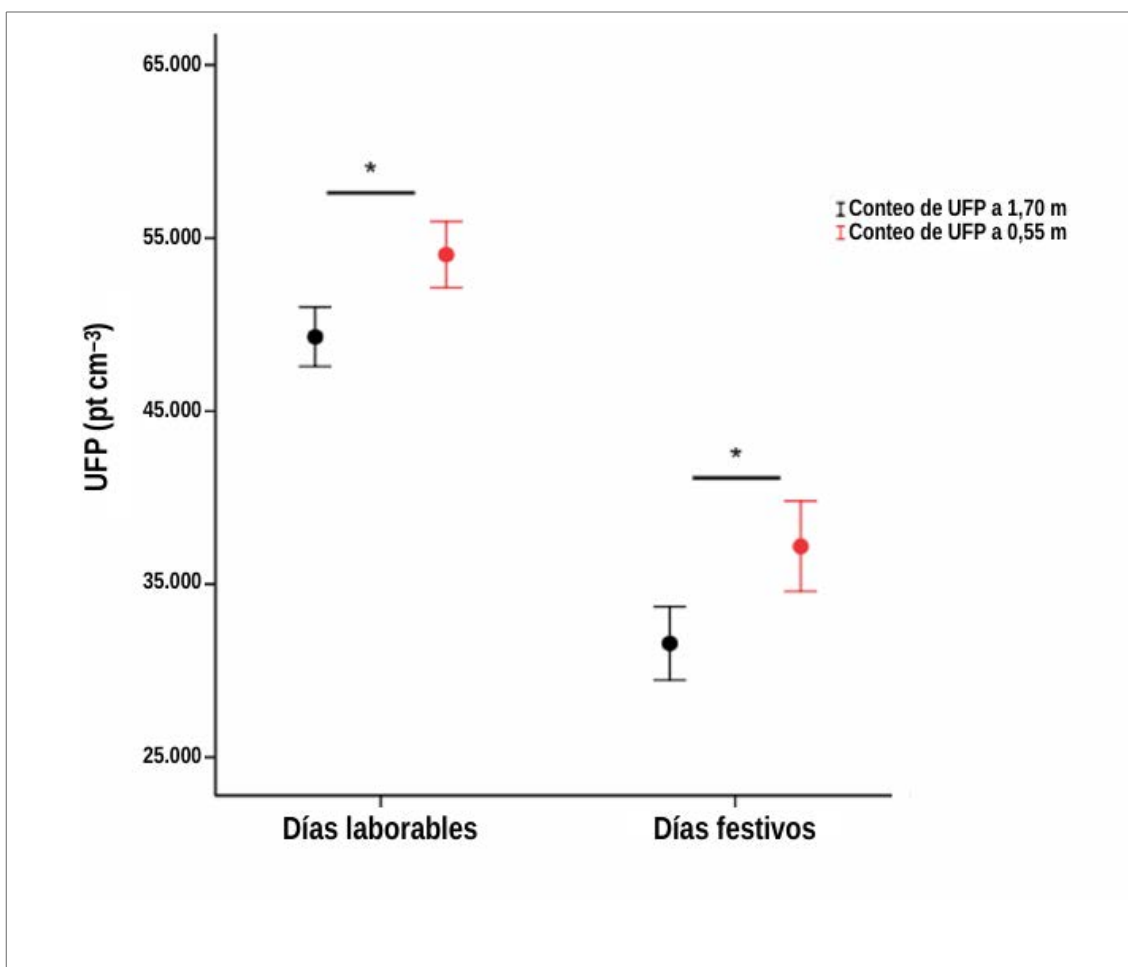


Figura 4-12. Diferencias entre valores de UFP obtenidos a 1,70 m y 0,55 m en días laborables y en días festivos. * $p < 0,0001$

4.4.1. Diferencias registradas entre días laborables y días festivos

Las concentraciones de UFP medidas durante días laborables, en los dos niveles de altura, mostraron valores medios más elevados en comparación con las registradas en días festivos ($p < 0,0001$).

4.4.2. Diferencias registradas entre uno y otro niveles de altura

Las concentraciones de UFP a 0,55 m de altura fueron mayores que las detectadas a 1,70 m de altura durante los días laborables.

$$\begin{aligned} &54.039 \pm 24.062 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 0,55 \text{ m} \\ &49.291 \pm 21.645 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 1,70 \text{ m} \\ &(p < 0,0001) \end{aligned}$$

Se observaron diferencias similares entre los valores de UFP registrados a 0,55 m y los obtenidos a 1,70 m durante los días festivos.

$$\begin{aligned} &37.183 \pm 23.880 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 0,55 \text{ m} \\ &31.571 \pm 19.376 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 1,70 \text{ m} \\ &(p < 0,0001) \end{aligned}$$

4.5. ANÁLISIS DIFERENCIAL: DÍAS SIN VIENTO Y CON VIENTO

Por último, se analizó el efecto producido por el viento (velocidad del viento > 20 km/h) en las mediciones de UFP (figura 4-13).

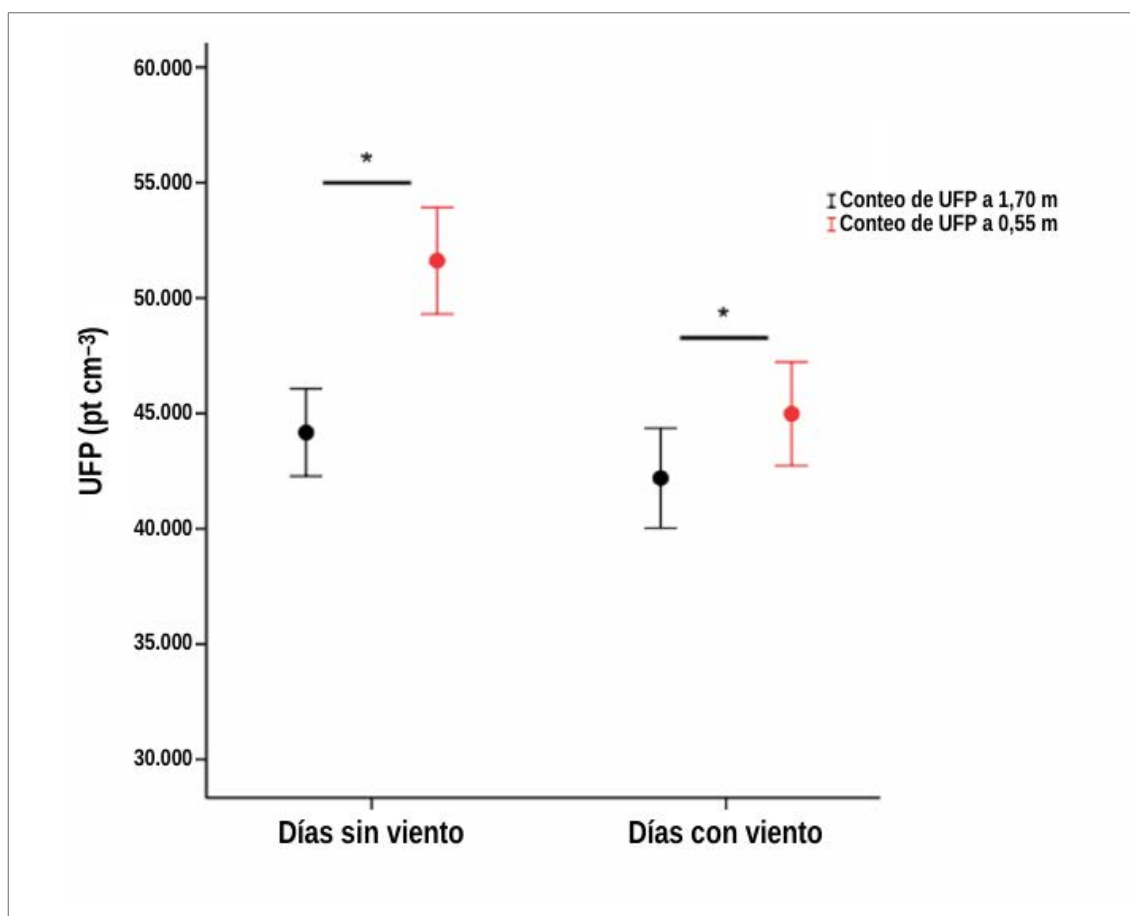


Figura 4-13. Diferencias entre valores de UFP obtenidos a 1,70 m y 0,55 m en días sin viento y con viento. * $p < 0,0001$

4.5.1. Diferencias registradas entre días sin viento y días con viento

Las concentraciones de UFP a ambos niveles de altura fueron significativamente mayores en los días sin viento ($p < 0,0001$).

4.5.2. Diferencias registradas entre ambos niveles de altura

Durante los días de viento, los valores de UFP obtenidos a 0,55 m fueron significativamente mayores que los obtenidos a 1,70 m.

$$\begin{aligned} &44.983 \pm 25.096 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 0,55 \text{ m} \\ &42.190 \pm 24.183 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 1,70 \text{ m} \\ &(p < 0,0001) \end{aligned}$$

Esta diferencia se incrementó notablemente durante los días sin viento, siendo las concentraciones de UFP registrados a 0,55 m significativamente más elevadas que las obtenidas a 1,70 m.

$$\begin{aligned} &51.618 \pm 25.081 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 0,55 \text{ m} \\ &44.173 \pm 20.574 \text{ pt cm}^{-3} \text{ a } 1,70 \text{ m} \\ &(p < 0,0001) \end{aligned}$$

4.6. CORRELACIÓN DE UFP CON HUMEDAD Y PRESIÓN ATMOSFÉRICA

A ambos niveles de altura, se observó una correlación negativa o inversa de los valores de UFP con la humedad relativa y una correlación positiva o directa con la presión atmosférica .

4.6.1. Correlación negativa con la humedad relativa

Coeficiente de correlación lineal de Spearman:

$r = -0,787$ ($p < 0,004$) para los registros a 0,55 m

$r = -0,453$ ($p < 0,068$) para los registros a 1,70 m

Hamed et al. (2011) apuntan que las concentraciones máximas de ácido sulfúrico de fase gaseosa se producen sólo con una humedad relativa inferior al 60%. Simulaciones basadas en modelos dinámicos de aerosol, apoyan este hallazgo y muestran que la radiación solar disminuida, a causa de una humedad relativa elevada, limita los niveles de ácido sulfúrico en el aire, de tal forma que las tasas elevadas de nuevas partículas rara vez se producen con una humedad relativa superior al 80%.

4.6.2. Correlación positiva con la presión atmosférica

Coeficiente de correlación lineal de Spearman:

$r = 0.637$ ($p < 0,035$) para los registros a 0,55 m

$r = 0,495$ ($p < 0,043$) para los registros a 1,70 m

* * * * *

No se encontraron diferencias significativas en el conteo de UFP cuando se consideraron otras variables, como la dirección del viento, la temperatura, la visibilidad, la lluvia y la densidad de las nubes.

4.7. CORRELACIÓN DE UFP CON OTROS PARÁMETROS

Se realizó un análisis de correlación lineal entre la concentración de UFP (promedio por hora) medida por P-Trak® y los niveles de CO, NO, NO₂, O₃, SO₂ y PM₁₀ (promedio por hora) publicados por la estación urbana de monitorización de la calidad del aire de Eixample.

4.7.1. Correlación lineal positiva de UFP con NO y CO

Coeficiente de correlación de Pearson:

$$r = 0.866 \text{ con NO}$$

$$r = 0.866 \text{ con CO}$$

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

5.1. DISCUSIÓN

Los estudios publicados en los últimos años han proporcionado un mejor conocimiento acerca de las UFP, pero muchas preguntas relevantes están todavía sin respuesta. Se han observado, en general, niveles ambientales de UFP más elevados en las áreas urbanas del sur de Europa (Esplugues et al., 2007; Rodríguez & Cuevas, 2007), con valores medios en Roma y Barcelona cuatro veces superiores a los recogidos en Augsburg, Helsinki y Estocolmo. Algunas diferencias pueden ser atribuidas a la disimilitud en la densidad del tráfico, al diseño urbano y a las condiciones meteorológicas. Existen estudios anteriores sobre flujo de aire y sobre concentración de la contaminación del aire en escenarios urbanos (Kamenetsky & Vieru, 1995; Boies et al., 2009). Sin embargo, los estudios sobre UFP en entornos urbanos de España son escasos y únicamente tenemos datos de Barcelona (Rodríguez & Cuevas, 2007), de Madrid (Gómez-Moreno et al., 2011), y de Santa Cruz de Tenerife (Rodríguez et al., 2007; Rodríguez et al., 2008).

La mayoría de los datos relativos a PM en las áreas urbanas se basan en partículas de diámetro superior a 10 nm. En las ciudades europeas, la concentración media de estas partículas se encuentra en el rango de 15.000 a 30.000 pt cm⁻³ (Putaud et al., 2010; Cattaneo et al., 2009; Rodríguez et al., 2007; Van Dingenen et al., 2004; Puustinen et al., 2007; Ruuskanen et al., 2001). El propósito de este estudio ha sido medir la exposición de los niños a UFP como un marcador indirecto de la contaminación del aire y del riesgo en cuanto a efectos adversos producidos en la salud.

La fuerza principal del diseño del estudio radica en que el modelo experimental utilizado evita sesgos importantes como son las condiciones meteorológicas. Mientras que los estudios anteriores sobre UFP en entornos urbanos utilizan diseños de medición similares (Cattaneo et al., 2009; Buzzard et al., 2009; Kaur et al., 2005; Kaur & Nieuwenhuijsen, 2009), el punto diferencial y nuevo ha sido la recogida de datos apareados en adultos y niños.

El objetivo de este diseño no fue medir la concentración exacta UFP en la nariz o la boca de un peatón, que tiene también un flujo de entrada debido a la respiración, sino la comparación de los dos niveles de altura. Los resultados del estudio muestran que la exposición a UFP al nivel de altura simulado de un niño en la calle fue significativamente mayor que al nivel de altura de un adulto. El tráfico es la principal fuente de UFP al aire libre en las áreas urbanas y los niños transportados en un cochecito de paseo están respirando directamente frente al escape de los vehículos. Estos resultados son similares a otros estudios con diseños diferentes, en los que la exposición del peatón a contaminantes y concentraciones de UFP tuvo lugar en una posición más cercana a la calzada (Cattaneo et al., 2009; Buzzard et al., 2009; Kaur et al., 2005; Kaur & Nieuwenhuijsen, 2009; Burtscher & Schuepp, 2012; Heinrich & Slama, 2007). Las diferencias observadas en el presente estudio están de acuerdo con otro informe que encontró diferencias significativas en partículas con tamaños de 2 μm , 5 μm y 10 μm , y en el que los conteos disminuyeron en relación directa con el aumento del nivel de altura desde el suelo (Akbar-Khandazeh et al., 2012). El dispositivo móvil P-Trak[®] es capaz de medir las partículas en un rango de tamaño comprendido entre 0,02 μm y 1 μm . Las partículas con diámetros inferiores a 20 nm no pueden ser detectadas utilizando este instrumento; su significación es desconocida y se necesitan más estudios a diferentes niveles de altura para responder a esta pregunta.

