



Contaminación atmosférica al nivel de calle en las ciudades europeas



2008

Portada: AEMA
Diseño: AEMA

Advertencia

El contenido del presente informe no refleja necesariamente la opinión oficial de la Comisión Europea ni de otras instituciones de la Comunidad Europea. Ni la Agencia Europea de Medio Ambiente ni ninguna persona o empresa que actúe en su nombre es responsable del uso que pueda hacerse de la información contenida en este informe.

Reservados todos los derechos

Queda prohibida la reproducción total o parcial de la presente publicación por cualquier medio, electrónico o mecánico, inclusive fotocopia, grabación o cualquier sistema de almacenamiento y recuperación de información, sin la autorización por escrito del titular de los derechos de autor. Para derechos de traducción o de reproducción, póngase en contacto con AEMA (véase la dirección en la parte inferior de esta página)

En Internet, a través del servidor Europa (<http://europa.eu.int>), puede obtenerse información adicional sobre la Unión Europea.

Revisión científica de la edición en español:

Este trabajo ha sido realizado por TAU Consultora Ambiental por encargo de la Subdirección General de Calidad del Aire y Prevención de Riesgos (Punto Focal Nacional de la AEMA), Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente (MMA).

Supervisión, coordinación y control (MMA):

Israel Pastor Sainz-Pardo
María Jesús Ibáñez de Aldecoa

Coordinación (TAU Consultora Ambiental):

Laura Romero Vaquero

Equipo de revisión:

Miguel Ángel Alario Franco, Universidad Complutense de Madrid
Laura Romero Vaquero, TAU Consultora Ambiental

Corrección de estilo y maquetación:

Tina Guillem

Título original en inglés: *Air pollution at street level in European cities.*

© Agencia Europea de Medio Ambiente, 2006

© de la presente edición Ministerio de Medio Ambiente, 2008

Publicada mediante un convenio con la AEMA y con la Oficina de Publicaciones de la CE (OPOCE)
El Ministerio de Medio Ambiente se responsabiliza por completo de la revisión científica de la traducción.

Catálogo general de publicaciones oficiales
<http://www.060.es>

Edita: Centro de Publicaciones
Secretaría General Técnica
Ministerio de Medio Ambiente ©

I.S.B.N.: 978-84-8320-441-2
NIPO: 310-08-050-X
Depósito Legal: M-15581-2008
Imprime: Jacaryan, S.A.

Impreso en papel reciclado al 100%, totalmente libre de cloro

Presentación de la versión española

Una de las características más significativas de las sociedades europeas, que se ha acentuado en los últimos decenios, es la concentración de su población en grandes ciudades. Las aglomeraciones urbanas se han extendido, a veces de forma no muy ordenada, y generan consecuencias de todo tipo. Algunas de ellas son positivas, sin ninguna duda. Hoy las ciudades europeas encierran potenciales enormes de creación, de productividad, de industrias y servicios. Han contribuido a mejorar algunos rasgos de la calidad de vida, como las opciones de educación y cultura frente a núcleos aislados con menos servicios.

Pero el crecimiento de las ciudades también conlleva consecuencias negativas para la salud humana y el medio ambiente. En esta obra se analiza una de estas consecuencias: la contaminación atmosférica que puede incidir de manera directa en la salud de los ciudadanos europeos: la contaminación en la calle, básicamente provocada por el tráfico. Pese a los esfuerzos realizados, la contaminación atmosférica sigue siendo uno de los principales motivos de insostenibilidad.

Es un factor que está en el origen de numerosas enfermedades respiratorias y fallecimientos prematuros en nuestras ciudades. Por ello supone una preocupación prioritaria para las Administraciones públicas. En Europa ha estado presente en los sucesivos Programas de Actuación en materia de Medio Ambiente, en la Estrategia de Desarrollo Sostenible, en la Estrategia Temática de Calidad del Aire y en Directivas específicas que han tendido a fijar los niveles máximos de contaminantes asumibles y regular las actuaciones para disminuirlos. Se han mejorado las tecnologías y la calidad de los carburantes y los requisitos de protección del medio ambiente se van integrando en los sectores del transporte y la energía.

En España la publicación de este libro sucede a la aprobación de la Estrategia Española de Calidad del Aire y en las Cortes Generales de la Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de Calidad del Aire y Protección de la Atmósfera, prioridad de la política ambiental cuyo articulado aborda la gestión de la calidad del aire y la protección de la atmósfera basándose en los principios de precaución, acción preventiva, de corrección de la contaminación en la fuente, con un enfoque integral e integrador. Este bloque normativo pronto se verá ampliado con la aprobación de la Estrategia Española de Medio Urbano.

Este volumen de la Agencia aporta datos precisos sobre la contaminación en las ciudades europeas. Se han escogido veinte ciudades y se han definido modelos, comparando las predicciones que ofrecen con los resultados de las mediciones en estas veinte ciudades.

Siempre hay que abordar con precaución los intentos de generalizar los resultados. Hay que tener en cuenta la ubicación de las estaciones de control, definir su entorno, tener en cuenta el régimen de vientos, los orígenes de la contaminación que mide. En cada caso, las medidas responden a unas características muy concretas, y la comparación con los resultados de otras estaciones y otras ciudades, puede hacerse con unos límites precisos.

Una de las consecuencias de esta obra es que los modelos empleados, cuando las condiciones y los parámetros están bien definidos, ofrecen unos resultados que se acercan a las medidas reales. Por ello suponen un instrumento eficaz a la hora de definir las medidas necesarias, y sobre todo, a la hora de contrastar su eficacia. Ciertamente hay que completar este estudio con otros enfoques, pero representa un paso adelante, de los muchos que debemos dar entre todos, para garantizar un aire limpio y saludable a los ciudadanos europeos.

Jaime Alejandro
Director general de Calidad y Evaluación Ambiental
Ministerio de Medio Ambiente

Índice

Agradecimientos	4
Resumen general	5
1. Introducción	7
2. Metodología	9
3. Emisiones	10
4. Calidad del aire a escala urbana y local	11
4.1 Año de referencia (2000) y validación frente a las mediciones.....	11
4.2 Escenarios	25
5. Conclusiones y futuros trabajos	31
6. Bibliografía	33
Anexo A	35
Diseño del proyecto SEC	35
Anexo B	38
Anexo C	44
Cálculos de emisiones	44
C1 Escala urbana.....	44
C2 Escala local	44
Anexo D	48

Agradecimientos

El presente informe ha sido preparado por la Agencia Europea de Medio Ambiente y su Centro Temático Europeo sobre Aire y Cambio Climático. Los autores de dicho informe han sido Nicolas Moussiopoulos, Zisis Samaras, Liana Kalognomou, Myrto Giannouli, Sofia Eleftheriadou y Giorgos Mellios de la Universidad Aristóteles, Salónica, Grecia.

Jaroslav Fiala actuó como jefe de proyecto de la AEMA y Nicolas Moussiopoulos como jefe de misión del CTE/ACC. Agradecemos los interesantes comentarios y sugerencias de André Jol, Jaroslav Fiala y André Zuber y de otros miembros de la AEMA y de la DG de Medio Ambiente durante la fase final de la preparación de este informe. También agradecemos los útiles comentarios realizados por los Puntos Focales Nacionales y por representantes de diferentes países.

Resumen general

La contaminación atmosférica provocada por el tráfico sigue siendo uno de los problemas más acuciantes en las zonas urbanas. Continuamente se obtienen pruebas de los efectos negativos de las partículas en suspensión sobre la salud, y resulta alarmante que la mayoría de las emisiones relacionadas con el tráfico se encuentren en la escala de partículas finas en suspensión ($< \text{PM}_{2.5}$). La exposición humana a concentraciones cada vez más altas de contaminantes en las zonas urbanas densamente pobladas es elevada. La mejora de la calidad del aire es, por tanto, una necesidad imperiosa. Con frecuencia, se superan los valores límite de la calidad del aire que deben ser respetados para proteger la salud pública, especialmente en las calles y en otros puntos críticos urbanos.

Este informe compara los niveles de contaminación atmosférica en zonas críticas de tráfico en 20 ciudades europeas con las concentraciones de fondo urbanas de NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. Para analizar y proyectar la calidad del aire se tuvieron en cuenta, además de la situación actual (año de referencia 2000), dos escenarios para 2030 (legislación vigente, LV), y Máximas Reducciones Factibles (MRF). La metodología aplicada en el informe se desarrolló dentro del proyecto “Techo de emisión al nivel de calle (*Street Emission Ceiling, SEC*)” del CTE/ACC. Su objetivo es determinar las reducciones de emisiones locales al nivel de calle necesarias para alcanzar ciertos umbrales de calidad del aire. En su actual fase de desarrollo, la metodología SEC permite analizar proyecciones de escenarios de la calidad del aire al nivel de calle teniendo en cuenta políticas específicas y medidas a escala regional, urbana y de calle.

Se calcularon concentraciones de fondo urbanas para 20 ciudades europeas utilizando el modelo OFIS a escala urbana. Los niveles de fondo regionales se derivaron de los resultados del modelo EMEP. Para el año de referencia, los resultados de OFIS coinciden en gran medida con los datos de medición de Airbase. Se obtuvieron niveles de calidad del aire de fondo urbano reducidos para los dos escenarios futuros estudiados. La mayor mejora se obtuvo para el escenario MRF.

Los incrementos al nivel de calle (es decir, la diferencia entre la concentración de fondo urbana y la de calle) se calcularon utilizando el modelo OSPM a escala de calle. Los incrementos al nivel de calle resultantes de modelos varían de una ciudad a otra en función de la geometría del corredor urbano, la dirección del viento y la velocidad consideradas. Estos valores también están definidos por los niveles de emisión urbana que producen mayores o menores concentraciones de fondo urbanas, y por la composición del parque de vehículos, que produce mayores o menores emisiones en calle. Se calcularon concentraciones al nivel de calle para tres configuraciones hipotéticas de corredor urbano — ancha, cuadrada y estrecha. Se considera que estas configuraciones representan una tipología razonable de corredores urbanos en Europa. Partiendo del hecho de que una misma carga de tráfico diaria (20.000 vehículos al día) atraviesa estos tres tipos de corredores urbanos, los máximos incrementos al nivel de calle se obtienen para el corredor estrecho, ya que su configuración retiene los contaminantes atmosféricos dentro de la calle.