El riesgo relacionado con los posibles efectos adversos producidos en la salud se incrementa con la exposición, y no existen datos publicados acerca de una concentración mínima de UFP exenta de efectos adversos predecibles. La exposición al ambiente de UFP se asocia con disminución de la función pulmonar (Akbar-Khandazeh et al., 2012; Penttinen et al., 2001) y con un aumento en el número de ingresos hospitalarios por asma pediátrico (Penttinen et al., 2001; Peters et al., 1997; Andersen et al., 2008). Por lo tanto, no es posible hacer, por el momento, ninguna recomendación sobre concentraciones aceptables de UFP ambientales (Organización Mundial de la Salud 2006).

Además de la conclusión principal del estudio, se describen algunos hallazgos secundarios interesantes. Calles más estrechas, especialmente aquellas que tienen un tráfico intenso, mostraron valores más elevados de UFP (Cattaneo et al., 2009; Kaur et al., 2005; Kaur & Nieuwenhuijsen, 2009) y mayores diferencias entre "cochecito de paseo" y niveles de altura "adultos".

En anteriores estudios, se ha encontrado que el tráfico intenso se correlaciona mejor con las UFP que con la PM_{10} , la $PM_{2.5}$ o PM_1 (Rodríguez et al., 2008; Harrison & Jones, 2005).

En el presente estudio, también se encontraron concentraciones de UFP significativamente más elevadas en días laborables que en días festivos. Estos hallazgos están relacionados probablemente con el hecho de que durante los días laborables el tráfico de vehículos en las calles es más intenso, factor que contribuye de forma principal a las elevadas concentraciones de UFP en las áreas urbanas (Gidhagen et al., 2005).

Es bien sabido que la concentración de UFP depende de varios parámetros meteorológicos, sin embargo sólo se encontraron asociaciones estadísticamente significativas con el viento, la humedad baja y la presión atmosférica elevada, pero no con la temperatura, la lluvia o la densidad de nubes (Kaur & Nieuwenhuijsen, 2009). La velocidad y dirección del viento tienen un papel importante en la concentración UFP debido a su influencia en la dispersión y depósito.

Como marcadores indirectos de proximidad a la calzada en las calles principales, se encontró una correlación positiva entre las concentraciones de dos contaminantes (NO y CO) y la concentración de UFP (Rodríguez et al., 2007).

5.1.1. Limitaciones

Los datos experimentales se recogieron simultáneamente (para evitar la variabilidad debida a cambios producidos en los factores ambientales, es decir, la intensidad del tráfico o el tiempo atmosférico) a dos niveles de altura (0,55 m y 1,70 m) simulando el de un cochecito de paseo para bebés y el de un adulto, respectivamente, pero las muestras proceden de tres vías urbanas con elevada intensidad de tráfico que se encuentran en el centro de la ciudad de Barcelona, seleccionadas al azar y, por este motivo, no sabemos si los resultados se pueden extrapolar a otras áreas urbanas.

Podría planificarse un estudio complementario con determinaciones seriadas y estacionales de UFP durante todo un año.

Será interesante estudiar otros contaminantes y la forma en que los parámetros estacionales y meteorológicos pueden afectar los valores obtenidos.

Sin embargo, la concentración de UFP ha demostrado ser un excelente marcador indirecto del grado de contaminación del aire atmosférico y del riesgo relacionado con la producción de efectos adversos en la salud de los niños y adultos que respiran aire contaminado.

5.2. CONCLUSIONES

La concentración de UFP ha demostrado ser un excelente marcador indirecto del grado de contaminación del aire atmosférico y del riesgo en cuanto a efectos adversos producidos en la salud de los niños y adultos que respiran aire contaminado.

Este estudio ha revelado que, en las áreas urbanas, los niños que son transportados en un cochecito de paseo y que, por ello, respiran a una altura cercana a la del tubo de escape de los vehículos, están expuestos a mayores concentraciones de UFP que respirando al nivel de altura de un adulto en posición de pie.

Dado que los niños son más vulnerables y que las UFP ejercen un mayor impacto sobre su salud, deben tomarse medidas para proteger a esta población cuando es transportada en la calle.

Los resultados de este estudio ponen de manifiesto la necesidad de que nuevos estudios se implementen para evaluar la influencia de los factores ambientales sobre las diferencias observadas en las concentraciones de UFP.

5.2.1. Perspectivas

No cabe ninguna duda de que medidas tales como limitar la intensidad del tráfico de vehículos, disminuir la altura de los tubos de escape, aumentar la altura de los cochecitos de paseo, o diseñar un mayor número de zonas peatonales en las áreas urbanas, contribuirían en un cierto grado a disminuir la exposición a contaminantes atmosféricos. Sin embargo, una vía de solución real, dada la entidad del problema que se plantea, requiere medidas mucho más drásticas que, a mi juicio, pasan ineludiblemente por una transición energética, esto es, la transformación del modelo energético actual, basado en los combustibles fósiles, en un modelo construido sobre la base de las energías renovables.

BIBLIOGRAFÍA

- Adar, S. D., Filigrana, P. A., Clements, N., & Peel, J. L. (2014). Ambient coarse particulate matter and human health: A systematic review and meta-analysis. *Current environmental health reports*, 1(3), 258-274.
- Aguar-Fernandez, M.A. & Hullmann, A. (2007). A boost for safer nanotechnology. *Nano Today*, Vol. 2, No. 1, (February 2007), pp. 56, ISSN 1748-0132
- AIDA. (2009). *El Carbono Negro: Concepto, Efectos Climáticos y Oportunidades en su Control*. www.aida-americas.org/sites/default/files/refDocuments/AIDA_Carbono%20Negro%20FINAL.pdf
- Aitken, R. J., Hankin, S. M., Ross, B., Tran, C. L., Stone, V., Fernandes, T. F., ... & Wilkins, S. A. (2009). EMERGNANO: A review of completed and near completed environment, health and safety research on nanomaterials and nanotechnology Defra Project CB0409. *Institute of Occupational Medicine Report TM/09/01*.
- Ajuntament de Barcelona. (2009). La Red básica de circulación de la Ciudad de Barcelona.
- Akbar-Khanzadeh, F., Ames, A., Bisesi, M., Milz, S., Czajkowski, K., & Kumar, A. (2012). Particulate matter (PM) exposure assessment—Horizontal and vertical PM profiles in relation to agricultural activities and environmental factors in farm fields. *Journal of occupational and environmental hygiene*, 9(8), 502-516.
- Åkerman, M. E., Chan, W. C., Laakkonen, P., Bhatia, S. N., & Ruoslahti, E. (2002). Nanocrystal targeting in vivo. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(20), 12617-12621.
- Alessandrini, F., Beck-Speier, I., Krappmann, D., Weichenmeier, I., Takenaka, S., Karg, E., ... & Behrendt, H. (2009). Role of oxidative stress in ultrafine particle-induced exacerbation of allergic lung inflammation. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 179(11), 984-991.

- Allaby, M. (2009). *Atmosphere: a scientific history of air, weather, and climate*. Infobase Publishing.
- Amato, I. (1989). Making the right stuff. *Science News*, 136(7), 108-110.
- Anastas, P. T., & Warner, J. C. (1998). Principles of green chemistry. *Green chemistry: Theory and practice*, 29-56.
- Anastasio, C., & Martin, S. T. (2001). Atmospheric nanoparticles. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 44(1), 293-349.
- Andersen, Z. J., Wahlin, P., Raaschou-Nielsen, O., Ketzel, M., Scheike, T., & Loft, S. (2008). Size distribution and total number concentration of ultrafine and accumulation mode particles and hospital admissions in children and the elderly in Copenhagen, Denmark. *Occupational and environmental medicine*, 65(7), 458-466.
- Andersen, Z. J., Olsen, T. S., Andersen, K. K., Loft, S., Ketzel, M., & Raaschou-Nielsen, O. (2010). Association between short-term exposure to ultrafine particles and hospital admissions for stroke in Copenhagen, Denmark. *European heart journal*, 31(16), 2034-2040.
- Araujo, J. A., & Nel, A. E. (2009). Particulate matter and atherosclerosis: role of particle size, composition and oxidative stress. *Particle and fibre toxicology*, 6(1), 1.
- Araujo, J. A. (2011). Particulate air pollution, systemic oxidative stress, inflammation, and atherosclerosis. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 4(1), 79-93.
- Artaraz, M. (2002). Teoría de las tres dimensiones de desarrollo sostenible. *Revista Ecosistemas*, 11(2).
- Atkinson, R. W., Fuller, G. W., Anderson, H. R., Harrison, R. M., & Armstrong, B. (2010). Urban ambient particle metrics and health: a time-series analysis. *Epidemiology*, 21(4), 501-511.
- Aufderheide, M. (2005). Direct exposure methods for testing native atmospheres. *Experimental and Toxicologic Pathology*, 57, 213-226.
- Bai, R., Zhang, L., Liu, Y., Li, B., Wang, L., Wang, P., ... & Chen, C. (2014). Integrated analytical techniques with high sensitivity for studying brain translocation and potential impairment induced by intranasally instilled copper nanoparticles. *Toxicology letters*, 226(1), 70-80.

- Baird, C. (2001). *Química ambiental*. Reverté.
- Bakand, S., Hayes, A., & Dechsakulthorn, F. (2012). Nanoparticles: a review of particle toxicology following inhalation exposure. *Inhalation toxicology*, 24(2), 125-135.
- Barone, T. L., & Zhu, Y. (2008). The morphology of ultrafine particles on and near major freeways. *Atmospheric Environment*, 42(28), 6749-6758.
- Beckerman, B., Jerrett, M., Brook, J. R., Verma, D. K., Arain, M. A., & Finkelstein, M. M. (2008). Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway. *Atmospheric Environment*, 42(2), 275-290.
- Bell, M. L., Zanobetti, A., & Dominici, F. (2013). Evidence on vulnerability and susceptibility to health risks associated with short-term exposure to particulate matter: a systematic review and meta-analysis. *American journal of epidemiology*, 178(6), 865-876.
- Belleudi, V., Faustini, A., Stafoggia, M., Cattani, G., Marconi, A., Perucci, C. A., & Forastiere, F. (2010). Impact of fine and ultrafine particles on emergency hospital admissions for cardiac and respiratory diseases. *Epidemiology*, 21(3), 414-423.
- Berger, A., Zareba, W., Schneider, A., Ruckerl, R., Ibald-Mulli, A., Cyrys, J., ... & Peters, A. (2006). Runs of ventricular and supraventricular tachycardia triggered by air pollution in patients with coronary heart disease. *Journal of occupational and environmental medicine*, 48(11), 1149-1158.
- Bickel, P., & Friedrich, R. (Eds.). (2004). *ExternE: Externalities of Energy: Methodology 2005 Update*. EUR-OP.
- Birmili, W., Wiedensohler, A., Plass-Dulmer, C., & Berresheim, H. (2000a). Evolution of Newly Formed Aerosol Particles in the Continental Boundary Layer: A Case Study Including OH and H₂SO₄ Measurements. *Geophysical Research Letters*, 27(15), 2205-2208.
- Birmili, W., & Wiedensohler, A. (2000b). New particle formation in the continental boundary layer: Meteorological and gas phase parameter influence. *Geophysical Research Letters*, 27(20), 3325-3328.
- Birmili, W., Weinhold, K., Nordmann, S., Wiedensohler, A., Spindler, G., Müller, K., ... & Flentje, H. (2009). Atmospheric aerosol measurements in the German ultrafine

- aerosol network (GUAN). *Gefahrst. Reinhalt. L*, 69, 137-145.
- Birmili, W., Rueckerl, R., Hoffmann, B., Weinmayr, G., Schins, R., Kuhlbusch, T. A. J., ... & Peters, A. (2014). Ultrafine aerosol particles in ambient air: Perspectives to elucidate their health effects. *GEFAHRSTOFFE REINHALTUNG DER LUFT*, 74(11-12), 492-500.
- Biswas, P., & Wu, C. Y. (2005). Nanoparticles and the environment. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55(6), 708-746.
- Block, M. L., & Calderón-Garcidueñas, L. (2009). Air pollution: mechanisms of neuro-inflammation and CNS disease. *Trends in neurosciences*, 32(9), 506-516.
- Block, M. L., Elder, A., Auten, R. L., Bilbo, S. D., Chen, H., Chen, J. C., ... & Gold, D. R. (2012). The outdoor air pollution and brain health workshop. *Neurotoxicology*, 33(5), 972-984.
- Boies, A., Hankey, S., Kittelson, D., Marshall, J. D., Nussbaum, P., Watts, W., & Wilson, E. J. (2009). Reducing motor vehicle greenhouse gas emissions in a non-California state: a case study of Minnesota. *Environmental science & technology*, 43(23), 8721-8729.
- Bond, T. C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., DeAngelo, B. J., ... & Kinne, S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(11), 5380-5552.
- Boogaard, H., Kos, G. P., Weijers, E. P., Janssen, N. A., Fischer, P. H., van der Zee, S. C., ... & Hoek, G. (2011). Contrast in air pollution components between major streets and background locations: particulate matter mass, black carbon, elemental composition, nitrogen oxide and ultrafine particle number. *Atmospheric Environment*, 45(3), 650-658.
- Boubel, R. W., Fox, D. L., Turner, D. B., & Stern, A. C. (1994). Effects on Materials and Structures: Fundamentals of Air Pollution. *Academic Press, New York. Brent MacDonald. The Decapolis city near Galilee. [http://www. bibleistrue.com/qna/pqna63. htm](http://www.bibleistrue.com/qna/pqna63.htm). Retrieved on, 24(6), 2013.*
- Boyes, W. K., Chen, R., Chen, C., & Yokel, R. A. (2012). The neurotoxic potential of

- engineered nanomaterials. *Neurotoxicology*, 33(4), 902-910.
- Bräuner, E. V., Forchhammer, L., Møller, P., Simonsen, J., Glasius, M., Wählin, P., ... & Loft, S. (2007). Exposure to ultrafine particles from ambient air and oxidative stress-induced DNA damage. *Environmental health perspectives*, 1177-1182.
- Braungart, M., McDonough, W., & Bollinger, A. (2007). Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions—a strategy for eco-effective product and system design. *Journal of cleaner production*, 15(13), 1337-1348.
- Breitner, S., Stökel, M., Cyrus, J., Pitz, M., Wölke, G., Kreyling, W., ... & Peters, A. (2009). Short-term mortality rates during a decade of improved air quality in Erfurt, Germany. *Environmental health perspectives*, 117(3), 448.
- Brook, R. D., Franklin, B., Cascio, W., Hong, Y., Howard, G., Lipsett, M., ... & Tager, I. (2004). Air pollution and cardiovascular disease A statement for healthcare professionals from the expert panel on population and prevention science of the American Heart Association. *Circulation*, 109(21), 2655-2671.
- Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., ... & Peters, A. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121(21), 2331-2378.
- Brienza, S., Galli, A., Anastasi, G., & Bruschi, P. (2014, November). A cooperative sensing system for air quality monitoring in urban areas. In *Smart Computing Workshops (SMARTCOMP Workshops), 2014 International Conference on* (pp. 15-20). IEEE.
- Brunekreef, B., & Holgate, S. T. (2002). Air pollution and health. *The lancet*, 360(9341), 1233-1242.
- Burtscher, H., & Schüepf, K. (2012). The occurrence of ultrafine particles in the specific environment of children. *Paediatric respiratory reviews*, 13(2), 89-94.
- Buzzard, N. A., Clark, N. N., & Guffey, S. E. (2009). Investigation into pedestrian exposure to near-vehicle exhaust emissions. *Environmental Health*, 8(1), 13.
- Bystrzejewska-Piotrowska, G., Golimowski, J., & Urban, P. L. (2009). Nanoparticles: their potential toxicity, waste and environmental management. *Waste Manage-*

- ment, 29(9), 2587-2595.
- CAIB. (2015). *Factors d'emissió de contaminants emesos a l'atmosfera*. Website: <http://www.caib.es/sacmicrofront/archivopub.do?ctrl=MCRST145ZI148953&id=148953>
- Carrión, O., Curson, A. R. J., Kumaresan, D., Fu, Y., Lang, A. S., Mercadé, E., & Todd, J. D. (2015). A novel pathway producing dimethylsulphide in bacteria is widespread in soil environments. *Nature communications*, 6.
- Casati, R., Scheer, V., Vogt, R., & Benter, T. (2007). Measurement of nucleation and soot mode particle emission from a diesel passenger car in real world and laboratory in situ dilution. *Atmospheric Environment*, 41(10), 2125-2135.
- Cato, M. S. (2009). *Green economics: an introduction to theory, policy and practice*. Earthscan.
- Cattaneo, A., Garramone, G., Taronna, M., Peruzzo, C., & Cavallo, D. M. (2009). Personal exposure to airborne ultrafine particles in the urban area of Milan. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 151, No. 1, p. 012039). IOP Publishing.
- Cavaleiro-Rufo, J., Madureira, J., de Oliveira Fernandes, E., Pinto, M., Moreira, A., Slezakova, K., ... & Teixeira, J. P. (2015). Assessment of children exposure doses to ultrafine particles in primary schools. *Occupational Safety and Hygiene III*, 181.
- Chao, D., He, X., Yang, Y., Balboni, G., Salvadori, S., Kim, D. H., & Xia, Y. (2012). Hydrogen sulfide induced disruption of Na⁺ homeostasis in the cortex. *Toxicological Sciences*, 128(1), 198-208.
- Chen, R., Hu, B., Liu, Y., Xu, J., Yang, G., Xu, D., & Chen, C. (2016). Beyond PM 2.5: The role of ultrafine particles on adverse health effects of air pollution. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bbagen.2016.03.019>
- Cheng, H., Davis, D. A., Hasheminassab, S., Sioutas, C., Morgan, T. E., & Finch, C. E. (2016). Urban traffic-derived nanoparticulate matter reduces neurite outgrowth via TNF α in vitro. *Journal of neuroinflammation*, 13(1), 1.
- Cheng, Y. S. (2003). Aerosol deposition in the extrathoracic region. *Aerosol Science & Technology*, 37(8), 659-671.

- Cherng, T. W., Paffett, M. L., Jackson-Weaver, O., Campen, M. J., Walker, B. R., & Kanagy, N. L. (2011). Mechanisms of diesel-induced endothelial nitric oxide synthase dysfunction in coronary arterioles. *Environmental Health Perspectives*, 119(1), 98.
- Choi, H. S., Ashitate, Y., Lee, J. H., Kim, S. H., Matsui, A., Insin, N., ... & Tsuda, A. (2010). Rapid translocation of nanoparticles from the lung airspaces to the body. *Nature biotechnology*, 28(12), 1300-1303.
- Chow, J. C. & Watson, J. G. (2007). Review of measurement methods and compositions for ultrafine particles. *Aerosol and Air Quality Research*, 7(2), 121-173.
- Clarke, A. D., Owens, S. R., & Zhou, J. (2006). An ultrafine sea-salt flux from breaking waves: Implications for cloud condensation nuclei in the remote marine atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D6).
- Colls, J. (2002). *Air Pollution*. Spon Press.
- COMISIÓN EUROPEA. (2015). DIRECTIVA (UE) 2015/1480 De La Comisión, de 28 de agosto de 2015 por la que se modifican varios anexos de las Directivas 2004/107/CE y 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo en los que se establecen las normas relativas a los métodos de referencia, la validación de datos y la ubicación de los puntos de muestreo para la evaluación de la calidad del aire ambiente.
- CONSEJO DE EUROPA. (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.
- Cooney, R. (2004). *The Precautionary Principle in Biodiversity Conservation and Natural Resource Management: An issues paper for policy-makers, researchers and practitioners*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xi + 51pp.
- Cózar Escalante, J. M. D. (2005). Principio de precaución y medio ambiente. *Revista española de salud pública*, 79(2), 133-144.
- Craig, L., Krewski, D., Samet, J., Shortreed, J., & Van Bree, L. (2007). Strategies for Clean Air and Health*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70(3-4), 187-190.

- Crouse, D. L., Peters, P. A., Hystad, P., Brook, J. R., van Donkelaar, A., Martin, R. V., ... & Brauer, M. (2015). Ambient PM_{2.5}, O₃, and NO₂ Exposures and Associations with Mortality over 16 Years of Follow-Up in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). *Environmental health perspectives*, *123*(11), 1180.
- Curtis, J. T., Hood, A. N., Chen, Y., Cobb, G. P., & Wallace, D. R. (2010). Chronic metals ingestion by prairie voles produces sex-specific deficits in social behavior: an animal model of autism. *Behavioural brain research*, *213*(1), 42-49.
- Curtius, J. (2006). Nucleation of atmospheric aerosol particles. *Comptes Rendus Physique*, *7*(9), 1027-1045.
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., ... & Gustafsson, M. (2006). Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. *Atmospheric Environment*, *40*(7), 1314-1323.
- Dallmann, T. R., DeMartini, S. J., Kirchstetter, T. W., Herndon, S. C., Onasch, T. B., Wood, E. C., & Harley, R. A. (2012). On-road measurement of gas and particle phase pollutant emission factors for individual heavy-duty diesel trucks. *Environmental science & technology*, *46*(15), 8511-8518.
- Dal Maso, M., Liao, L., Wildt, J., Kiendler-Scharr, A., Kleist, E., Tillmann, R., ... & Kerminen, V. M. (2016). A chamber study of the influence of boreal BVOC emissions and sulfuric acid on nanoparticle formation rates at ambient concentrations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *16*(4), 1955-1970.
- D'Amato, G. (2011). Effects of climatic changes and urban air pollution on the rising trends of respiratory allergy and asthma. *Multidisciplinary respiratory medicine*, *6*(1), 1.
- Darrow, L. A., Klein, M., Flanders, W. D., Mulholland, J. A., Tolbert, P. E., & Strickland, M. J. (2014). Air pollution and acute respiratory infections among children 0-4 years of age: An 18-year time-series study. *American journal of epidemiology*, *180*(10), 968-977.
- Davidson, C. I., Phalen, R. F., & Solomon, P. A. (2005). Airborne particulate matter and human health: a review. *Aerosol Science and Technology*, *39*(8), 737-749.

- De Angelo, L., Black, B., & Cutler, J. C. (2008). London smog disaster, England. *Encyclopedia of Earth (Cleveland CJ, ed)*(Washington, DC: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). Available: http://www.eoearth.org/article/London_smog_disaster,_England [accessed 19 January 2011].
- de Hartog, J. J., Lanki, T., Timonen, K. L., Hoek, G., Janssen, N. A., Ibaldo-Mulli, A., ... & van Wijnen, J. H. (2009). Associations between PM^{2.5} and heart rate variability are modified by particle composition and beta-blocker use in patients with coronary heart disease. *Environmental health perspectives*, 117(1), 105.
- Dekoninck, L., Botteldooren, D., Panis, L. I., Hankey, S., Jain, G., Karthik, S., & Marshall, J. (2015). Applicability of a noise-based model to estimate in-traffic exposure to black carbon and particle number concentrations in different cultures. *Environment international*, 74, 89-98.
- Delfino, R. J., Sioutas, C., & Malik, S. (2005). Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health. *Environmental health perspectives*, 934-946.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., ... & Speizer, F. E. (1993). An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England journal of medicine*, 329(24), 1753-1759.
- Donaldson, K., Stone, V., Clouter, A., Renwick, L., & MacNee, W. (2001). Ultrafine particles. *Occupational and environmental medicine*, 58(3), 211-216.
- Donaldson, K., Stone, V., Seaton, A., & MacNee, W. (2001). Ambient particle inhalation and the cardiovascular system: potential mechanisms. *Environmental health perspectives*, 109(Suppl 4), 523.
- Donaldson, K., & Stone, V. (2002). Current hypotheses on the mechanisms of toxicity of ultrafine particles. *Annali dell'Istituto superiore di sanit *, 39(3), 405-410.
- Donaldson, K., Tran, L., Jimenez, L. A., Duffin, R., Newby, D. E., Mills, N., ... & Stone, V. (2005). Combustion-derived nanoparticles: a review of their toxicology following inhalation exposure. *Particle and fibre toxicology*, 2(1), 1.
- Du, Y., Navab, M., Shen, M., Hill, J., Pakbin, P., Sioutas, C., ... & Li, R. (2013). Am-

- bient ultrafine particles reduce endothelial nitric oxide production via S-glutathionylation of eNOS. *Biochemical and biophysical research communications*, 436(3), 462-466.
- Duflo, E., Greenstone, M., & Hanna, R. (2008). Indoor air pollution, health and economic well-being. *SAPI EN. S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, (1.1).
- Duprey, R. L. (1968). *Compilation of air pollutant emission factors*. Durham: National Center for Air Pollution Control.
- El-Halwagi, M. M. (1998). Pollution prevention through process integration. *Clean Products and Processes*, 1(1), 5-19.
- El-Shahawi, M. S., Hamza, A., Bashammakh, A. S., & Al-Saggaf, W. T. (2010). An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants. *Talanta*, 80(5), 1587-1597.
- EMEP, EEA. (2013). EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. *European Environment Agency, Copenhagen*.
- Ericson, B., Hanrahan, D., & Kong, V. (2008). The world's worst pollution problems: the top ten of the toxic twenty. *Blacksmith Institute and Green Cross*.
- Esplugues, A., Fernández-Patier, R., Aguilera, I., Iñiguez, C., García Dos Santos, S., Aguirre Alfaro, A., ... & Rebagliato, M. (2007). Air pollutant exposure during pregnancy and fetal and early childhood development: Research protocol of the INMA (Childhood and Environment Project). *Gaceta Sanitaria*, 21(2), 162-171.
- Estarlich, M., Ballester, F., Aguilera, I., Fernández-Somoano, A., Lertxundi, A., Llop, S., ... & Iñiguez, C. (2011). Residential exposure to outdoor air pollution during pregnancy and anthropometric measures at birth in a multicenter cohort in Spain. *Environmental health perspectives*, 119(9), 1333.
- Etty, T., Heyvaert, V., Burns, W., Carlarne, C., Farber, D., & Lin, J. (2015). By All Available Means: New Takes on Established Principles, Actions and Institutions to Address Today's Environmental Challenges. *Transnational Environmental Law*, 4(02), 235-245.

- Evans, K. A., Halterman, J. S., Hopke, P. K., Fagnano, M., & Rich, D. Q. (2014). Increased ultrafine particles and carbon monoxide concentrations are associated with asthma exacerbation among urban children. *Environmental research*, 129, 11-19.
- Ezz, W. N., Mazaheri, M., Robinson, P., Johnson, G. R., Clifford, S., He, C., ... & Marks, G. B. (2015). Ultrafine Particles from Traffic Emissions and Children's Health (UPTECH) in Brisbane, Queensland (Australia): Study Design and Implementation. *International journal of environmental research and public health*, 12(2), 1687-1702.
- Fava, J., Consoli, F., Denison, R., Dickson, K., Mohin, T., & Vigon, B. (1993). A conceptual framework for life cycle impact assessment, workshop report society of environmental toxicology and chemistry (SETAC). *Foundation for Environmental Education, Pensacola*.
- Fabian, P., & Dameris, M. (2014). *Ozone in the Atmosphere*. Springer Berlin.
- Feeny, D., Berkes, F., McCay, B. J., & Acheson, J. M. (1990). The tragedy of the commons: twenty-two years later. *Human ecology*, 18(1), 1-19.
- Ferrís, J., Ortega, J. A., López, J. A., García, J., Aliaga, J., Cánovas, A., & Ferrís, V. (2003). Autobuses escolares y motores diésel: contaminación atmosférica, exposición pediátrica y efectos adversos en la salud humana. *Rev Esp Pediatr*, 59(2), 132-145.
- Fishman, J. (2003). "Overview: Atmospheric Chemistry". In *Handbook of Weather, Climate and Water*. Thomas D. Potter and Bradley R. Colman, Eds. John Wiley & Sons, pp. 3-28. Hoboken, NJ, USA.
- Fishman, J., Wozniak, A. E., & Creilson, J. K. (2003). Global distribution of tropospheric ozone from satellite measurements using the empirically corrected tropospheric ozone residual technique: Identification of the regional aspects of air pollution. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 3(4), 893-907.
- Foley, S., Crowley, C., Smaihi, M., Bonfils, C., Erlanger, B. F., Seta, P., & Larroque, C. (2002). Cellular localisation of a water-soluble fullerene derivative. *Biochemical and biophysical research communications*, 294(1), 116-1s19.