Los resultados para el año de referencia y para un corredor estrecho situado en el centro de la ciudad se corresponden bien con los incrementos observados al nivel de calle. Se ha observado que estos últimos valores disminuyen de forma significativa en ambos escenarios, aunque la máxima reducción se obtiene en el escenario MRF.

También se analizaron los resultados de los modelos OFIS y OSPM para debatir la superación del valor límite de calidad del aire en las 20 ciudades europeas consideradas. En general, el cuadro resultante para la situación de corredor estrecho en el año de referencia 2000 se corresponde razonablemente con las observaciones de NO_2 y PM_{10} . Los días de superación calculados para PM_{10} en 2000 (según el valor límite de 2005, es decir, la media diaria de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no debe ser superada más de 35 días al año) son superiores a los permitidos en casi todas las ciudades en el caso del corredor estrecho, en 14 ciudades en el caso del corredor cuadrado y en la mitad de las ciudades en el caso del corredor ancho. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que la relación de aspecto considerada

para el caso del corredor ancho es bastante elevada y probablemente supera la escala de aplicabilidad del modelo OSPM.

Para la proyección de la calidad del aire en 2030, los resultados indican que al nivel de calle y para un corredor estrecho, el valor límite anual ⁽¹⁾ para NO₂ solamente se cumplirá en muy pocos casos para el escenario CLE y en la mayoría de los casos para el escenario MRF. Sin embargo, no se espera que el valor límite indicativo de PM₁₀ se cumpla ni siquiera en el escenario MRF. Se espera que el número permitido de excesos, según el valor límite de 2010, se cumpla para NO₂ en todas las ciudades para el caso del corredor estrecho, incluso en el escenario CLE. Sin embargo, se observa la superación del valor límite indicativo de PM₁₀ en ciertos casos, incluido en el escenario MRF. Para PM_{2,5} la reducción coincide con las reducciones significativas de las emisiones de PM a escala urbana y de calle atribuidas a la introducción de vehículos que cumplen la norma Euro V y Euro VI.

De forma general, los resultados del modelo se corresponden con las mediciones, teniendo en cuenta las limitaciones impuestas por la similitud entre el corredor urbano real en el que se toman las medidas

y la configuración hipotética de corredor urbano (características de tráfico, ubicación y geometría del corredor urbano, etc.). Por esta razón, los casos especialmente desfavorables observados en ciertas ciudades, donde se registran concentraciones excepcionalmente altas, son difíciles de modelizar salvo que se conozcan en detalle las características específicas de la calle. Es necesario disponer de datos de tráfico local detallados junto con mediciones de la calidad del aire y datos sobre la calle específica para poder valorar la metodología general de este informe. Estos datos también son necesarios para determinar la idoneidad de la selección de las configuraciones de corredor urbano particulares. Las concentraciones de fondo urbanas obtenidas con los inventarios de emisiones disponibles deberían ser comparadas con las de los inventarios de emisiones locales ascendentes actualizadas, siempre que estos estén disponibles. De esta forma, también pueden valorarse los escenarios locales de desarrollo de ciudad. Finalmente, y de acuerdo con la última versión de TREMOVE, se necesitan flotas de vehículos fiables para los Estados miembros nuevos y los países no pertenecientes a la UE para poder obtener proyecciones exactas de la calidad del aire al nivel de calle para estas ciudades.

⁽¹⁾ Según la Directiva 1999/30/CE, en 2010 los valores límite a cumplir para NO₂ son 40 µg/m³ (media anual) y 200 µg/m³ (media horaria que no debe superarse más de 18 veces al año) mientras que para PM₁₀ los valores límite indicativos son 20 µg/m³ (media anual) y 50 µg/m³ (media diaria que no debe superarse más de 7 días al año).

1 Introducción

Para respaldar el análisis coste-efectividad de las propuestas de política de revisión de la legislación de calidad del aire, el programa Aire Puro para Europa (CAFE) ha desarrollado de forma específica instrumentos que combinan modelos científicos avanzados y bases de datos validadas para representar las situaciones de todos los Estados miembros y de los sectores económicos. Para desarrollar y analizar los escenarios de políticas se utilizó el modelo de evaluación integrada RAINS. El enfoque de evaluación integrada se centra en las concentraciones de contaminantes a escala regional en Europa, y principalmente aborda el transporte a larga distancia y el impacto sobre la vegetación y los ecosistemas. Esto también se corresponde con los análisis necesarios para el Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia. Dado que las concentraciones ambientales de ciertos contaminantes atmosféricos presentan una fuerte variabilidad a una escala mucho más detallada (p. ej., a escala urbana y local), el programa CAFE también tiene previsto tratar estos problemas de calidad del aire.

En el marco de CAFE, el proyecto City-Delta pidió a la comunidad científica que estudiara la contribución urbana a la contaminación atmosférica de acuerdo con las estimaciones de modelos a escala regional. El objetivo era identificar y cuantificar los factores que producen diferencias sistemáticas entre concentraciones de contaminación atmosférica de fondo urbanas y rurales. En el marco del proyecto City-Delta se desarrollaron relaciones funcionales útiles que permiten determinar los niveles de calidad del aire urbano en función de las concentraciones de fondo rurales y de factores locales. Sin embargo, estas relaciones funcionales tienen la limitación de que actualmente solo son aplicables a la media anual de la parte antropogénica de $PM_{2,5}$ (Cuvelier *et al.*, 2004). Financiado por la DG Investigación dentro del 5º Programa Marco, el proyecto MERLIN estudió la influencia de estrategias regionales eficaces para reducir la contaminación atmosférica a favor de la calidad del aire urbano, y hasta qué punto éstas eran suficientes para cumplir los valores límite actuales y futuros. Se confirmó la contribución importante de las emisiones urbanas a la contaminación a escala urbana y se observó la necesidad de diseñar estrategias para

mejorar la calidad del aire urbano. El modelo OFIS se aplicó en el contexto de los proyectos City-Delta y MERLIN. Esto permitió valorar el rendimiento del modelo y al mismo tiempo comparar sus resultados con las mediciones y los resultados de otros modelos. La conclusión de ambos proyectos fue que OFIS es una herramienta útil para investigar la calidad del aire actual y futura a escala urbana.

La base de la mayoría de las normas de calidad del aire actualmente válidas son correlaciones estadísticas entre los hallazgos de estudios epidemiológicos y niveles medidos de contaminación atmosférica de fondo urbana. Por tanto, debería considerarse un éxito el hecho de que las actuales herramientas de valoración de la calidad del aire sean capaces de describir adecuadamente las concentraciones de fondo urbanas de contaminantes atmosféricos regulados. Sin embargo, la mayor parte de la población urbana también pasa una cantidad considerable de tiempo en la calle, ejemplo típico de puntos críticos urbanos. Los valores límite también se aplican a estos puntos críticos, ya que las mediciones en Europa demuestran que la calidad del aire cerca de las zonas con un mayor tráfico constituye un problema especial (p. ej., ficha técnica de AEMA TERM 04, 2004). Se necesitan modelos a escala local más detallados para estudiar la calidad del aire en las calles. El trabajo de van den Hout y Teeuwisse (2004) reveló la dificultad para clasificar los diferentes tipos de calles en las ciudades europeas. Dado que las características especiales de los puntos críticos afectan de forma significativa a las concentraciones de contaminantes atmosféricos, se han tenido en cuenta las diferentes geometrías de calle y los diferentes parámetros de tráfico.

Desde 2003, la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) ha financiado el proyecto Techo de emisión al nivel de calle (*Street emission ceiling, SEC*) dentro del programa de trabajo del Centro Temático Europeo sobre Calidad del Aire y Cambio Climático (CTE/ACC). El principal objetivo de SEC es estudiar la calidad del aire al nivel de calle y desarrollar sistemas de valoración de modelos que puedan ser utilizados para realizar una valoración integrada. Al mismo tiempo, el estudio también debe cumplir las necesidades de las autoridades locales. Estos sistemas

deberían permitir la valoración de proyecciones de la calidad del aire de escenarios actuales y futuros, teniendo en cuenta al mismo tiempo políticas y medidas enfocadas a escala regional, urbana y de calle (Anexo A).

Este informe pretende utilizar la experiencia obtenida en SEC para proporcionar una estimación de los niveles de contaminación atmosférica en puntos críticos producidos a escala local dentro de las ciudades, en comparación con los niveles de concentración de fondo urbana. También se incluyen los valores anuales de NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ y los excesos diarios y horarios cuando esto resulta aplicable. Se tienen en cuenta tanto la situación del año de referencia como las proyecciones de escenario,

mientras que la aplicación del modelo multiescala permite la descripción del impacto de políticas y medidas particulares a escala regional, urbana y de calle. De forma opcional, el enfoque propuesto puede utilizarse para valorar el efecto de medidas locales sobre la calidad del aire a escala urbana y local.

Se utilizó el modelo OFIS para calcular concentraciones de fondo urbanas. El resultado satisfactorio de OFIS ha quedado demostrado en los proyectos MERLIN y City-Delta y a la vista del éxito de la aplicación de la secuencia EMEP/OFIS/OSPM en SEC. También se tuvieron en cuenta las limitaciones antes mencionadas relativas a las relaciones funcionales desarrolladas en el proyecto City-Delta.

2 Metodología

La metodología seguida para calcular los niveles de contaminación atmosférica en zonas críticas de las ciudades europeas coincide ampliamente con los hallazgos y los trabajos realizados durante 2003–2004 en el proyecto SEC del CTE/ACC (Anexo A). El trabajo presentado en este informe sigue la descripción incluida en el Plan de aplicación 2005 del CTE/ACC, Tarea 4.4.1.3, “Apoyo del programa CAFE relativo a niveles de contaminación atmosférica en puntos críticos”. Todos los detalles/aclaraciones adicionales fueron tratados con los representantes del programa CAFE.