- Frampton, M. W., Stewart, J. C., Oberdörster, G., Morrow, P. E., Chalupa, D., Pietropoli, A. P., ... & Utell, M. J. (2006). Inhalation of ultrafine particles alters blood leukocyte expression of adhesion molecules in humans. *Environmental Health Perspectives*, 51-58.
- Franck, U., Odeh, S., Wiedensohler, A., Wehner, B., & Herbarth, O. (2011). The effect of particle size on cardiovascular disorders—The smaller the worse. *Science of the Total Environment*, 409(20), 4217-4221.
- Friedlander, S. K. (1970). The characterization of aerosols distributed with respect to size and chemical composition. *Journal of Aerosol Science*, 1(4), 295-307.
- Gasull, M., Pallarès, N., Salcedo, N., Pumarega, J., Alonso, J., & Porta, M. (2015). Self-rated health and chronic conditions are associated with blood concentrations of persistent organic pollutants in the general population of Catalonia, Spain. *Environmental research*, 143, 211-220.
- Gauderman, W. J., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Thomas, D., ... & Peters, J. (2007). Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *The Lancet*, 369(9561), 571-577.
- Geiser, M., Rothen-Rutishauser, B., Kapp, N., Schürch, S., Kreyling, W., Schulz, H., ... & Gehr, P. (2005). Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in lungs and in cultured cells. *Environmental health perspectives*, 1555-1560.
- GENCAT. (2010). *Estratègia per al Desenvolupament Sostenible de Catalunya*. Barcelona, Departament de Medi Ambient i Habitatge.
- GENCAT. (2013). *Guia de càlcul d'emissions de contaminants a l'atmosfera*. Departament de Territori i Sostenibilitat. Website:
http://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/atmosfera/la_contaminacio_atmosferica/guia_calcul_contaminants/docs/guia_fe_2013.pdf
- GENCAT. (2013). *30 anys vigilant i millorant la qualitat de l'aire a Catalunya*. Website:
http://mediambient.gencat.cat/web/ca/05_ambits_dactuacio/atmosfera/qualitat_de_laire/plans_de_millora/Anuari_QA_2013.pdf

- GENCAT. (2015). *Anuari estadístic de Catalunya*. Institut d'Estadística de Catalunya.
Website: <http://www.idescat.cat/pub/?id=aec>
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., & Foltescu, V. L. (2005). Urban scale modeling of particle number concentration in Stockholm. *Atmospheric Environment*, 39(9), 1711-1725.
- Godri, K. J., Harrison, R. M., Evans, T., Baker, T., Dunster, C., Mudway, I. S., & Kelly, F. J. (2011). Increased oxidative burden associated with traffic component of ambient particulate matter at roadside and urban background schools sites in London. *PLoS One*, 6(7), e21961.
- Goix, S., Lévêque, T., Xiong, T. T., Schreck, E., Baeza-Squiban, A., Geret, F., ... & Dumat, C. (2014). Environmental and health impacts of fine and ultrafine metallic particles: assessment of threat scores. *Environmental research*, 133, 185-194.
Website:
https://www.researchgate.net/profile/Sylvaine_Goix/publication/263400106_Environmental_and_health_impacts_of_fine_and_ultrafine_metallic_particles_Assessment_of_threat_scores/links/5506ff580cf26ff55f7b66ba.pdf
- Gomes, J. F., & Miranda, R. M. (2014). Emission of airborne ultrafine particles during welding of steel plates. *Ciência & Tecnologia dos Materiais*, 26(1), 1-8.
- Gomes, J. F., Miranda, R. M., Carvalho, P. A., & Quintino, M. L. (2014). The effect of metal transfer modes and shielding gas composition on the emission of ultrafine particles in MAG steel welding. *Soldagem & Inspeção*, 19(2), 168-176.
- Gomes, J. F. P., Bordado, J. C. M., & Albuquerque, P. C. S. (2012). On the assessment of exposure to airborne ultrafine particles in urban environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75(22-23), 1316-1329.
- Gómez García, J. J., Samaniego, J., & Antonissen, M. (2008). *Consideraciones ambientales en torno a los biocombustibles líquidos*. CEPAL.
- Gómez-Moreno, F. J., Pujadas, M., Plaza, J., Rodríguez-Maroto, J. J., Martínez-Lozano, P., & Artúñano, B. (2011). Influence of seasonal factors on the atmospheric particle number concentration and size distribution in Madrid. *Atmospheric environment*, 45(18), 3169-3180.

- González, M. L., & Valea, A. (2009). El compromiso de enseñar química con criterios de sostenibilidad: la Química Verde. *Educación Química*, 2, 48-52.
- Gordon, T. (2005). *Pollution, Air*. En: Encyclopedia of Toxicology - Vol. 3 (pp.468-475). Elsevier Inc.
- Graskow, B. R., Kittelson, D. B., Abdul-Khalek, I. S., Ahmadi, M. R., & Morris, J. E. (1998). *Characterization of exhaust particulate emissions from a spark ignition engine* (No. 980528). SAE Technical Paper.
- Grooß, J. U., & Müller, R. (2011). Do cosmic-ray-driven electron-induced reactions impact stratospheric ozone depletion and global climate change?. *Atmospheric environment*, 45(20), 3508-3514.
- Guoliang, C. A. O., ZHANG, X., Sunling, G. O. N. G., & ZHENG, F. (2008). Investigation on emission factors of particulate matter and gaseous pollutants from crop residue burning. *Journal of Environmental Sciences*, 20(1), 50-55.
- Guseynov, S. E., Rimshans, J., & Kopytov, E. A. (2011). Solution of the model of exhaust concentration dynamics in urban atmosphere under unknown turbulent air flow velocity. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 35-42.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Swietlicki, E., Bohgard, M., ... & Ljungman, A. (2008). Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the total environment*, 393(2), 226-240.
- Guxens, M., & Sunyer Deu, J. (2012). A review of epidemiological studies on neuropsychological effects of air pollution. *Swiss Medical Weekly*. 2012. 141: w13322.
- Guxens, M., Aguilera, I., Ballester, F., Estarlich, M., Fernández-Somoano, A., Lertxundi, A., ... & Sunyer, J. (2012). Prenatal exposure to residential air pollution and infant mental development: modulation by antioxidants and detoxification factors. *Environmental health perspectives*, 120(1), 144.
- Hagen, J. A., Nafstad, P., Skronnal, A., Bjørkly, S., & Magnus, P. (2000). Associations between outdoor air pollutants and hospitalization for respiratory diseases. *Epidemiology*, 11(2), 136-140.
- Hagen, P. E., & Walls, M. P. (2005). The Stockholm Convention on persistent organic

- pollutants. *Natural Resources & Environment*, 19(4), 49-52.
- Haines, A., McMichael, A. J., Smith, K. R., Roberts, I., Woodcock, J., Markandya, A., ... & Bruce, N. (2010). Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: overview and implications for policy makers. *The Lancet*, 374(9707), 2104-2114.
- Hamed, A., Korhonen, H., Sihto, S. L., Joutsensaari, J., Järvinen, H., Petäjä, T., ... & Lehtinen, K. E. (2011). The role of relative humidity in continental new particle formation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116(D3).
- Harris, S. J., & Maricq, M. M. (2001). Signature size distributions for diesel and gasoline engine exhaust particulate matter. *Journal of Aerosol Science*, 32(6), 749-764.
- Harrison, R. M., Jones, M., & Collins, G. (1999). Measurements of the physical properties of particles in the urban atmosphere. *Atmospheric Environment*, 33(2), 309-321.
- Harrison, R. M., & Yin, J. (2000). Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health?. *Science of the total environment*, 249(1), 85-101.
- Harrison, R. M., Kinnersley, R. P. (2004). Pollution, Air. En *Encyclopedia of Physical Science and Technology* (539-555) Elsevier Science Ltd..
- Harrison, R. M., & Jones, A. M. (2005). Multisite study of particle number concentrations in urban air. *Environmental science & technology*, 39(16), 6063-6070.
- Hauck, H. (1998). Revision of ambient air quality standards for PM?. *Toxicology letters*, 96, 269-276.
- Heal, M. R., Kumar, P., & Harrison, R. M. (2012). Particles, air quality, policy and health. *Chemical Society Reviews*, 41(19), 6606-6630.
- HEI Review Panel on Ultrafine Particles. 2013. Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles. HEI Perspectives 3. Health Effects Institute, Boston, MA.
- Heinrich, J., & Slama, R. (2007). Fine particles, a major threat to children. *International journal of hygiene and environmental health*, 210(5), 617-622.
- Helland, A., Kastenholz, H., Thidell, A., Arnfalk, P., & Deppert, K. (2006). Nanoparti-

- culate materials and regulatory policy in Europe: An analysis of stakeholder perspectives. *Journal of Nanoparticle Research*, 8(5), 709-719.
- Helland, A., Wick, P., Koehler, A., Schmid, K., & Som, C. (2008). Reviewing the environmental and human health knowledge base of carbon nanotubes. *Ciência & Saúde Coletiva*, 13(2), 441-452.
- Henneberger, A., Zareba, W., Ibaldo-Mulli, A., Rückerl, R., Cyrus, J., Couderc, J. P., ... & Peters, A. (2005). Repolarization changes induced by air pollution in ischemic heart disease patients. *Environmental health perspectives*, 440-446.
- Herrera, J. (2014). Inventario de emisiones de contaminantes criterio de Costa Rica en 2011. *Revista de Ciencias Ambientales*, 1(48), 5-19.
- Hesterberg, T. W., Long, C. M., Lapin, C. A., Hamade, A. K., & Valberg, P. A. (2010). Diesel exhaust particulate (DEP) and nanoparticle exposures: what do DEP human clinical studies tell us about potential human health hazards of nanoparticles?. *Inhalation toxicology*, 22(8), 679-694.
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. John Wiley & Sons.
- Hoek, G., Boogaard, H., Knol, A., De Hartog, J., Slottje, P., Ayres, J. G., ... & Holgate, S. (2010). Concentration response functions for ultrafine particles and all-cause mortality and hospital admissions: results of a European expert panel elicitation. *Environmental science & technology*, 44(1), 476-482.
- Hogan, C. J., Kettleman, E. M., Lee, M. H., Ramaswami, B., Angenent, L. T., & Biswas, P. (2005). Sampling methodologies and dosage assessment techniques for submicrometre and ultrafine virus aerosol particles. *Journal of Applied Microbiology*, 99(6), 1422-1434.
- Holguín, F., Téllez-Rojo, M. M., Hernández, M., Cortez, M., Chow, J. C., Watson, J. G., ... & Romieu, I. (2003). Air pollution and heart rate variability among the elderly in Mexico City. *Epidemiology*, 14(5), 521-527.
- Holmes, N. S. (2007). A review of particle formation events and growth in the atmosphere in the various environments and discussion of mechanistic implications. *Atmospheric Environment*, 41(10), 2183-2201.

- Huetting, R. (1990). The Brundtland report: a matter of conflicting goals. *Ecological Economics*, 2(2), 109-117.
- Ibald-Mulli, A., Wichmann, H. E., Kreyling, W., & Peters, A. (2002). Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *Journal of Aerosol Medicine*, 15(2), 189-201.
- Ibald-Mulli, A., Timonen, K. L., Peters, A., Heinrich, J., Wölke, G., Lanki, T., ... & ten Brink, H. M. (2004). Effects of particulate air pollution on blood pressure and heart rate in subjects with cardiovascular disease: a multicenter approach. *Environmental Health Perspectives*, 112(3), 369.
- I. D. E. de México. (1996). Manuales del Programa de Inventarios de Emisiones de México.
- INE. (2005). *Estimación de emisiones mediante factores de emisión*. En: Guía de elaboración y usos de inventarios de emisiones (pp.175-181). México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología.
- Iniestra, R., Franco, P., Allen, J., Tejeda, D., & Aguilar, J. A. (2009). *Metodología de estimación de emisiones vehiculares*. En: Guía metodológica para la estimación de emisiones vehiculares en ciudades mexicanas (p.49). México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Iniguez, C., Rodriguez, P., Saez, M., Daponte, A., Lopez, E., Martínez, T., ... & EME-CAS Group. (2004). Urban particulate air pollution and cardiovascular admissions in Spain. *Epidemiology*, 15(4), S26.
- Isaxon, C., Gudmundsson, A., Nordin, E. Z., Lönnblad, L., Dahl, A., Wieslander, G., ... & Wierzbicka, A. (2015). Contribution of indoor-generated particles to residential exposure. *Atmospheric Environment*, 106, 458-466.
- Izhar, S., Goel, A., Chakraborty, A., & Gupta, T. (2016). Annual trends in occurrence of submicron particles in ambient air and health risk posed by particle bound metals. *Chemosphere*, 146, 582-590.
- Janssen, N. A., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., Van Bree, L., Ten Brink, H., ... & Cassee, F. R. (2011). Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM10 and PM2.5. *Environ-*

- mental Health Perspectives*, 119(12), 1691.
- Janssen, N. A., Yang, A., Strak, M., Steenhof, M., Hellack, B., Gerlofs-Nijland, M. E., ... & Hoek, G. (2014). Oxidative potential of particulate matter collected at sites with different source characteristics. *Science of the Total Environment*, 472, 572-581.
- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahsuvaroglu, T., ... & Giovis, C. (2005). A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 15(2), 185-204.
- Jiménez, A. M. (1995). La medición de las externalidades ambientales: un enfoque espacio-temporal. In *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* (No. 15, pp. 485-496). Servicio de Publicaciones.
- Johnson, P. R., & Graham, J. J. (2005). Fine particulate matter national ambient air quality standards: public health impact on populations in the northeastern United States. *Environmental health perspectives*, 1140-1147.
- Jørgensen, R. B., Buhagen, M., & Førelund, S. (2016). Personal exposure to ultrafine particles from PVC welding and concrete work during tunnel rehabilitation. *Occupational and environmental medicine*, oemed-2015.
- Kamenetsky, E., & Vieru, N. (1995). Model of air flow and air pollution concentration in urban canyons. *Boundary-Layer Meteorology*, 73(1-2), 203-206.
- Kang, X., Li, N., Wang, M., Boontheung, P., Sioutas, C., Harkema, J. R., ... & Loo, J. A. (2010). Adjuvant effects of ambient particulate matter monitored by proteomics of bronchoalveolar lavage fluid. *Proteomics*, 10(3), 520-531.
- Kappos, A. D., Bruckmann, P., Eikmann, T., Englert, N., Heinrich, U., Höpfe, P., ... & Rombout, P. (2004). Health effects of particles in ambient air. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207(4), 399-407.
- Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M. J., & Colvile, R. N. (2005). Pedestrian exposure to air pollution along a major road in Central London, UK. *Atmospheric Environment*, 39(38), 7307-7320.
- Kaur, S., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2009). Determinants of personal exposure to PM2.