Por lo tanto, la metodología utilizada para valorar el impacto de las emisiones en calle sobre los niveles de contaminación atmosférica en puntos críticos comprende:

- (a) la escala urbana — modelo OFIS (Arvanitis y Moussiopoulou, 2003), basada en los resultados del modelo EMEP (URL1) — concentraciones y datos meteorológicos — para obtener el fondo urbano.
- (b) la escala local — modelo OSPM (Berkowicz *et al.*, 1997), basada en los resultados del modelo OFIS para estimar los niveles de contaminación atmosférica en puntos críticos.

Los resultados incluidos en el informe se refieren a NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. Para el año de referencia, la validación de los resultados del modelo ha sido realizada frente a mediciones disponibles en Airbase (URL 2). Debido a la ausencia de suficientes datos para ciertas ciudades y para ciertos contaminantes, se han utilizado datos de los años 2001, 2002 y en algunos casos 2003 (ver Anexo B — pueden solicitarse datos adicionales). Estos representan una buena aproximación al nivel de las concentraciones medidas en 2000. Para la proyección de los incrementos al nivel de calle se utiliza un escenario de partida (legislación vigente) (CLE, *Current legislation*) y un escenario de Máximas Reducciones Factibles (MRF) para el año 2030. Estos se definen en Cofala *et al.* (2005).

Los inventarios de emisiones urbanas fueron necesarios como datos de entrada en el modelo OFIS. Se utilizó un enfoque descendente con inventarios desarrollados en el proyecto MERLIN para 20 ciudades ⁽²⁾. Para el análisis de la calidad del aire local fue necesario establecer características específicas de corredor urbano para definir casos de estudio concretos (tipos de calles) en cada ciudad. Al no disponerse de estos datos detallados para los diferentes tipos de calles en Europa, se aplicó un enfoque genérico. Los corredores urbanos hipotéticos a los que se aplicó el modelo OSPM se definieron a partir de la “Metodología tipológica”, que representa un primer intento de categorizar tipos de calles según diferentes parámetros y rangos de parámetros (van den Hout y Teeuwisse, 2004). Se utilizaron los modelos TREMOVE (De Ceuster *et al.*, 2005) y TRENDS (Giannouli *et al.*, 2005) para calcular los datos del parque automovilístico, y a continuación se calcularon las emisiones locales con el modelo de emisiones COPERT 3 (Ntziachristos *et al.*, 2000).

Se calcularon las concentraciones medias anuales y las deltas anuales (o “incrementos al nivel de calle”, es decir, la diferencia entre las concentraciones de calle y las concentraciones de fondo urbanas) para NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ para las 20 ciudades. También se calcularon para estas 20 ciudades los excesos horarios de NO_2 y diarios de PM_{10} , según se definen en la legislación relevante. Utilizando el informe de Metodología tipológica, se realizó un análisis de la calidad del aire en puntos críticos para las dos geometrías de corredor urbano especificadas (cuadrada y ancha). También se tuvo en cuenta una tercera geometría, que representaba un corredor urbano estrecho. Los datos disponibles permitieron analizar un año de referencia (2000) y dos alternativas para el año 2030: los escenarios de Legislación Vigente y de Máximas Reducciones Factibles ⁽³⁾, descritos en detalle en otro lugar (Cofala *et al.*, 2005). Como solicitaron los representantes de CAFE, se garantizó la compatibilidad con el modelo TREMOVE en el informe, presentándose, siempre que era posible, una comparación de los resultados del modelo frente a las observaciones.

⁽²⁾ Amberes, Atenas, Barcelona, Berlín, Bruselas, Budapest, Copenhague, Gdansk, Graz, Helsinki, Katowice, Lisboa, Londres, Marsella, Milán, París, Praga, Roma, Stuttgart y Salónica.

⁽³⁾ Las premisas sobre las tecnologías adoptadas y las eficiencias de las tecnologías de control en el escenario MRF están disponibles en el sitio web de RAINS: <http://www.iiasa.ac.at/web-apps/tap/RainsWeb/> bajo el escenario CP_MRF_Nov04(Nov04).

3 Emisiones

Los inventarios mallados de emisiones urbanas para el año de referencia 2000 fueron preparados por el Instituto de Economía Energética y Uso Racional de Energía (IER) de la Universidad de Stuttgart en el marco de MERLIN, utilizando el modelo de emisiones europeo (Friedrich y Reis, 2004; Schwarz, 2002; Wickert, 2001). Se permitió el uso de los inventarios de emisiones para las 20 zonas urbanas antes mencionadas.

Se realizó una predicción de las proyecciones de emisiones urbanas para el año 2030 según los escenarios de control de emisiones LGEP-CLE y LGEP-MRF (Cofala *et al.*, 2005) y se obtuvieron unas emisiones sectoriales apropiadas (Cofala, 2004). Dado que la información de este tipo solamente estaba disponible por país y no por ciudades, las reducciones de emisiones se calcularon por país (Austria, Bélgica, República Checa, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Hungría, Italia, Polonia, Portugal, España, Reino Unido), categoría SNAP (SNAP 1 - 10 según se describe en el Anexo C, Tabla C1) y contaminante (NO_x , VOC, SO_2 , NH_3 , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$) para el año 2030. Las reducciones de emisiones a nivel urbano fueron consideradas iguales a las

correspondientes a nivel de país. De esta forma se obtuvieron las emisiones urbanas por contaminante y categoría SNAP para el año 2030. Los detalles sobre la metodología utilizada pueden encontrarse en el Anexo C.

Se utilizaron las flotas de vehículos extraídas de los modelos TRENDS (Giannouli *et al.*, 2005) y TREMOVE (De Ceuster *et al.*, 2005) para calcular las emisiones locales (calle) del año de referencia con COPERT (Ntziachristos *et al.*, 2000) para el caso de un corredor urbano estrecho. Se supuso que el corredor urbano estrecho tenía un tráfico diario medio de 20.000 vehículos (ver Anexo C, Tabla C4). Se utilizaron valores genéricos para los demás parámetros (velocidad del vehículo, porcentaje de vehículos pesados en el parque — en adelante: % de HDV —, geometría del corredor urbano, etc.). Por razones de coherencia, se asumió que estos valores coincidían con los definidos en la Metodología tipológica para corredores urbanos (van den Hout y Teeuwisse, 2004). La metodología adoptada para el cálculo de las emisiones a escala local se describe en más detalle en el Anexo C de este informe.

4 Calidad del aire a escala urbana y local

En este apartado se investiga la calidad del aire actual y futura a escala urbana y de calle en 20 ciudades europeas en función de la concentración media anual de NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ y las superaciones de los valores límite horarios y diarios para 2010 de NO_2 y PM_{10} , respectivamente. Las simulaciones se realizaron con la cascada de modelos multiescala EMEP/OFIS/OSPM (Arvanitis y Moussiopoulos, 2003; Berkowicz *et al.*, 1997). Este enfoque permite realizar un análisis completo de la situación del año de referencia y de las proyecciones de escenario, ya que tiene en cuenta el impacto de las estrategias y medidas de control de la contaminación atmosférica a todas las escalas relevantes (regional, urbana y de calle).

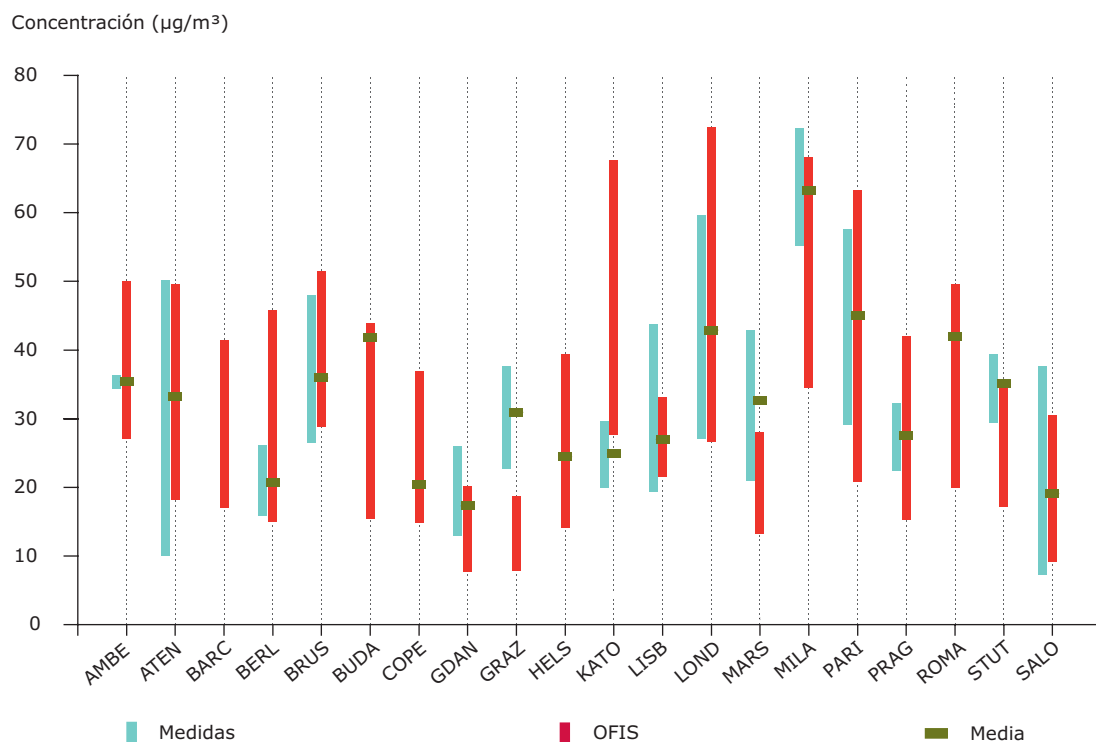
4.1 Año de referencia (2000) y validación frente a las mediciones

4.1.1 Calidad del aire urbano

En las Figuras 4.1 - 4.5 se comparan los resultados del modelo OFIS para el año de referencia 2000 con

los datos Airbase de NO_2 , NO_x , PM_{10} y, en la medida de lo posible, de $\text{PM}_{2.5}$, utilizando mediciones de estaciones de fondo urbanas y suburbanas. Para tener en cuenta la variabilidad de las concentraciones de fondo en cada ciudad, las cifras muestran las escalas tanto para las observaciones como para los resultados del modelo. Como era de esperar, el modelo predice valores máximos para todos los contaminantes (NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$) en el centro de la ciudad. Para las ciudades donde solo se dispone de una estación, no es posible definir esta escala. Además, las concentraciones observadas en ubicaciones determinadas deberían considerarse como indicativas. La idoneidad de las concentraciones de fondo notificadas depende del número y del tipo de estaciones en cada ciudad. También debe tenerse en cuenta el problema de "hasta qué punto éstas representan la exposición de la población". En las Figuras 4.1 - 4.4 también se muestran a título comparativo los valores medios en todas las estaciones de cada ciudad (indicado como valor medio en los gráficos). En el Anexo B se incluye una lista completa de las estaciones utilizadas en este análisis.