- 5, ultrafine particle counts, and CO in a transport microenvironment. *Environmental Science & Technology*, 43(13), 4737-4743.
- Kearney, J., Wallace, L., MacNeill, M., Héroux, M. E., Kindziarski, W., & Wheeler, A. (2014). Residential infiltration of fine and ultrafine particles in Edmonton. *Atmospheric Environment*, 94, 793-805.
- Kettunen, J., Lanki, T., Tiittanen, P., Aalto, P. P., Koskentalo, T., Kulmala, M., ... & Pekkanen, J. (2007). Associations of fine and ultrafine particulate air pollution with stroke mortality in an area of low air pollution levels. *Stroke*, 38(3), 918-922.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., Düring, I., Pohjola, M., Oetl, D., ... & Berkowicz, R. (2007). Estimation and validation of PM 2.5/PM 10 exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. *Atmospheric Environment*, 41(40), 9370-9385.
- Kim, K. H., Woo, D., Lee, S. B., & Bae, G. N. (2015). On-road measurements of ultrafine particles and associated air pollutants in a densely populated area of Seoul, Korea. *Aerosol Air Qual. Res*, 15, 142-153.
- Kittelson, D. B. (1998). Engines and nanoparticles: a review. *Journal of aerosol science*, 29(5), 575-588.
- Kittelson, D. B., Watts, W. F., & Johnson, J. P. (2006). On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols—Part1: Summary of diesel engine results. *Journal of Aerosol Science*, 37(8), 913-930.
- Kittelson, D. B., Watts, W. F., Johnson, J. P., Schauer, J. J., & Lawson, D. R. (2006). On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols—Part 2:: Summary of spark ignition engine results. *Journal of Aerosol Science*, 37(8), 931-949.
- Kloog, I., Nordio, F., Zanobetti, A., Coull, B. A., Koutrakis, P., & Schwartz, J. D. (2014). Short term effects of particle exposure on hospital admissions in the Mid-Atlantic states: a population estimate. *PloS one*, 9(2), e88578.
- Knol, A. B., de Hartog, J. J., Boogaard, H., Slottje, P., van der Sluijs, J. P., Lebret, E., ... & Brunekreef, B. (2009). Expert elicitation on ultrafine particles: likelihood of health effects and causal pathways. *Particle and Fibre Toxicology*, 6(1), 1.
- Kreuter, J. (2001). Nanoparticulate systems for brain delivery of drugs. *Advanced drug*

- delivery reviews*, 47(1), 65-81.
- Kreuter, J. (2012). Nanoparticulate systems for brain delivery of drugs. DOI: 10.1016/j.addr.2012.09.015
- Kriebel, D., Tickner, J., Epstein, P., Lemons, J., Levins, R., Loechler, E. L., ... & Stoto, M. (2001). The precautionary principle in environmental science. *Environmental health perspectives*, 109(9), 871.
- Kristensson, A., Johansson, C., Westerholm, R., Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U., & Vesely, V. (2004). Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 38(5), 657-673.
- Kulmala, M., Vehkamäki, H., Petäjä, T., Dal Maso, M., Lauri, A., Kerminen, V. M., ... & McMurry, P. H. (2004). Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *Journal of Aerosol Science*, 35(2), 143-176.
- Kumar, P., Fennell, P., & Britter, R. (2008). Measurements of particles in the 5–1000 nm range close to road level in an urban street canyon. *Science of the Total Environment*, 390(2), 437-447.
- Kumar, P., Robins, A., Vardoulakis, S., & Britter, R. (2010). A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls. *Atmospheric Environment*, 44(39), 5035-5052.
- Kumar, P., Robins, A., Vardoulakis, S., & Quincey, P. (2011). Technical challenges in tackling regulatory concerns for urban atmospheric nanoparticles. *Particuology*, 9(6), 566-571.
- Kumar, P., Gurjar, B. R., Nagpure, A. S., & Harrison, R. M. (2011). Preliminary estimates of nanoparticle number emissions from road vehicles in megacity Delhi and associated health impacts. *Environmental science & technology*, 45(13), 5514-5521.
- Kumar, P., Morawska, L., & Harrison, R. M. (2012). Nanoparticles in European cities and associated health impacts. In *Urban Air Quality in Europe* (pp. 339-365). Springer Berlin Heidelberg.
- Kumar, P., Pirjola, L., Ketzel, M., & Harrison, R. M. (2013). Nanoparticle emissions

- from 11 non-vehicle exhaust sources—A review. *Atmospheric Environment*, 67, 252-277.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., ... & Schneider, J. (2000). Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet*, 356(9232), 795-801.
- Kwak, J., Lee, S., & Lee, S. (2014). On-road and laboratory investigations on non-exhaust ultrafine particles from the interaction between the tire and road pavement under braking conditions. *Atmospheric Environment*, 97, 195-205.
- Labandeira, X., León, C. J., & Vázquez, M. X. (2007). *Economía ambiental* (No. 333.7 L112e). Pearson Educación.
- Lacasaña, M., Esplugues, A., & Ballester, F. (2005). Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *European journal of epidemiology*, 20(2), 183-199.
- Lamana, N. R., & Aja, A. H. (2010). *Análisis del ciclo de vida*. Website: <http://habitat.aq.upm.es/temas/a-analisis-ciclo-vida>
- Landrigan, P. J., Schechter, C. B., Lipton, J. M., Fahs, M. C., & Schwartz, J. (2002). Environmental pollutants and disease in American children: estimates of morbidity, mortality, and costs for lead poisoning, asthma, cancer, and developmental disabilities. *Environmental health perspectives*, 110(7), 721.
- Lee, B. J., Kim, B., & Lee, K. (2014). Air pollution exposure and cardiovascular disease. *Toxicological research*, 30(2), 71-75.
- Leitte, A. M., Schlink, U., Herbarth, O., Wiedensohler, A., Pan, X. C., Hu, M., ... & Yang, M. (2011). Size-segregated particle number concentrations and respiratory emergency room visits in Beijing, China. *Environmental health perspectives*, 119(4), 508.
- Li, N., Sioutas, C., Cho, A., Schmitz, D., Misra, C., Sempf, J., ... & Nel, A. (2003). Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. *Environmental health perspectives*, 111(4), 455.
- Li, N., Wang, M., Bramble, L. A., Schmitz, D. A., Schauer, J. J., Sioutas, C., ... & Nel, A. E. (2009). The adjuvant effect of ambient particulate matter is closely reflected

- by the particulate oxidant potential. *Environ Health Perspect*, 117(7), 1116-1123.
- Li, R., Ning, Z., Cui, J., Khalsa, B., Ai, L., Takabe, W., ... & Hsiai, T. (2009). Ultrafine particles from diesel engines induce vascular oxidative stress via JNK activation. *Free radical biology and medicine*, 46(6), 775-782.
- Li, R., Mittelstein, D., Kam, W., Pakbin, P., Du, Y., Tintut, Y., ... & Hsiai, T. (2013). Atmospheric ultrafine particles promote vascular calcification via the NF- κ B signaling pathway. *American Journal of Physiology-Cell Physiology*, 304(4), C362-C369.
- Li, R., Navab, K., Hough, G., Daher, N., Zhang, M., Mittelstein, D., ... & Sulaiman, D. (2015). Effect of exposure to atmospheric ultrafine particles on production of free fatty acids and lipid metabolites in the mouse small intestine. *Environmental health perspectives*, 123(1), 34-41.
- Lighty, J. S., Veranth, J. M., & Sarofim, A. F. (2000). Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50(9), 1565-1618.
- Lippmann, M., Frampton, M., Schwartz, J., Dockery, D., Schlesinger, R., Koutrakis, P., ... & Kaufman, J. (2003). The US Environmental Protection Agency Particulate Matter Health Effects Research Centers Program: a midcourse report of status, progress, and plans. *Environmental Health Perspectives*, 111(8), 1074.
- Liu, F., Huang, Y., Zhang, F., Chen, Q., Wu, B., Rui, W., ... & Ding, W. (2015). Macrophages treated with particulate matter PM_{2.5} induce selective neurotoxicity through glutaminase-mediated glutamate generation. *Journal of neurochemistry*, 134(2), 315-326.
- Liu, L., Breitner, S., Pan, X., Franck, U., Leitte, A. M., Wiedensohler, A., ... & Schneider, A. (2011). Associations between air temperature and cardio-respiratory mortality in the urban area of Beijing, China: a time-series analysis. *Environ health*, 10(1), 51.
- Lleonart, P., Garola, A., & Vélez, G. (2009). *Estratègia per al desenvolupament sostenible de Catalunya. Anàlisi de les externalitats*. març 20, 2016, de ERF Website: http://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/educacio_i_so

- stenibilitat/desenvolupament_sostenible/estrategia_per_al_desenvolupament_sostenible_de_catalunya/estudis_de_diagnosi/archivos/externalitats.pdf
- Lomas, P. L., Martín, B., Louit, C., Montoya, D., Montes, C., & Álvarez, S. (2005). *Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas*. Ulzama.
- London, J., Huang, G., & Zagofsky, T. (2011). Land of risk/land of opportunity: Cumulative environmental vulnerability in California's San Joaquin valley. *Davis, CA: UC Davis Center for Regional Change*.
- Lu, S., Zhang, W., Zhang, R., Liu, P., Wang, Q., Shang, Y., ... & Wang, Q. (2015). Comparison of cellular toxicity caused by ambient ultrafine particles and engineered metal oxide nanoparticles. *Particle and fibre toxicology*, 12(1), 1.
- Luján, J. L., & Cerezo, J. A. L. (2003). La dimensión social de la tecnología y el principio de precaución. *Política y sociedad*, 40(3), 53.
- Lyle, J. T. (1996). *Regenerative design for sustainable development*. John Wiley & Sons.
- Lynch, R. M., Voy, B. H., Glass, D. F., Mahurin, S. M., Zhao, B., Hu, H., ... & Cheng, M. D. (2007). Assessing the pulmonary toxicity of single-walled carbon nanohorns. *Nanotoxicology*, 1(2), 157-166.
- Mackay, D., & Wania, F. (1995). Transport of contaminants to the Arctic: partitioning, processes and models. *Science of the total environment*, 160, 25-38.
- Manahan, S. E. (2006). *Introducción a la química ambiental*. Reverté.
- Manahan, S. E. (2009). *Fundamentals of sustainable chemical science*. CRC Press.
- Marini, S., Buonanno, G., Stabile, L., & Avino, P. (2015). A benchmark for numerical scheme validation of airborne particle exposure in street canyons. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(3), 2051-2063.
- Mauderly, J. L., & Chow, J. C. (2008). Health effects of organic aerosols. *Inhalation toxicology*, 20(3), 257-288.
- Maynard, A. D., & Maynard, R. L. (2002). Ambient aerosol exposure-response as a function of particulate surface area: reinterpretation of historical data using numerical modelling. *Annals of Occupational Hygiene*, 46(suppl 1), 444-449.

- Maynard, A. D., & Aitken, R. J. (2007). Assessing exposure to airborne nanomaterials: current abilities and future requirements. *Nanotoxicology*, 1(1), 26-41.
- Mazaheri, M., Reche, C., Rivas, I., Crilley, L. R., Álvarez-Pedrerol, M., Viana, M., ... & Morawska, L. (2016). Variability in exposure to ambient ultrafine particles in urban schools: Comparative assessment between Australia and Spain. *Environment international*, 88, 142-149.
- McCreanor, J., Cullinan, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Stewart-Evans, J., Malliarou, E., Jarup, L., ... & Chung, K. F. (2007). Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *New England Journal of Medicine*, 357(23), 2348-2358.
- McLellan, R., Iyengar, L., Jeffries, B., & Oerlemans, N. (Eds.). (2014). *Living Planet Report 2014: species and spaces, people and places*. World Wide Fund for Nature.
- Meng, X., Ma, Y., Chen, R., Zhou, Z., Chen, B., & Kan, H. (2013). Size-fractionated particle number concentrations and daily mortality in a Chinese city. *Environmental health perspectives*, 121(10), 1174.
- Meyerson, B. (2015, March). Top 10 emerging technologies of 2015. In *The World Economic Forum Blog, Agenda*. <https://agenda.weforum.org/2015/03/top-10-emerging-technologies-of-2015-2>.
- Mikel, D. K. (2009). *Nanoparticle/Ultrafine Monitoring*. Website: <https://www3.epa.gov/ttnamti1/files/2009conference/MikelNanoparticle.pdf>
- Mills, N. L., Miller, M. R., Lucking, A. J., Beveridge, J., Flint, L., Boere, A. J. F., ... & Duffin, R. (2011). Combustion-derived nanoparticulate induces the adverse vascular effects of diesel exhaust inhalation. *European heart journal*, e195.
- Møller, K. L., Thygesen, L. C., Schipperijn, J., Loft, S., Bonde, J. P., Mikkelsen, S., & Brauer, C. (2014). Occupational Exposure to Ultrafine Particles among Airport Employees-Combining Personal Monitoring and Global Positioning System. *PloS one*, 9(9), e106671. doi:10.1371/journal.pone.0106671
- Morawska, L., He, C., Hitchins, J., Gilbert, D., & Parappukkaran, S. (2001). The relationship between indoor and outdoor airborne particles in the residential environment. *Atmospheric Environment*, 35(20), 3463-3473.