Figura 4.1 Concentraciones medias anuales de fondo urbanas de NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en 20 ciudades europeas: escala de resultados del modelo OFIS para el año de referencia 2000 comparada con escala de observaciones y valores medios de todas las estaciones



Para las concentraciones de NO₂ existe una clara coincidencia entre los resultados del modelo OFIS y las mediciones de fondo urbanas. La distribución de los valores OFIS en su mayor parte se solapa con la de los datos medidos, aunque en algunos casos el valor máximo está sobreestimado por el modelo. También se ha obtenido una buena coincidencia con las medidas en el caso de NO_x, aunque en algunos casos se observa una subestimación. Por lo general, OFIS perfecciona los resultados del modelo regional proporcionando una mejor estimación de las concentraciones de fondo urbanas de NO₂ y NO_x. Como excepción a esta coincidencia general muy

satisfactoria, se ha detectado una gran discrepancia entre los resultados del modelo y las observaciones en los casos de Graz y Marsella (Figura 4.1). Esto se debe a una subestimación de las emisiones urbanas de NO_x debido a la aplicación de un enfoque descendente (desde NUTS 3 bajando hasta el dominio de interés) en el modelo de emisiones europeo (Friedrich y Reis, 2004; Schwarz, 2002; Wickert, 2001). El modelo de emisiones europeo produce inventarios mallados de emisiones. Se habría obtenido un mejor resultado para el inventario de emisiones si se hubiera utilizado un enfoque ascendente (inventario de emisiones utilizando datos locales).

Figura 4.2 Concentraciones medias anuales de fondo urbanas de NO_x (µg/m³) en 20 ciudades europeas: escala de resultados del modelo OFIS para el año de referencia 2000 comparada con la escala de observaciones y valores medios de todas las estaciones

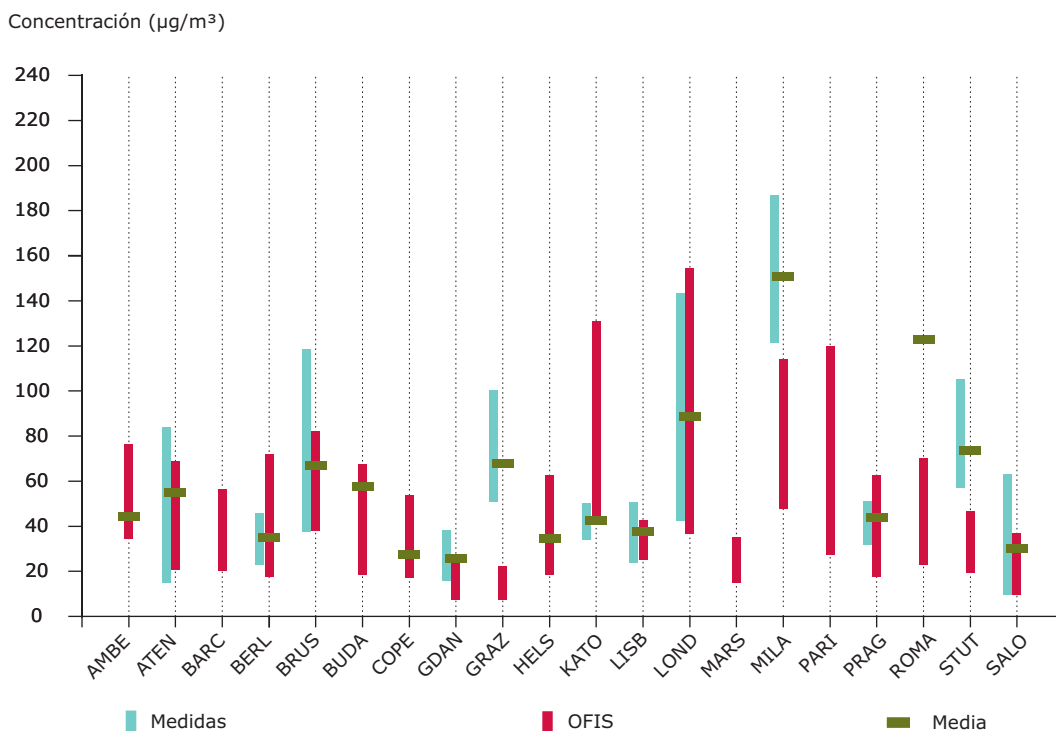


Figura 4.3 Concentraciones medias anuales de fondo urbanas de PM₁₀ (µg/m³) en 20 ciudades europeas: escala de resultados del modelo OFIS para el año de referencia 2000 comparada con la escala de observaciones y valores medios de todas las estaciones

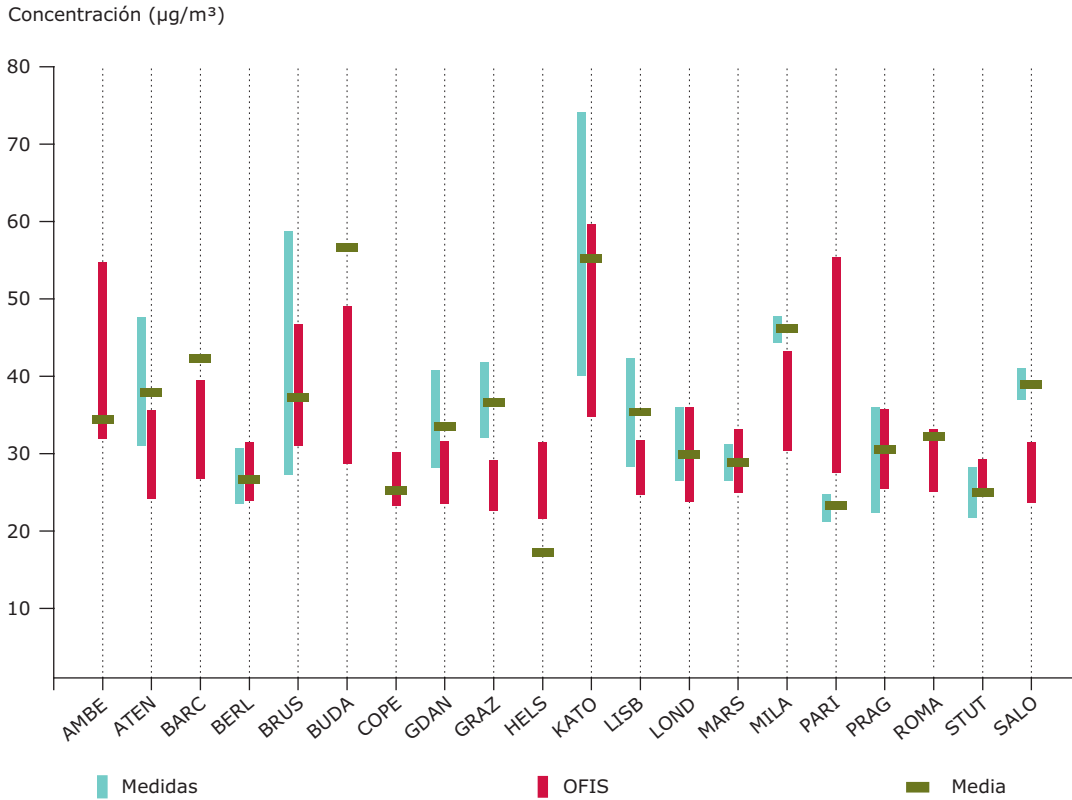
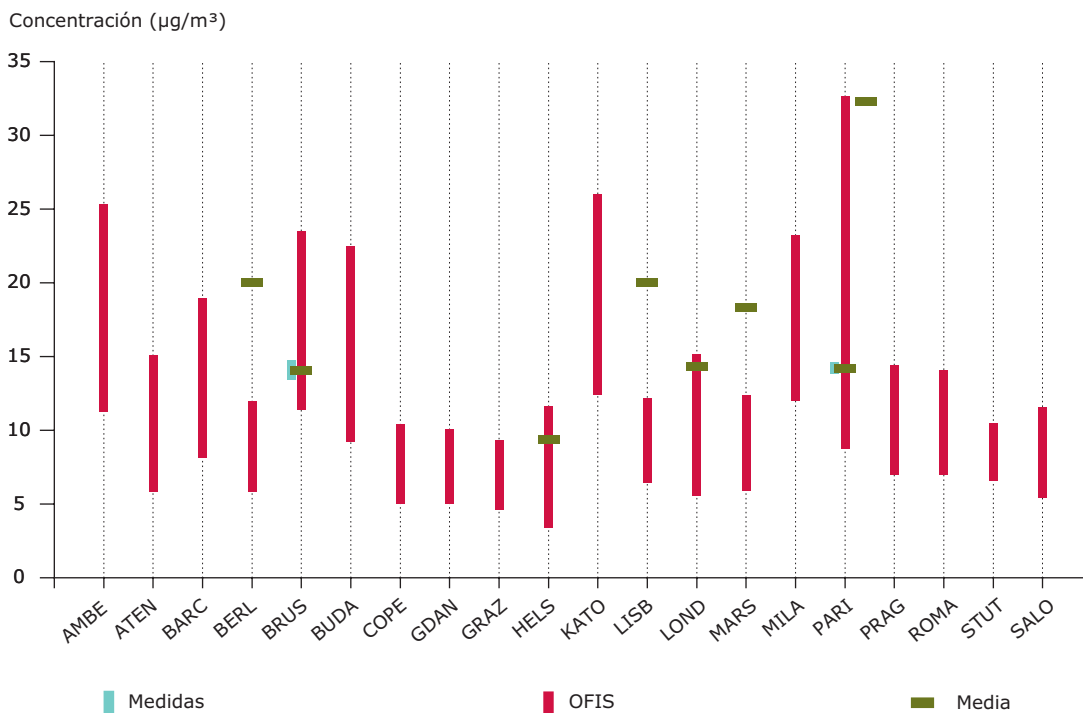