- Morawska, L., Jayaratne, E. R., Mengersen, K., Jamriska, M., & Thomas, S. (2002). Differences in airborne particle and gaseous concentrations in urban air between weekdays and weekends. *Atmospheric Environment*, 36(27), 4375-4383.
- Morawska, L., Moore, M. R., & Ristovski, Z. D. (2004). Health impacts of ultrafine particles: Desktop literature review and analysis. *Report to the Australian Department of the Environment and Heritage*.
- Morawska, L., Ristovski, Z., Jayaratne, E. R., Keogh, D. U., & Ling, X. (2008). Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure. *Atmospheric Environment*, 42(35), 8113-8138.
- Morelli, J. (2013). Environmental sustainability: A definition for environmental professionals. *Journal of Environmental Sustainability*, 1(1), 2.
- Morgan, T. E., Davis, D. A., Iwata, N., Tanner, J. A., Snyder, D., Ning, Z., ... & Petasis, N. A. (2011). Glutamatergic neurons in rodent models respond to nanoscale particulate urban air pollutants in vivo and in vitro. *Environmental health perspectives*, 119(7), 1003-1009.
- Morgenstern, V., Zutavern, A., Cyrys, J., Brockow, I., Koletzko, S., Kramer, U., ... & Wichmann, H. E. (2008). Atopic diseases, allergic sensitization, and exposure to traffic-related air pollution in children. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 177(12), 1331-1337.
- Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Basagaña, X., Cirach, M., Cole-Hunter, T., Dadvand, P., ... & Tonne, C. (2016). Urban and Transport Planning Related Exposures and Mortality: A Health Impact Assessment for Cities. *Environ. Health Perspect. in print*.
- Murr, L. E., & Garza, K. M. (2009). Natural and anthropogenic environmental nanoparticles: their microstructural characterization and respiratory health implications. *Atmospheric Environment*, 43(17), 2683-2692.
- Naciones Unidas. (1992). *Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Website: <http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/documents/declaracionrio.htm>
- Nag, S., Gupta, A. K., & Mukhopadhyay, U. K. (2005). Size distribution of atmospheric

- aerosols in Kolkata, India and the assessment of pulmonary deposition of particle mass. *Indoor and Built Environment*, 14(5), 381-389.
- Nel, A., Xia, T., Mädler, L., & Li, N. (2006). Toxic potential of materials at the nanolevel. *science*, 311(5761), 622-627.
- Nel, A. E., Mädler, L., Velegol, D., Xia, T., Hoek, E. M., Somasundaran, P., ... & Thompson, M. (2009). Understanding biophysicochemical interactions at the nano-bio interface. *Nature materials*, 8(7), 543-557.
- Nemmar, A., Hoet, P. M., Vanquickenborne, B., Dinsdale, D., Thomeer, M., Hoylaerts, M. F., ... & Nemery, B. (2002). Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*, 105(4), 411-414.
- Newton, D. E. (2007). *Chemistry of the Environment*. Infobase Publishing.
- NI, T. (2012). Living planet report 2012. *London: A Banson Production*.
- Niu, J., Rasmussen, P. E., Magee, R., & Nilsson, G. (2015). Spatial and temporal variability of incidental nanoparticles in indoor workplaces: impact on the characterization of point source exposures. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(1), 98-109.
- Ntziachristos, L., Ning, Z., Geller, M. D., & Sioutas, C. (2007). Particle concentration and characteristics near a major freeway with heavy-duty diesel traffic. *Environmental science & technology*, 41(7), 2223-2230.
- O'Dowd, C. D., Aalto, P., Hmeri, K., Kulmala, M., & Hoffmann, T. (2002). Aerosol formation: Atmospheric particles from organic vapours. *Nature*, 416(6880), 497-498.
- O'Dowd, C. D., Facchini, M. C., Cavalli, F., Ceburnis, D., Mircea, M., Decesari, S., ... & Putaud, J. P. (2004). Biogenically driven organic contribution to marine aerosol. *Nature*, 431(7009), 676-680.
- O'Dowd, C. D., & Hoffmann, T. (2006). Coastal new particle formation: A review of the current state-of-the-art. *Environmental Chemistry*, 2(4), 245-255.
- Oberdörster, G. (2000). Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles. *International archives of occupational and environmental health*, 74(1), 1-8.
- Oberdörster, G., & Utell, M. J. (2002). Ultrafine particles in the urban air: to the respiratory tract--and beyond?. *Environmental health perspectives*, 110(8), A440.

- Oberdörster, G., Sharp, Z., Atudorei, V., Elder, A., Gelein, R., Kreyling, W., & Cox, C. (2004). Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. *Inhalation toxicology*, 16(6-7), 437-445.
- Oberdörster, G., Maynard, A., Donaldson, K., Castranova, V., Fitzpatrick, J., Ausman, K., ... & Olin, S. (2005). Principles for characterizing the potential human health effects from exposure to nanomaterials: elements of a screening strategy. *Particle and Fibre toxicology*, 2(1), 1.
- Oberdörster, G., Oberdörster, E., & Oberdörster, J. (2005). Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environmental health perspectives*, 823-839.
- Olsen, S. I., Christensen, F. M., Hauschild, M., Pedersen, F., Larsen, H. F., & Tørsløv, J. (2001). Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals—a methodological comparison. *Environmental Impact Assessment Review*, 21(4), 385-404.
- Ostiguy, C., Lapointe, G., Trottier, M., Ménard, L., Cloutier, Y., Boutin, M., ... & Normand, C. (2006). Health effects of nanoparticles. Website: <http://www.irsst.qc.ca/media/documents/pubirsst/R-589.pdf>
- Ostro, B., Tobias, A., Querol, X., Alastuey, A., Amato, F., Pey, J., ... & Sunyer, J. (2011). The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case-crossover study of Barcelona, Spain. *Environmental health perspectives*, 119(12), 1781.
- Pacyna, J. M. (1984). Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe. *Atmospheric Environment (1967)*, 18(1), 41-50.
- Pandis, S. N. (2004). Atmospheric aerosol processes, in *Particulate Matter Science for Policy Makers*, ed. P. H. McMurry, Cambridge University Press.
- Pang, Y., Jones, M. R., Tellez-Plaza, M., Guallar, E., Vaidya, D., Post, W. S., ... & Navas-Acien, A. (2016). Association of Geography and Ambient Air Pollution with Urine Metal Concentrations in Six US Cities: The Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(3), 324.
- Panis, L. (2008). The effect of changing background emissions on external cost estimates for secondary particulates. *Open Environmental Sciences*, 2, 47-53.

- Park, S. K., O'Neill, M. S., Vokonas, P. S., Sparrow, D., & Schwartz, J. (2005). Effects of air pollution on heart rate variability: the VA normative aging study. *Environmental health perspectives*, 304-309.
- PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. (2005). 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.
- PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. (2008). 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.
- Pekkanen, J., Timonen, K. L., Ruuskanen, J., Reponen, A., & Mirme, A. (1997). Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environmental research*, 74(1), 24-33.
- Pekkanen, J., Peters, A., Hoek, G., Tiittanen, P., Brunekreef, B., de Hartog, J., ... & Timonen, K. L. (2002). Particulate Air Pollution and Risk of ST-Segment Depression During Repeated Submaximal Exercise Tests Among Subjects With Coronary Heart Disease The Exposure and Risk Assessment for Fine and Ultrafine Particles in Ambient Air (ULTRA) Study. *Circulation*, 106(8), 933-938.
- Penttinen, P., Timonen, K. L., Tiittanen, P., Mirme, A., Ruuskanen, J., & Pekkanen, J. (2001a). Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *European respiratory journal*, 17(3), 428-435.
- Penttinen, P., Timonen, K. L., Tiittanen, P., Mirme, A., Ruuskanen, J., & Pekkanen, J. (2001b). Number concentration and size of particles in urban air: effects on spirometric lung function in adult asthmatic subjects. *Environmental health perspectives*, 109(4), 319.
- Peralta-Videa, J. R., Zhao, L., Lopez-Moreno, M. L., de la Rosa, G., Hong, J., & Gardea-Torresdey, J. L. (2011). Nanomaterials and the environment: a review for the biennium 2008–2010. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 1-15.
- Perera, F. P., Li, Z., Whyatt, R., Hoepner, L., Wang, S., Camann, D., & Rauh, V. (2009).

- Prenatal airborne polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and child IQ at age 5 years. *Pediatrics*, 124(2), e195-e202.
- Perraud, V., Bruns, E. A., Ezell, M. J., Johnson, S. N., Yu, Y., Alexander, M. L., ... & Pankow, J. F. (2012). Nonequilibrium atmospheric secondary organic aerosol formation and growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(8), 2836-2841.
- Persily, A. (2009). *Measurement of Incidental Nanoparticles in Residential Environments*. Website: <https://www3.epa.gov/ttn/emc/meetnw/2009/nano10.pdf>
- Perusquia, A. L., Avitia, A. Y. C., Rios, M. D., Pérez, J. T., & Marguez, J. P. F. (2016). Material particulado y metales pesados en aire en ciudades mexicanas. *CULCyT*, (56).
- Peters, A., Wichmann, H. E., Tuch, T., Heinrich, J., & Heyder, J. (1997). Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 155(4), 1376-1383.
- Peters, A., Hampel, R., Cyrus, J., Breitner, S., Gerschkat, U., Kraus, U., ... & Schneider, A. (2015). Elevated particle number concentrations induce immediate changes in heart rate variability: a panel study in individuals with impaired glucose metabolism or diabetes. *Particle and fibre toxicology*, 12(1), 1.
- Pey, J., Querol, X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Putaud, J. P., & Van Dingenen, R. (2009). Source apportionment of urban fine and ultra-fine particle number concentration in a Western Mediterranean city. *Atmospheric Environment*, 43(29), 4407-4415.
- Pfeiffer, M. L. (2002). El principio de precaución. Su aplicación al ámbito de las investigaciones biotecnológicas.
- Pieters, N., Koppen, G., Van Poppel, M., De Prins, S., Cox, B., Dons, E., ... & Nawrot, T. S. (2015). Blood pressure and same-day exposure to air pollution at school: associations with nano-sized to coarse PM in children. *Environmental health perspectives*, 123(7), 737.
- Pope III, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the air & waste management association*, 56(6),

709-742.

- Porta, M., Puigdomènech, E., Ballester, F., Selva, J., Ribas-Fitó, N., Llop, S., & López, T. (2008). Monitoring concentrations of persistent organic pollutants in the general population: the international experience. *Environment International*, 34(4), 546-561.
- Porto-Gonçalves, C. W. (2004). *O desafio ambiental*. Record.
- Pöschl, U. (2005). Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie International Edition*, 44(46), 7520-7540.
- Prospero, J. M. (1999). Long-range transport of mineral dust in the global atmosphere: Impact of African dust on the environment of the southeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7), 3396-3403.
- Prospero, J. M., Ginoux, P., Torres, O., Nicholson, S. E., & Gill, T. E. (2002). Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus 7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Reviews of geophysics*, 40(1).
- Puigcerver, M., & Carrascal, M. D. (2006). *El medio atmosférico: meteorología y contaminación*. Publicacions i Edicions Universitat de Barcelona.
- Putaud, J. P., Van Dingenen, R., Alastuey, A., Bauer, H., Birmili, W., Cyrys, J., ... & Harrison, R. M. (2010). A European aerosol phenomenology-3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment*, 44(10), 1308-1320.
- Puustinen, A., Hämeri, K., Pekkanen, J., Kulmala, M., De Hartog, J., Meliefste, K., ... & Kotronarou, A. (2007). Spatial variation of particle number and mass over four European cities. *Atmospheric Environment*, 41(31), 6622-6636.
- Raes, F. (1995). Entrainment of free tropospheric aerosols as a regulating mechanism for cloud condensation nuclei in the remote marine boundary layer. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ALL SERIES-*, 100, 2893-2893.
- Rappenglück, B., Oyola, P., Olaeta, I., & Fabian, P. (2000). The evolution of photochemical smog in the Metropolitan Area of Santiago de Chile. *Journal of Applied Meteorology*, 39(3), 275-290.

- Ravindra, K., Sokhi, R., & Van Grieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42(13), 2895-2921.
- Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., Pey, J., Moreno, T., ... & Dall'Osto, M. (2011). New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(13), 6207-6227.
- Reiss, R., Anderson, E. L., Cross, C. E., Hidy, G., Hoel, D., McClellan, R., & Moolgavkar, S. (2007). Evidence of health impacts of sulfate-and nitrate-containing particles in ambient air. *Inhalation toxicology*, 19(5), 419-449.
- Reyes-Sánchez, L. B. (2012). Aporte de la química verde a la construcción de una ciencia socialmente responsable. *Educación Química*, 23(2), 222-229.
- Riechmann, J. (2003). Biomímesis. *El Ecologista*, (36), 28-31.
- Riipinen, I., Sihto, S. L., Kulmala, M., Arnold, F., Maso, M. D., Birmili, W., ... & Lehtinen, K. E. J. (2007). Connections between atmospheric sulphuric acid and new particle formation during QUEST III–IV campaigns in Heidelberg and Hyytiälä. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(8), 1899-1914.
- Rim, D., Wallace, L., & Persily, A. (2010). Infiltration of outdoor ultrafine particles into a test house. *Environmental science & technology*, 44(15), 5908-5913.
- Rinaldo, M., Andujar, P., Lacourt, A., Martinon, L., Raffin, M. C., Dumortier, P., ... & Brochard, P. (2015). Perspectives in biological monitoring of inhaled nanosized particles. *Annals of Occupational Hygiene*, 59(6), 669-680.
- Ristovski, Z. D., Jayaratne, E. R., Lim, M., Ayoko, G. A., & Morawska, L. (2006). Influence of diesel fuel sulfur on nanoparticle emissions from city buses. *Environmental science & technology*, 40(4), 1314-1320.
- Ritter, L., Solomon, K. R., Forget, J., Stemeroff, M., & O'Leary, C. (1996, March). Persistent organic pollutants. An Assessment Report on: DDT–Aldrin–Dieldrin–Chlordane–Heptachlor–Hexachlorobenzene–Mirex–Toxaphene, Polychlorinated Biphenyls, Dioxins and Furans. In *Second Meeting of ISG, Canberra, Australia* (pp. 5-8).