Figura 4.4 Concentraciones medias anuales de fondo urbanas de PM_{2.5} (µg/m³) en 20 ciudades europeas: escala de resultados del modelo OFIS para el año de referencia 2000 comparada con la escala de observaciones y valores medios de todas las estaciones



Para las PM_{10} se obtiene una correspondencia bastante buena con las mediciones. Dado que ni el modelo regional (EMEP) ni el modelo a escala urbana (OFIS) tienen en cuenta las fuentes primarias naturales de partículas, tales como polvo transportado por el viento (polvo africano y resuspensión edafológica local), sal marina o aerosoles orgánicos, se ha utilizado un valor constante de $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en todas las ciudades para explicar estas fuentes de partículas. El valor se estimó como la media de todos los datos disponibles para la concentración media anual de PM_{10} medida en las estaciones de la red de medición de EMEP (28 estaciones en 2001, 30 estaciones en 2002) (URL3). Cabe destacar que estas estaciones se encuentran distribuidas de forma irregular por Europa dado que existen muchos países sin datos. Por tanto, en algunos casos esta estimación puede sobreestimar o subestimar las fuentes naturales. Por ejemplo, tal vez debería ser mayor en el caso de ciudades situadas en zonas costeras secas del sur de Europa donde las fuentes de partículas, tales como polvo africano, resuspensión edafológica local y sal marina, presentan una mayor contribución. De forma análoga, este debería ser el caso en las ciudades costeras del norte de Europa, donde la sal marina jugaría de nuevo un papel importante en las concentraciones de PM_{10} . En general, cabe destacar que los datos primarios de emisiones de PM_{10} no son tan sólidos como los de otros contaminantes atmosféricos. Esto, combinado con los complejos procesos de su formación, deposición y resuspensión, provoca incertidumbres en el caso de las concentraciones ambientales de PM_{10} modelizadas. Además, el modelo OFIS, como muchos modelos a escala urbana, todavía no tiene en cuenta la formación de partículas orgánicas secundarias. Esta es una omisión que podría conducir a una subestimación de las concentraciones de PM_{10} modelizadas.

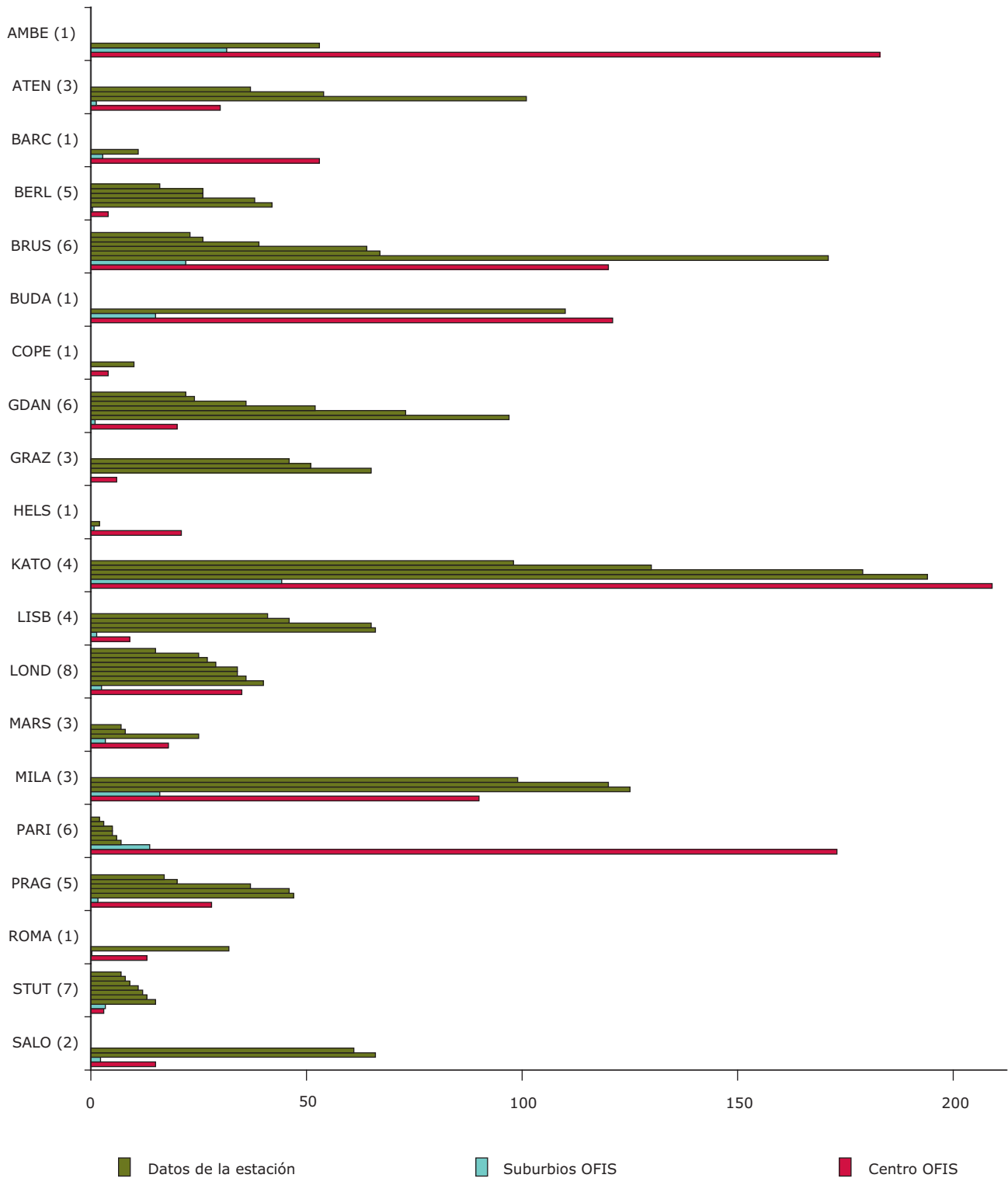
Para $PM_{2,5}$ existen muy pocas mediciones que permitan validar los resultados del modelo. En algunos casos, como los de Bruselas, Helsinki, Londres y París, los datos limitados se encuentran dentro de la escala de resultados del modelo. Sin

embargo, en otros casos, como los de Berlín, Lisboa y Marsella, se observa una subestimación. Una posible razón para ello es que OFIS no tiene en cuenta la formación de partículas orgánicas secundarias.

En la Figura 4.5, el número de excesos del valor límite de PM_{10} diario ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se ha calculado por ordenador. En el cálculo se ha incluido el valor constante de $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en los resultados del modelo de la media diaria. Los resultados del modelo se corresponden bastante con los datos medidos. La sobreestimación o la subestimación del número de excesos en la mayoría de los casos coincide claramente con la sobreestimación o subestimación observadas en los resultados de la concentración media anual (ver Figura 4.3). Aunque parece razonable añadir un valor constante de $\sim 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a los resultados del modelo de la media anual del PM_{10} , el valor constante que hay que añadir a los resultados medios diarios del modelo para calcular los días de superación es un problema más complejo. Este valor constante variará ampliamente entre las diferentes ciudades dependiendo de su ubicación (p. ej., norte o sur de Europa, costa o no costa) y época del año (p. ej., días ventosos de verano). Esto produce una incertidumbre de tal vez $\pm 3\text{--}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que resulta considerable si se compara con el valor límite. La variación de las concentraciones de PM_{10} en Europa es obviamente un problema científico importante y merece especial atención. Sin embargo, esto supera los límites de este informe. A pesar de las limitaciones del enfoque seguido en este análisis, la Figura 4.5 proporciona una visión útil del número de superaciones en las ciudades europeas.

Raramente se observa la superación del valor límite horario de NO_2 para 2010 ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en los datos de las estaciones de fondo urbanas y suburbanas, y en los resultados del modelo a escala urbana. Cuando se observan, tienden a estar por debajo del número permitido de superaciones (18 veces al año). Por tanto, esta comparación solo se presenta para los datos de estación de tráfico y los resultados del modelo OSPM (ver apartado 4.1.2).

Figura 4.5 Número de superaciones diarias del valor límite de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} en 20 ciudades europeas: resultados del modelo OFIS para el centro de la ciudad y los suburbios comparados con las observaciones



Nota: Entre paréntesis se indica el número de estaciones de fondo urbanas que existen en cada ciudad.

4.1.2 Calidad del aire local

Las concentraciones de NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ medidas en las estaciones de tráfico urbano en Europa son más elevadas que las de las estaciones de fondo urbanas. Esto se debe a un aumento de las emisiones locales procedentes del tráfico rodado. Las concentraciones medidas en las estaciones de tráfico dependen ampliamente de una serie de factores tales como: la configuración específica de calle, las características del tráfico, la orientación de la calle con respecto a la dirección del viento predominante, la ubicación de la calle y la ubicación de la estación de tráfico en la propia calle. Por lo tanto, resulta difícil definir una escala de valores representativa. Por las mismas razones, las concentraciones resultantes de modelos dependerán ampliamente de las configuraciones específicas de calle consideradas y también del % de HDV y de la velocidad media de los vehículos considerada. Estas consideraciones son los principales parámetros que rigen las emisiones al nivel de calle.

En el análisis siguiente se supuso que las calles estaban situadas en el centro, es decir, que las concentraciones de fondo urbanas estaban adecuadamente descritas por los resultados del modelo OFIS para el centro de la ciudad. Se supuso que la orientación de la calle era “de este a oeste” y se calculó la velocidad y la dirección del viento para cada ciudad a partir de los datos de EMEP. Las velocidades medias anuales del viento para cada ciudad se presentan en el Anexo D. Para cuantificar la contribución de los puntos críticos es conveniente introducir incrementos al nivel de calle, es decir, la diferencia entre la concentración de fondo de calle y la de fondo urbana. Se presentan los resultados del modelo y se comparan los incrementos al nivel de calle frente a las mediciones.