- Rodríguez, S., & Cuevas, E. (2007). The contributions of “minimum primary emissions” and “new particle formation enhancements” to the particle number concentration in urban air. *Journal of Aerosol Science*, 38(12), 1207-1219.
- Rodríguez, S., Van Dingenen, R., Putaud, J. P., Dell'Acqua, A., Pey, J., Querol, X., ... & Tardivo, R. (2007). A study on the relationship between mass concentrations, chemistry and number size distribution of urban fine aerosols in Milan, Barcelona and London. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(9), 2217-2232.
- Rodríguez, S., Cuevas, E., González, Y., Ramos, R., Romero, P. M., Pérez, N., ... & Alastuey, A. (2008). Influence of sea breeze circulation and road traffic emissions on the relationship between particle number, black carbon, PM₁, PM_{2.5} and PM_{2.5-10} concentrations in a coastal city. *Atmospheric Environment*, 42(26), 6523-6534.
- Rojas Bracho, L., & Garibay Bravo, V. (2003). Las partículas suspendidas, aeropartículas o aerosoles:¿ hacen daño a la salud?;¿ podemos hacer algo?. *Gaceta ecológica*, (69).
- Romero Rodríguez, B. I. (2003). El análisis del ciclo de vida y la gestión ambiental. *Boletín iIE*, 91-97.
- Rosenbohm, E., Vogt, R., Scheer, V., Nielsen, O. J., Dreiseidler, A., Baumbach, G., ... & Jaeschke, W. (2005). Particulate size distributions and mass measured at a motorway during the BAB II campaign. *Atmospheric Environment*, 39(31), 5696-5709.
- Rothen-Rutishauser, B., Mühlfeld, C., Blank, F., Musso, C., & Gehr, P. (2007). Translocation of particles and inflammatory responses after exposure to fine particles and nanoparticles in an epithelial airway model. *Particle and Fibre Toxicology*, 4(1), 1.
- Routledge, H. C., Ayres, J. G., & Townend, J. N. (2003). Why cardiologists should be interested in air pollution. *Heart*, 89(12), 1383-1388.
- Roy, A., Sheffield, P., Wong, K., & Trasande, L. (2011). The effects of outdoor air pollutants on the costs of pediatric asthma hospitalizations in the United States, 1999-2007. *Medical care*, 49(9), 810.
- Rückerl, R., Phipps, R. P., Schneider, A., Frampton, M., Cyrys, J., Oberdörster, G., ... &

- Peters, A. (2007). Ultrafine particles and platelet activation in patients with coronary heart disease—results from a prospective panel study. *Particle and Fibre Toxicology*, 4(1), 1.
- Rückerl, R., Hampel, R., Ylin-Tuomi, T., Lanki, T., Breitner, S., Cyrus, J., ... & Küpper, U. (2009). Personal measurements of ultrafine particles are associated with decreased heart rate variability. *Epidemiology*, 20(6), S19.
- Rückerl, R., Schneider, A., Breitner, S., Cyrus, J., & Peters, A. (2011). Health effects of particulate air pollution: a review of epidemiological evidence. *Inhalation toxicology*, 23(10), 555-592.
- Ruuskanen, J., Tuch, T., Ten Brink, H., Peters, A., Khlystov, A., Mirme, A., ... & Vallius, M. (2001). Concentrations of ultrafine, fine and PM 2.5 particles in three European cities. *Atmospheric Environment*, 35(21), 3729-3738.
- Sainz-Pardo, P., & Vaquero, I. R. (2007). *El medio ambiente en Europa estado y perspectivas 2005* (No. 333.7021 M4/2007).
- Sajani, S. Z., Ricciardelli, I., Trentini, A., Bacco, D., Maccone, C., Castellazzi, S., ... & Harrison, R. M. (2015). Spatial and indoor/outdoor gradients in urban concentrations of ultrafine particles and PM 2.5 mass and chemical components. *Atmospheric Environment*, 103, 307-320.
- Sánchez, E. (2002). El principio de precaución: implicaciones para la salud pública. *Gaceta Sanitaria*, 16(5), 371-373.
- Sánchez, M. (2015). *Introducción y conceptos básicos diseño regenerativo*. Website: <http://es.slideshare.net/MarcoSanchez42/iso-14000-mtsc>
- Sanderson, P., Delgado-Saborit, J. M., & Harrison, R. M. (2014). A review of chemical and physical characterisation of atmospheric metallic nanoparticles. *Atmospheric Environment*, 94, 353-365.
- Sannolo, N., Lamberti, M., & Pedata, P. (2009). [Human health effects of ultrafine particles]. *Giornale italiano di medicina del lavoro ed ergonomia*, 32(4 Suppl), 348-351.
- Santer, B. D., Taylor, K. E., Wigley, T. M. L., Johns, T. C., Jones, P. D., Karoly, D. J., ... & Schwarzkopf, M. D. (1996). A search for human influences on the thermal

- structure of the atmosphere. *Nature*, 382(6586), 39-46.
- Sarnat, S. E., Suh, H. H., Coull, B. A., Schwartz, J., Stone, P. H., & Gold, D. R. (2006). Ambient particulate air pollution and cardiac arrhythmia in a panel of older adults in Steubenville, Ohio. *Occupational and environmental medicine*, 63(10), 700-706.
- Schaumann, F., Frömke, C., Dijkstra, D., Alessandrini, F., Windt, H., Karg, E., ... & Hohlfeld, J. M. (2014). Effects of ultrafine particles on the allergic inflammation in the lung of asthmatics: results of a double-blinded randomized cross-over clinical pilot study. *Particle and fibre toxicology*, 11(1), 1.
- Schleh, C., Mühlfeld, C., Pulskamp, K., Schmiedl, A., Nassimi, M., Lauenstein, H. D., ... & Hohlfeld, J. M. (2009). The effect of titanium dioxide nanoparticles on pulmonary surfactant function and ultrastructure. *Respiratory research*, 10(1), 1-11.
- Schneider, A., Hampel, R., Ibald-Mulli, A., Zareba, W., Schmidt, G., Schneider, R., ... & Wölke, G. (2010). Changes in deceleration capacity of heart rate and heart rate variability induced by ambient air pollution in individuals with coronary artery disease. *Particle and fibre toxicology*, 7(1), 1.
- Schutz, L. W., Prospero, J. M., Buat-Ménard, P., Harriss, R., Carvalho, R. A., Heidam, N. Z., ... & Jaenicke, R. (1990). The long-range transport of mineral aerosols: group report. In *The Long-Range Atmospheric Transport of Natural and Contaminant Substances* (pp. 197-229). Springer Netherlands.
- Schwartz, J. (2000). The distributed lag between air pollution and daily deaths. *Epidemiology*, 11(3), 320-326.
- Schwartz, J. (2004). Air pollution and children's health. *Pediatrics*, 113, 1037-1043.
- Seaton, A., MacNee, W., Donaldson, K., & Godden, D. (1995). Particulate air pollution and acute health effects *Lancet* 345: 176-178. *Find this article online.*
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. John Wiley & Sons.
- Seira, C. C. (2004). El principio de precaución: reflexiones sobre su contenido y alcance en los derechos comunitario y español. *Revista de administración pública*, (163),

73-126.

- Sellier, Y., Galineau, J., Hulin, A., Caini, F., Marquis, N., Navel, V., ... & Lepeule, J. (2014). Health effects of ambient air pollution: do different methods for estimating exposure lead to different results?. *Environment international*, 66, 165-173.
- Semmler-Behnke, M., Takenaka, S., Fertsch, S., Wenk, A., Seitz, J., Mayer, P., ... & Kreyling, W. G. (2007). Efficient elimination of inhaled nanoparticles from the alveolar region: evidence for interstitial uptake and subsequent reentrainment onto airways epithelium. *Environmental Health Perspectives*, 728-733.
- Senge, P. M., & Sterman, J. D. (1992). Systems thinking and organizational learning: Acting locally and thinking globally in the organization of the future. *European journal of operational research*, 59(1), 137-150.
- Sepúlveda, S., Castro, A., Rojas, P., Chavarría, H., & Picado, E. (1998). *Metodología para estimar el nivel de desarrollo sostenible en espacios territoriales* (p. 76pag). IICA.
- Shah, A. S., Langrish, J. P., Nair, H., McAllister, D. A., Hunter, A. L., Donaldson, K., ... & Mills, N. L. (2013). Global association of air pollution and heart failure: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet*, 382(9897), 1039-1048.
- Shanawaz, S., & Nafees, T. (2014). Air Pollution Exposure Assessment Studies. *J Microb Biochem Technol*, 1, 2.
- Shannahan, J. H., Kodavanti, U. P., & Brown, J. M. (2012). Manufactured and airborne nanoparticle cardiopulmonary interactions: a review of mechanisms and the possible contribution of mast cells. *Inhalation toxicology*, 24(5), 320-339.
- Sheppard, L., Levy, D., Norris, G., Larson, T. V., & Koenig, J. Q. (1999). Effects of ambient air pollution on nonelderly asthma hospital admissions in Seattle, Washington, 1987-1994. *Epidemiology*, 10(1), 23-30.
- Shi, J. P., & Harrison, R. M. (1999). Investigation of ultrafine particle formation during diesel exhaust dilution. *Environmental Science & Technology*, 33(21), 3730-3736.
- Shi, J. P., Evans, D. E., Khan, A. A., & Harrison, R. M. (2001). Sources and concentration of nanoparticles (< 10nm diameter) in the urban atmosphere. *Atmospheric Environment*, 35(7), 1193-1202.

- Shi, S., Li, Y., & Zhao, B. (2014). Deposition velocity of fine and ultrafine particles onto manikin surfaces in indoor environment of different facial air speeds. *Building and Environment*, *81*, 388-395.
- Shi, X., Chen, R., Huo, L., Zhao, L., Bai, R., Long, D., ... & Chen, C. (2015). Evaluation of Nanoparticles Emitted from Printers in a lean Chamber, a Copy Center and Office Rooms: ealth Risks of Indoor Air Quality. *Journal of nanoscience and nanotechnology*, *15*(12), 9554-9564.
- Simkó, M., & Mattsson, M. O. (2010). Risks from accidental exposures to engineered nanoparticles and neurological health effects: a critical review. *Particle and fibre toxicology*, *7*(1), 1.
- Sioutas, C., Delfino, R. J., & Singh, M. (2005). Exposure assessment for atmospheric ultrafine particles (UFPs) and implications in epidemiologic research. *Environmental health perspectives*, 947-955.
- Shipman, J., Wilson, J. D., & Todd, A. W. (2009). *An Introduction to Physical Science*. Cengage Learning.
- Slezakova, K., Morais, S., & do Carmo Pereira, M. (2013). Atmospheric nanoparticles and their impacts on public health. *Current Topics in Public Health*.
- Solomon, P. A., & Hopke, P. K. (2008). A Special Issue of JA&WMA Supporting Key Scientific and Policy-and Health-Relevant Findings from EPA's Particulate Matter Supersites Program and Related Studies: An Integration and Synthesis of Results. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *58*(2), 137-139.
- Solomon, P. A., & Hopke, P. K. (2008). The US Environmental Protection Agency's Particulate Matter Supersites Program: An Integrated Synthesis of Scientific Findings and Policy-and Health-Relevant Insights. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *58*(13), s-1.
- Solomon, P. A., & Sioutas, C. (2008). Continuous and semicontinuous monitoring techniques for particulate matter mass and chemical components: a synthesis of findings from EPA's particulate matter supersites program and related studies. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *58*(2), 164-195.
- Solomon, P. A., Costantini, M., Grahame, T. J., Gerlofs-Nijland, M. E., Cassee, F. R.,

- Russell, A. G., ... & Saldiva, P. (2012). Air pollution and health: bridging the gap from sources to health outcomes: conference summary. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 5(1), 9-62.
- Solomon, P. A. (2012). An overview of ultrafine particles in ambient air. *EM*, (May), 18-23.
- Sorribas, M., Adame, J. A., Olmo, F. J., Vilaplana, J. M., Gil-Ojeda, M., & Alados-Arboledas, L. (2015). A long-term study of new particle formation in a coastal environment: Meteorology, gas phase and solar radiation implications. *Science of the Total Environment*, 511, 723-737.
- Spinazzè, A., Cattaneo, A., Peruzzo, C., & Cavallo, D. M. (2014). Modeling population exposure to ultrafine particles in a major Italian urban area. *International journal of environmental research and public health*, 11(10), 10641-10662.
- Spira-Cohen, A., Chen, L. C., Kendall, M., Lall, R., & Thurston, G. D. (2011). Personal exposures to traffic-related air pollution and acute respiratory health among Bronx schoolchildren with asthma. *Environmental Health Perspectives*, 119(4), 559.
- Stapleton, R. M., Hemminger, P., & Senecah, S. L. (2004). *Pollution A to Z, Volumes 1 & 2*. Macmillan Reference USA.
- Stellman, J. M., Osinsky, D., & Markkanen, P. (1998). Fluorocarburos. Enciclopedia de la Salud, Vol. 4. Ministerio de Empleo y Seguridad Social.
- Stern, N. (2007). *The economics of climate change: the Stern review*. Cambridge University press.
- Stewart, J. C., Chalupa, D. C., Devlin, R. B., Frasier, L. M., Huang, L. S., Little, E. L., ... & Utell, M. J. (2010). Vascular effects of ultrafine particles in persons with type 2 diabetes. *Environmental health perspectives*, 118(12), 1692.
- Stoeger, T., Reinhard, C., Takenaka, S., Schroepel, A., Karg, E., Ritter, B., ... & Schulz, H. (2006). Instillation of six different ultrafine carbon particles indicates a surface area threshold dose for acute lung inflammation in mice. *Environmental health perspectives*, 328-333.
- Stölzel, M., Breitner, S., Cyrys, J., Pitz, M., Wölke, G., Kreyling, W., ... & Peters, A. (2007). Daily mortality and particulate matter in different size classes in Erfurt,

- Germany. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17(5), 458-467.
- Stone, R. S., Sharma, S., Herber, A., Eleftheriadis, K., & Nelson, D. W. (2014). A characterization of Arctic aerosols on the basis of aerosol optical depth and black carbon measurements. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 2(1), 000027.
- Strak, M., Boogaard, H., Meliefste, K., Oldenwening, M., Zuurbier, M., Brunekreef, B., & Hoek, G. (2010). Respiratory health effects of ultrafine and fine particle exposure in cyclists. *Occupational and environmental medicine*, 67(2), 118-124.
- Su, Y., Sipin, M. F., Spencer, M. T., Qin, X., Moffet, R. C., Shields, L. G., ... & Hopke, P. K. (2006). Real-time characterization of the composition of individual particles emitted from ultrafine particle concentrators. *Aerosol Science and Technology*, 40(6), 437-455.
- Suglia, S. F., Gryparis, A., Wright, R. O., Schwartz, J., & Wright, R. J. (2008). Association of black carbon with cognition among children in a prospective birth cohort study. *American journal of epidemiology*, 167(3), 280-286.
- Sullivan, R. C., & Pryor, S. C. (2016). Dynamic and chemical controls on new particle formation occurrence and characteristics from in situ and satellite-based measurements. *Atmospheric Environment*, 127, 316-325.
- Sun, Q., Yue, P., Ying, Z., Cardounel, A. J., Brook, R. D., Devlin, R., ... & Rajagopalan, S. (2008). Air pollution exposure potentiates hypertension through reactive oxygen species-mediated activation of Rho/ROCK. *Arteriosclerosis, thrombosis, and vascular biology*, 28(10), 1760-1766.
- Sunyer, J., Castellsagué, J., Sáez, M., Tobias, A., & Antó, J. M. (1996). Air pollution and mortality in Barcelona. *Journal of epidemiology and community health*, 50(Suppl 1), s76-s80.
- Sunyer, J., Esnaola, M., Alvarez-Pedrerol, M., Forn, J., Rivas, I., López-Vicente, M., ... & Viana, M. (2015). Association between traffic-related air pollution in schools and cognitive development in primary school children: a prospective cohort study. *PLoS Med*, 12(3), e1001792.
- Tang, C. S., Chang, L. T., Lee, H. C., & Chan, C. C. (2007). Effects of personal particu-

- late matter on peak expiratory flow rate of asthmatic children. *Science of the total environment*, 382(1), 43-51.
- Tealdi, J. C. (2008). Diccionario Latinoamericano de Bioética. Bogotá: Unibiblos-Universidad Nacional de Colombia.
- Ten Brink, H., Hoek, G., & Khlystov, A. (2005). An approach to monitor the fraction of elemental carbon in the ultrafine aerosol. *Atmospheric Environment*, 39(33), 6255-6259.
- Terzano, C., Di Stefano, F., Conti, V., Graziani, E., & Petroianni, A. (2010). Air pollution ultrafine particles: toxicity beyond the lung. *Eur Rev Med Pharmacol Sci*, 14(10), 809-21.
- Thatcher, T., & Kirchstetter, T. (2011). Assessing Near-Field Exposures from Distributed Residential Wood Smoke Combustion Sources. *Contract*, 7, 308.
- Timonen, K. L., Vanninen, E., De Hartog, J., Ibaldo-Mulli, A., Brunekreef, B., Gold, D. R., ... & Tarkiainen, T. (2006). Effects of ultrafine and fine particulate and gaseous air pollution on cardiac autonomic control in subjects with coronary artery disease: the ULTRA study. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 16(4), 332-341.
- Tisdell, C. (2010). The precautionary principle revisited: its interpretations and their conservation consequences. *The Singapore Economic Review*, 55(02), 335-352.
- Tranfield, E. M. & Walker, D. C. (2012). *Understanding Human Illness and Death Following Exposure to Particulate Matter Air Pollution*. INTECH Open Access Publisher.
- Tsai, J. H., Hsu, Y. C., Weng, H. C., Lin, W. Y., & Jeng, F. T. (2000). Air pollutant emission factors from new and in-use motorcycles. *Atmospheric Environment*, 34(28), 4747-4754.
- Tsai, S. S., Chang, C. C., & Yang, C. Y. (2013). Fine particulate air pollution and hospital admissions for chronic obstructive pulmonary disease: A case-crossover study in Taipei. *International journal of environmental research and public health*, 10(11), 6015-6026.
- Tunved, P., Hansson, H. C., Kerminen, V. M., Ström, J., Dal Maso, M., Lihavainen,

- H., ... & Kulmala, M. (2006). High natural aerosol loading over boreal forests. *Science*, 312(5771), 261-263.
- UNEP, W. (2011). Integrated assessment of black carbon and tropospheric ozone: Summary for Decision Makers. *United Nations Environment Programme, Nairobi*.
- UNICEF., & World Health Organization. (2002). *Children in the New Millennium: Environmental Impact on Health*. UNEP/Earthprint.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2004). Air quality criteria for particulate matter, Vol. 1. *National Center for Environmental Assessment-RTP Office*.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2004). Air quality criteria for particulate matter, Vol. 2. *National Center for Environmental Assessment-RTP Office*.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2009). Integrated science assessment for particulate matter. *US Environmental Protection Agency Washington, DC*.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2009). *Nanoparticle Air Monitoring Workshop Presentations*. Website: <https://www3.epa.gov/ttn/emc/2009ws.html>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2016). *Particulate Matter (PM) Basics*. Website: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>
- Vallack, H.W., Bakker, D.J., Brandt, I., Broström-Lundé, E., Brouwer, A., Bull, K.R., ... & Taalman, R.D.F. (1998). Controlling persistent organic pollutants—what next?. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 6(3), 143-175.
- Van Broekhuizen, P., Van Veelen, W. I. M., Streekstra, W. H., Schulte, P., & Reijnders, L. (2012). Exposure limits for nanoparticles: report of an international workshop on nano reference values. *Annals of occupational hygiene*, 56(5), 515-524.
- Van Dingenen, R., Raes, F., Putaud, J. P., Baltensperger, U., Charron, A., Facchini, M. C., ... & Harrison, R. M. (2004). A European aerosol phenomenology—1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38(16), 2561-2577.
- Viana, M., Rivas, I., Querol, X., Alastuey, A., Sunyer, J., Álvarez-Pedrerol, M., ... & Sioutas, C. (2014). Indoor/outdoor relationships and mass closure of quasi-ultrafine, accumulation and coarse particles in Barcelona schools. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(9), 4459-4472.

- Vilches, A., & Pérez, D. (2011). Papel de la Química y su enseñanza en la construcción de un futuro sostenible. *Educ. quím. Versión digital*, 1-14.
- Vincent, J. F., Bogatyreva, O. A., Bogatyrev, N. R., Bowyer, A., & Pahl, A. K. (2006). Biomimetics: its practice and theory. *Journal of the Royal Society Interface*, 3(9), 471-482.
- Vinzents, P. S., Møller, P., Sørensen, M., Knudsen, L. E., Hertel, O., Jensen, F. P., ... & Loft, S. (2005). Personal exposure to ultrafine particles and oxidative DNA damage. *Environmental health perspectives*, 1485-1490.
- Von Klot, S., Wölke, G., Tuch, T., Heinrich, J., Dockery, D. W., Schwartz, J., ... & Peters, A. (2002). Increased asthma medication use in association with ambient fine and ultrafine particles. *European Respiratory Journal*, 20(3), 691-702.
- Vriens, A., Nawrot, T. S., Saenen, N. D., Provost, E. B., Kicinski, M., Lefebvre, W., ... & De Boever, P. (2016). Recent exposure to ultrafine particles in school children alters miR-222 expression in the extracellular fraction of saliva. *Environmental Health*, 15(1), 80.
- Wählin, P., Palmgren, F., Van Dingenen, R., & Raes, F. (2001). Pronounced decrease of ambient particle number emissions from diesel traffic in Denmark after reduction of the sulphur content in diesel fuel. *Atmospheric Environment*, 35(21), 3549-3552.
- Wallace, L. A., Ott, W. R., & Weschler, C. J. (2015). Ultrafine particles from electric appliances and cooking pans: experiments suggesting desorption/nucleation of sorbed organics as the primary source. *Indoor air*, 25(5), 536-546.
- Walser, T., Hellweg, S., Juraske, R., Luechinger, N. A., Wang, J., & Fierz, M. (2012). Exposure to engineered nanoparticles: model and measurements for accident situations in laboratories. *Science of the Total Environment*, 420, 119-126.
- Wang, D., Pakbin, P., Shafer, M. M., Antkiewicz, D., Schauer, J. J., & Sioutas, C. (2013). Macrophage reactive oxygen species activity of water-soluble and water-insoluble fractions of ambient coarse, PM 2.5 and ultrafine particulate matter (PM) in Los Angeles. *Atmospheric Environment*, 77, 301-310.
- Weber, R. J., Marti, J. J., McMurry, P. H., Eisele, F. L., Tanner, D. J., & Jefferson, A.

- (1996). Measured atmospheric new particle formation rates: Implications for nucleation mechanisms. *Chemical Engineering Communications*, 151(1), 53-64.
- Weber, R. J., Marti, J. J., McMurry, P. H., Eisele, F. L., Tanner, D. J., & Jefferson, A. (1997). Measurements of new particle formation and ultrafine particle growth rates at a clean continental site. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH-ALL SERIES-*, 102, 4375-4385.
- Weichenthal, S., Dufresne, A., & Infante-Rivard, C. (2007). Indoor ultrafine particles and childhood asthma: exploring a potential public health concern. *Indoor air*, 17(2), 81-91.
- Weichenthal, S., Lavigne, E., Evans, G., Pollitt, K., & Burnett, R. T. (2016). Ambient PM 2.5 and risk of emergency room visits for myocardial infarction: impact of regional PM 2.5 oxidative potential: a case-crossover study. *Environmental Health*, 15(1), 1.
- Weichenthal, S., Crouse, D. L., Pinault, L., Godri-Pollitt, K., Lavigne, E., Evans, G., ... & Burnett, R. T. (2016). Oxidative burden of fine particulate air pollution and risk of cause-specific mortality in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). *Environmental research*, 146, 92-99.
- Weisel, C. P. (2002). Assessing exposure to air toxics relative to asthma. *Environmental health perspectives*, 110(Suppl 4), 527.
- West, J. B. (2011). *Pulmonary pathophysiology: the essentials*. Lippincott Williams & Wilkins.
- Westerdahl, D., Fruin, S., Sax, T., Fine, P. M., & Sioutas, C. (2005). Mobile platform measurements of ultrafine particles and associated pollutant concentrations on freeways and residential streets in Los Angeles. *Atmospheric Environment*, 39(20), 3597-3610.
- Westerdahl, D. (2006). *Ultrafine Particles*. Website: <https://www3.epa.gov/ttnamti1/files/2006conference/westerdahl.pdf>
- Wichmann, H. E., Spix, C., Tuch, T., Wölke, G., Peters, A., Heinrich, J., ... & Heyder, J. (2000). Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany part I: role of particle number and particle mass. *Research report (Health Effects Institu-*

- te), (98), 5-86.
- Wilkinson, D. M. (2006). *Fundamental processes in ecology: an earth systems approach*. Oxford University Press.
- World Health Organization. (2000). Air quality guidelines for Europe.
- World Health Organization. (2003). Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide: report on a WHO working group, Bonn, Germany 13-15 January 2003.
- World Health Organization. (2005). Effects of air pollution on children's health and development: a review of the evidence.
- World Health Organization. (2006). Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. *Copenhagen, Denmark*.
- World Health Organization. (2006). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk assessment.
- World Health Organization. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution-REVIHAAP Project. *Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe*.
- World Health Organization. (2014). 7 million premature deaths annually linked to air pollution. *World Health Organization, Geneva, Switzerland*.
- Wu, H., Reis, S., & Heal, M. R. Peripatetic measurements of black carbon, ultrafine particles and fine particles in the south of Edinburgh.
- Xia, T., Korge, P., Weiss, J. N., Li, N., Venkatesen, M. I., Sioutas, C., & Nel, A. (2004). Quinones and aromatic chemical compounds in particulate matter induce mitochondrial dysfunction: implications for ultrafine particle toxicity. *Environmental health perspectives*, 1347-1358.
- Xia, T., Li, N., & Nel, A. E. (2009). Potential health impact of nanoparticles. *Annual review of public health*, 30, 137-150.
- Xiong, T., Leveque, T., Shahid, M., Foucault, Y., Mombo, S., & Dumat, C. (2014). Lead and cadmium phytoavailability and human bioaccessibility for vegetables exposed to soil or atmospheric pollution by process ultrafine particles. *Journal of environ-*

- mental quality*, 43(5), 1593-1600.
- Xu, Q., Li, X., Wang, S., Wang, C., Huang, F., Gao, Q., ... & Guo, X. (2016). Fine Particulate Air Pollution and Hospital Emergency Room Visits for Respiratory Disease in Urban Areas in Beijing, China, in 2013. *PloS one*, 11(4), e0153099.
- Ye, X., Peng, L., Kan, H., Wang, W., Geng, F., Mu, Z., ... & Yang, D. (2016). Acute Effects of Particulate Air Pollution on the Incidence of Coronary Heart Disease in Shanghai, China. *PloS one*, 11(3), e0151119.
- Yegambaram, M., Manivannan, B., G Beach, T., & U Halden, R. (2015). Role of environmental contaminants in the etiology of Alzheimer's disease: A review. *Current Alzheimer Research*, 12(2), 116-146.
- Zanobetti, A., Franklin, M., Koutrakis, P., & Schwartz, J. (2009). Fine particulate air pollution and its components in association with cause-specific emergency admissions. *Environ Health*, 8(58), 10-1186.
- Zaveri, R., Shilling, J., Zelenyuk-Imre, A., Liu, j., Bell, D., Wilson, J., ... & Worsnop, D. (2016). *The Surprising Role of Semivolatile Organics in the Growth of Ultrafine Particles*. ASR Science Team Meeting Posters. Website: <http://asr.science.energy.gov/meetings/stm/posters/view?id=1573>
- Zeka, A., Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2005). Short term effects of particulate matter on cause specific mortality: effects of lags and modification by city characteristics. *Occupational and environmental medicine*, 62(10), 718-725.
- Zhang, J., Smith, K. R., Ma, Y., Ye, S., Jiang, F., Qi, W., ... & Thorneloe, S. A. (2000). Greenhouse gases and other airborne pollutants from household stoves in China: a database for emission factors. *Atmospheric Environment*, 34(26), 4537-4549.
- Zhang, R., Suh, I., Zhao, J., Zhang, D., Fortner, E. C., Tie, X., ... & Molina, M. J. (2004). Atmospheric new particle formation enhanced by organic acids. *Science*, 304(5676), 1487-1490.
- Zhang, R., Khalizov, A., Wang, L., Hu, M., & Xu, W. (2011). Nucleation and growth of nanoparticles in the atmosphere. *Chemical Reviews*, 112(3), 1957-2011.
- Zhao, Y., Wang, S., Nielsen, C. P., Li, X., & Hao, J. (2010). Establishment of a database of emission factors for atmospheric pollutants from Chinese coal-fired power

plants. *Atmospheric Environment*, 44(12), 1515-1523.

Zhu, Y., Hinds, W. C., Kim, S., & Sioutas, C. (2002). Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *Journal of the air & waste management association*, 52(9), 1032-1042.