Se calcularon los incrementos al nivel de calle medidos utilizando las concentraciones máximas medidas de calle y de fondo en cada ciudad. Se consideró que estas representaban lo mejor posible las concentraciones observadas cerca del centro de la ciudad y que, por tanto, eran comparables a los incrementos al nivel de calle modelizados. Inevitablemente, esto introduce una incertidumbre, dado que el incremento depende de forma crítica de la ubicación de las estaciones de tráfico y urbanas, que a menudo no están próximas entre sí. Esto puede dar lugar a una sobreestimación o una subestimación de los incrementos al nivel de calle dependiendo de si la estación de calle está situada en el centro de la ciudad y la estación de fondo urbana está lejos del centro, o viceversa. Además, la correspondencia o no correspondencia entre los incrementos al nivel de calle medidos y los modelizados se verá fuertemente afectada en función de la similitud de la geometría de calle, la orientación de la calle, las características de tráfico, etc. con respecto a las de las calles teóricas

estudiadas. Para responder a esta pregunta, sin embargo, sería necesario realizar un análisis detallado de las características de los corredores urbanos donde operan las estaciones de tráfico, tarea que supera el ámbito de este estudio.

Los incrementos al nivel de calle de NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ se calcularon mediante el modelo OSPM para tres configuraciones hipotéticas de corredor urbano. Los corredores cuadrados (altura y anchura = 15 m) y los anchos (altura = 15 m, anchura = 40 m) se definieron según van den Hout y Teeuwisse (2004). El tercer tipo de corredor se seleccionó de forma que representara un corredor estrecho (altura = 15 m y anchura = 10 m). Se supuso que el número de vehículos que cruzaban cada tipo de corredor y las correspondientes emisiones diferirían dependiendo de la anchura del corredor. También se consideró que el corredor estrecho lo cruzaban 20.000 vehículos al día, el corredor cuadrado 30.000 vehículos al día y el corredor ancho 60.000 vehículos al día.

Como era de esperar, las diferencias entre los incrementos al nivel de calle calculados para las tres geometrías de corredor son, por lo general, pequeñas. En la mayoría de los casos los mayores incrementos se observan para el corredor ancho debido al mayor número de vehículos y, por tanto, de emisiones que producen elevadas concentraciones al nivel de calle dentro de este corredor. Cabe destacar, sin embargo, que la relación de aspecto en el caso del corredor ancho (2,7), según van den Hout y Teeuwisse (2004), es bastante alta, por lo que la aplicabilidad del modelo OSPM resulta dudosa. Los resultados de los incrementos al nivel de calle procedentes de modelos frente a los medidos en el caso del corredor estrecho y para el año de referencia (2000) se presentan en las Figuras 4.6 - 4.9. Los excesos horarios de NO_2 y diarios de PM_{10} para el corredor estrecho también se presentan en las Figuras 4.10 y 4.11. Los detalles relativos al cálculo de las emisiones al nivel de calle se presentan en el Anexo C, donde se analiza la metodología y se presentan las emisiones para el corredor estrecho con 20.000 vehículos al día. Las emisiones difieren entre las diferentes ciudades según la composición del parque automovilístico y la contribución de cada categoría de vehículo a las emisiones totales al nivel de calle. El % de HDV y la velocidad media del vehículo (26 km/h) utilizados en los cálculos de emisiones se definieron mediante el informe de metodología tipológica (van den Hout y Teeuwisse, 2004). El informe prevé el uso de uno de dos valores discretos (7% o 15%). Basado en los resultados del modelo TRENDS/ TREMOVE a escala de país, el valor más alto sólo se utilizó para Lisboa.

Para estudiar la sensibilidad del incremento al nivel de calle para un % de HDV mayor, en el apartado 4.1.2.1 se comparan los resultados del corredor estrecho, con

un valor de 7% de HDV, con los resultados con un valor de 15 % de HDV para las ciudades seleccionadas. Finalmente, para comprender la influencia de las diferentes geometrías de corredor sobre las concentraciones al nivel de calle, también se calcularon los resultados del modelo OSPM para los tres tipos de corredor. Aquí, se adoptó el mismo número de vehículos al día (20.000). Los resultados para PM₁₀ se muestran en las Figuras 4.13 y 4.14, apartado 4.1.2.2.

El objetivo de los cálculos y los resultados presentados en las siguientes figuras no es mostrar una comparación ideal con las mediciones ya que, debido a las limitaciones antes mencionadas, esto no es posible. Por el contrario, el objetivo es proporcionar un orden de magnitud de los incrementos al nivel de calle para los diferentes contaminantes en las ciudades europeas.

Figura 4.6 Incrementos medios anuales de NO₂ al nivel de calle (µg/m³) para el año de referencia 2000 en 20 ciudades europeas: resultados del modelo para el caso del corredor estrecho comparados con las observaciones

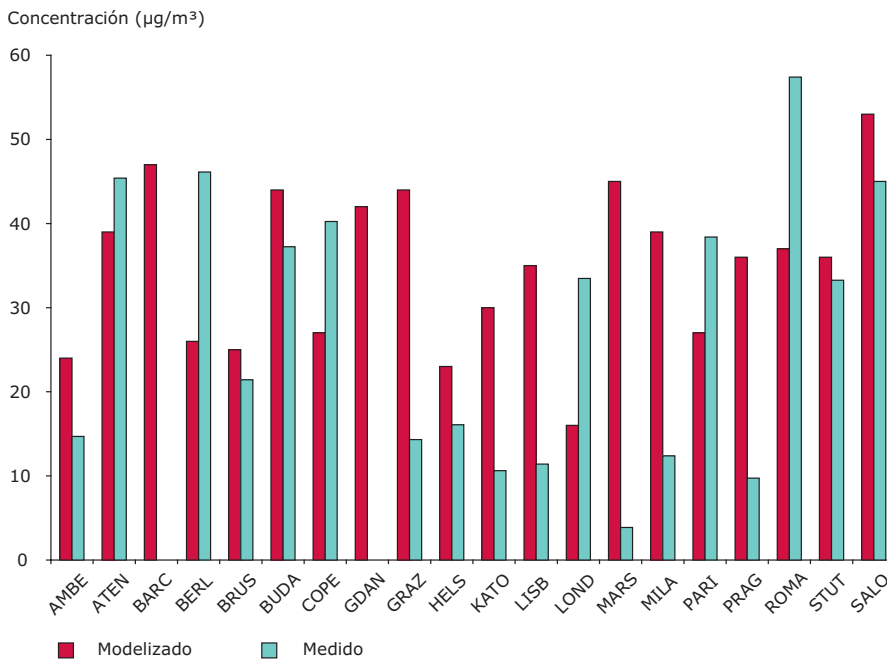
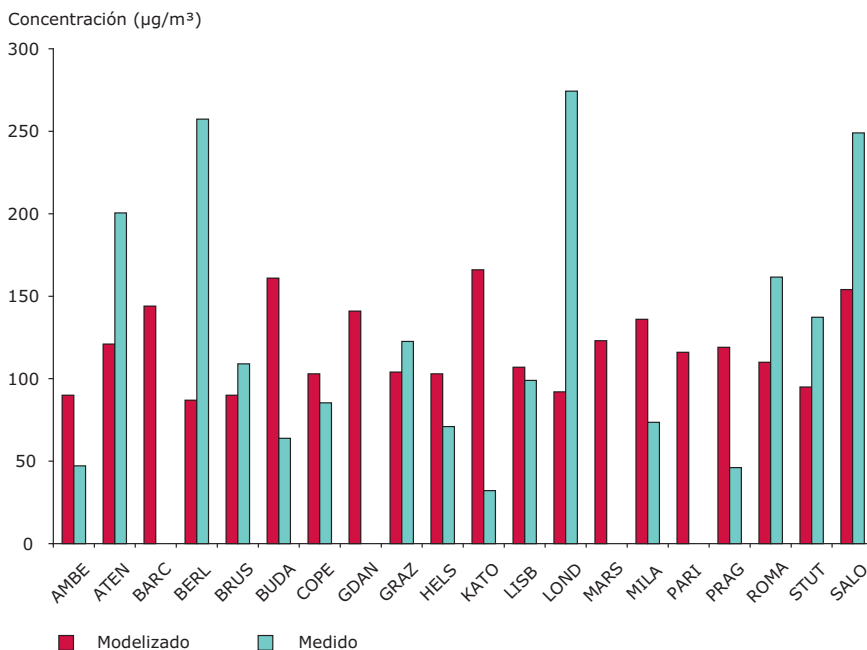


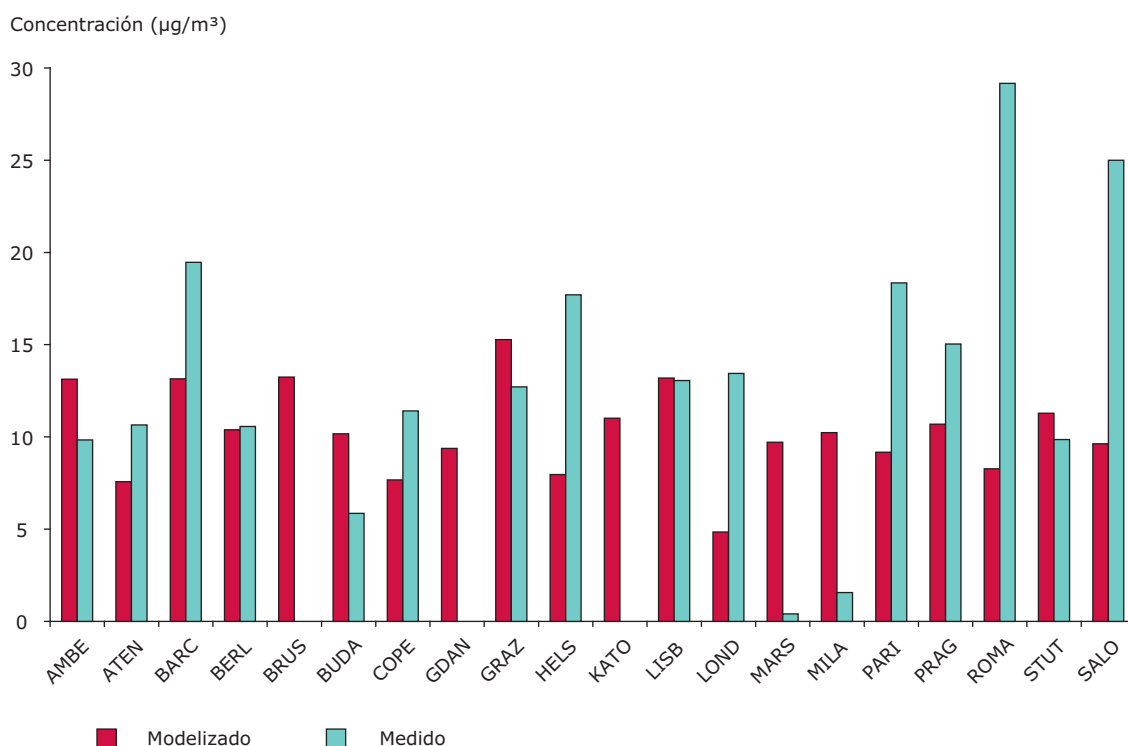
Figura 4.7 Incrementos medios anuales de NO_x al nivel de calle (µg/m³) para el año de referencia 2000 en 20 ciudades europeas: resultados del modelo para el caso del corredor estrecho comparados con las observaciones



En el caso del corredor estrecho de calle se observaron variaciones grandes, pero similares, entre los incrementos al nivel de calle medidos y los modelizados para NO_2 ($10\text{--}57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $16\text{--}53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente) en las diferentes ciudades. En el caso de Marsella, se observó un bajo incremento al nivel de calle poco realista (que debe ser considerado representativo de toda la ciudad) de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto podría deberse a la alta concentración registrada en la estación de fondo o a la baja concentración registrada en la estación de tráfico. Sin embargo, sería necesario disponer de información detallada sobre la ubicación exacta de la estación para extraer conclusiones sobre la representatividad de estas estaciones. En el caso de NO_x , la escala de incrementos medidos al nivel de calle varía de forma significativa. En algunos casos se obtiene un incremento al nivel de calle inferior al esperado debido a unas mediciones bajas poco realistas de la estación de tráfico, como en el caso de Katowice. Aquí, la estación de tráfico está situada fuera del núcleo urbano y, por tanto, no es representativa de las concentraciones medidas en las estaciones de tráfico dentro de Katowice. En otros casos, como en Berlín, Londres y Salónica, se registra una medición de tráfico excepcionalmente alta que proporciona un elevado incremento al nivel de calle medido. La escala de incrementos modelizados es de $87\text{--}166 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mientras que la escala medida es de $32\text{--}275 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Para PM_{10} la escala de los incrementos modelizados al nivel de calle en el corredor estrecho es de $5\text{--}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El valor medio es de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El valor medio de los incrementos al nivel de calle medidos en las estaciones de la Figura 4.8 (el máximo número de pares de estaciones posibles sin tener en cuenta su proximidad) es de $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sin embargo, si no se tienen en cuenta los incrementos excepcionalmente altos de Roma y Salónica, este valor desciende hasta $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Estos grandes incrementos parecen deberse a concentraciones excepcionalmente elevadas medidas en las estaciones de tráfico. Sin embargo, este problema no puede ser estudiado más a fondo, dado que no se dispone de detalles sobre las configuraciones exactas de corredor urbano. En análisis realizados utilizando 16 pares de estaciones (pares de estaciones de tráfico y urbanas) para 2002 y para estaciones situadas próximas entre sí (es decir, separadas por menos de 1 km), se obtuvo un incremento al nivel de calle medio anual para PM_{10} de $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (AEMA, 2005b). Teniendo en cuenta todas las limitaciones asociadas con la comparación de incrementos medidos y modelizados al nivel de calle, el enfoque de modelización parece reproducir bastante bien las concentraciones de PM_{10} observadas.

Figura 4.8 Incrementos medios anuales de PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) al nivel de calle para el año de referencia 2000 en 20 ciudades europeas: resultados del modelo para el caso del corredor estrecho comparados con las observaciones

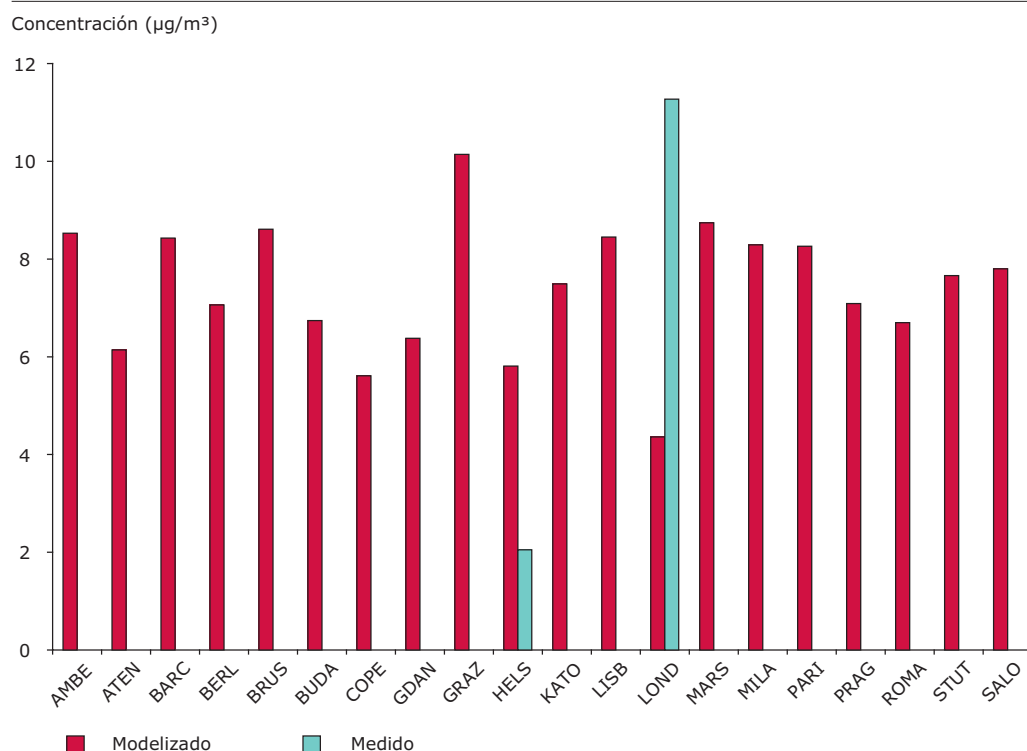


Para $PM_{2,5}$ la escala de los incrementos modelizados al nivel de calle para el corredor estrecho es de 4–10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A partir del limitado volumen de datos disponibles, se ha obtenido un incremento medido que oscila entre 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Helsinki y 11,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Londres. En el caso de Londres, el incremento al nivel de calle se calcula utilizando la estación de tráfico situada en Marylebone Road y la estación de fondo urbana situada en Bloomsbury. El correspondiente incremento modelizado para Londres para el corredor ancho es de ~ 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para Marylebone, la diferencia entre estos dos valores puede atribuirse a una subestimación de las concentraciones al nivel de calle, dado que las mediciones de fondo urbanas se corresponden con los resultados del modelo (ver la Figura 4.4 y el análisis correspondiente). Las concentraciones modelizadas al nivel de calle pueden haberse subestimado dado que el % de HDV real de Marylebone es del 10%, mientras que el del corredor urbano hipotético es del 7%, y además Marylebone tiene mucho más tráfico (~ 85.000 vehículos al día) que el supuesto para el caso del corredor ancho (60.000 vehículos al día).

En general, en la comparación entre los incrementos medidos y modelizados al nivel de calle se obtienen resultados razonables. Sin embargo, deben tenerse en cuenta todas las limitaciones asociadas a esta comparación. Estas limitaciones incluyen la distancia real entre las estaciones de tráfico y estaciones de fondo urbanas, su distancia desde el centro de la ciudad y las diferencias de geometría de los corredores urbanos

considerados. Es evidente que la obtención de un incremento medido superior al modelizado podría estar asociado al uso de un valor de fondo urbano demasiado bajo. Por otro lado, lo contrario podría implicar que las concentraciones de tráfico máximas reales en la ciudad superan las concentraciones medidas al nivel de calle. Además, en términos de los resultados del modelo y de las premisas, es probable que la velocidad media de 26 km/h para los vehículos según van den Hout y Teeuwisse (2004) resulte más bien baja. Esto podría dar lugar a estimaciones ligeramente mayores de las emisiones de PM de escape y, como consecuencia, a una sobreestimación de las concentraciones previstas. Además, se desconoce la exactitud de la estimación de las emisiones de PM_{10} que no son de escape ni de resuspensión (ver Anexo C). Dependiendo de si las fuentes de emisión de PM están sobreestimadas o subestimadas, el efecto sobre las correspondientes concentraciones de PM_{10} al nivel de calle será diferente. Esto daría lugar a un incremento al nivel de calle mayor o menor, respectivamente. Finalmente, la comparación también revela las limitaciones de las configuraciones de corredor urbano teóricas, consideradas en este análisis. Los peores incrementos al nivel de calle (ver incrementos al nivel de calle de PM_{10} de Roma y Salónica, Berlín, incrementos al nivel de calle de NO_x de Londres e incrementos de $PM_{2,5}$ de Salónica y Londres) también pueden haber sido las peores configuraciones de corredor urbano, es decir, puede no haberse considerado de forma explícita la geometría de calle y las características del tráfico.

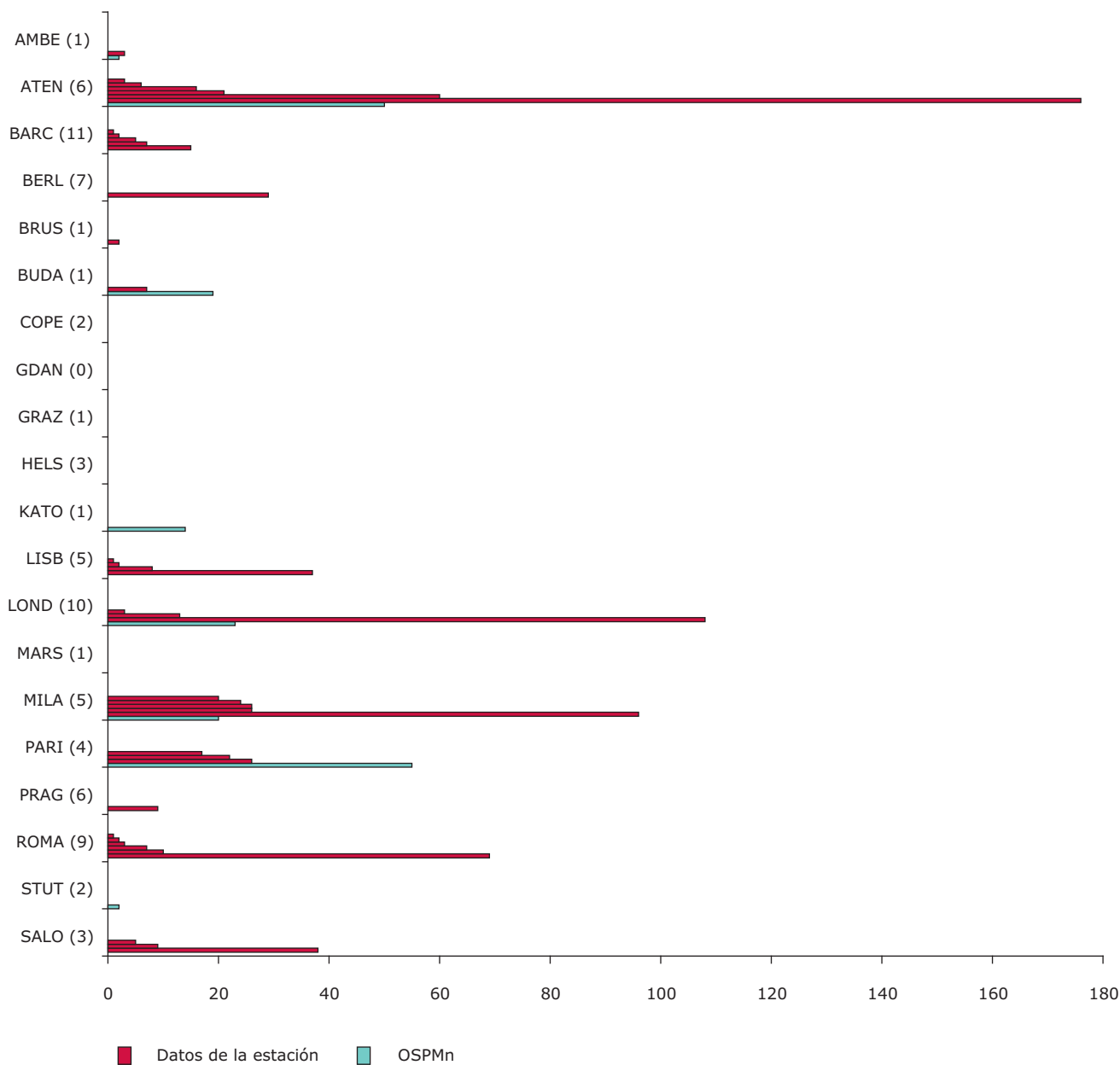
Figura 4.9 Incrementos medios anuales de $PM_{2,5}$ al nivel de calle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para el año de referencia 2000 en 20 ciudades europeas: resultados del modelo para el caso del corredor estrecho comparados con las observaciones



Las superaciones horarias de NO₂ y diarias de PM₁₀ al nivel de calle también se calcularon utilizando el modelo OSPM para las tres diferentes configuraciones

de calle. En las Figuras 4.10 y 4.11 se comparan los resultados del modelo con las medidas de los excesos observados en diferentes estaciones de tráfico de cada ciudad.

Figura 4.10 Número de superaciones horarias de NO₂ con respecto al valor límite de 200 µg/m³ en 20 ciudades europeas para el caso del corredor estrecho



Nota: Entre paréntesis se indica el número de estaciones de tráfico urbano disponibles en cada ciudad.

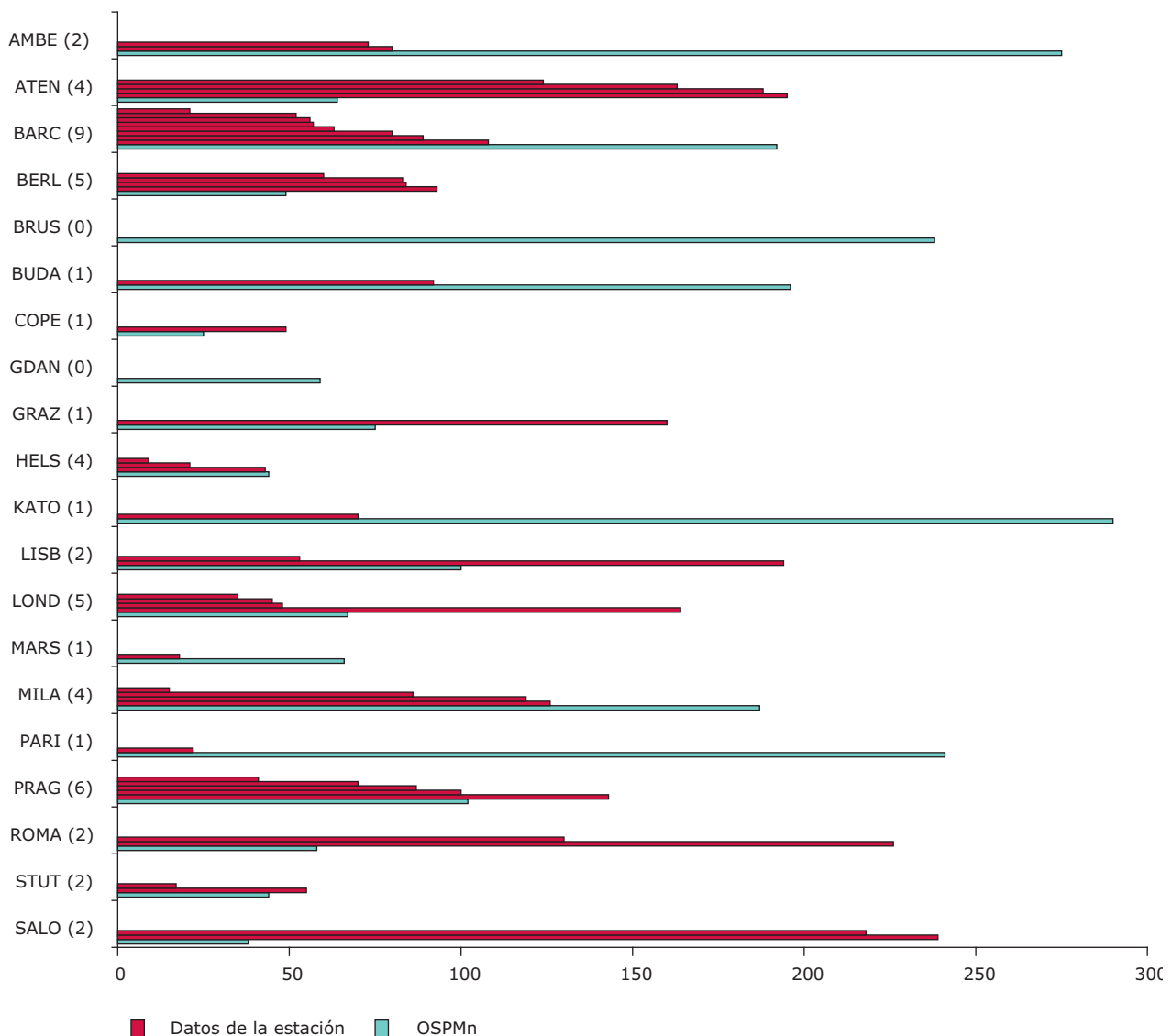
Los resultados de las superaciones de NO₂ y PM₁₀ son bastante buenos. Sin embargo, las superaciones excepcionalmente altas observadas en algunas estaciones (casos más desfavorables) no pueden ser modelizadas ya que (como se indicó en el análisis de incrementos al nivel de calle) no se han tenido en cuenta los casos de corredor urbano más desfavorables. Para PM₁₀ la subestimación o la sobreestimación general de las superaciones observadas para ciertas ciudades (Amberes, Atenas, Graz, París) se derivan de la sobreestimación o subestimación de las concentraciones de fondo urbanas (resultados OFIS). Éstas fueron solicitadas para su introducción por el modelo OSPM a escala de calle (ver también la Figura 4.3) ya que desempeñan un importante papel en las concentraciones calculadas a escala de calle. En ciudades tales como Berlín, Copenhague y Praga, donde existe una buena concordancia entre los niveles de fondo urbanos

modelizados y los medidos (Figura 4.3), las superaciones calculadas al nivel de calle también coinciden con las superaciones medidas en las diferentes estaciones de tráfico. En general, la precisión de las superaciones modelizadas parece ser muy similar a la precisión de las concentraciones medias anuales modelizadas.

4.1.2.1 La influencia de un mayor % de HDV

Para estudiar la sensibilidad del incremento al nivel de calle frente al % de HDV, se calcularon asimismo las emisiones al nivel de calle para Atenas, Berlín, Milán, Roma, Stuttgart y Salónica sobre la base de un HDV del 15%. En la Figura 4.12 se comparan los incrementos correspondientes a estas emisiones para el corredor estrecho con 20.000 vehículos al día con los incrementos para el mismo corredor, pero sobre la base de un HDV del 7%.

Figura 4.11 Número de superaciones diarias de PM₁₀ con respecto al valor límite de 50 µg/m³ en 20 ciudades europeas para el caso del corredor estrecho

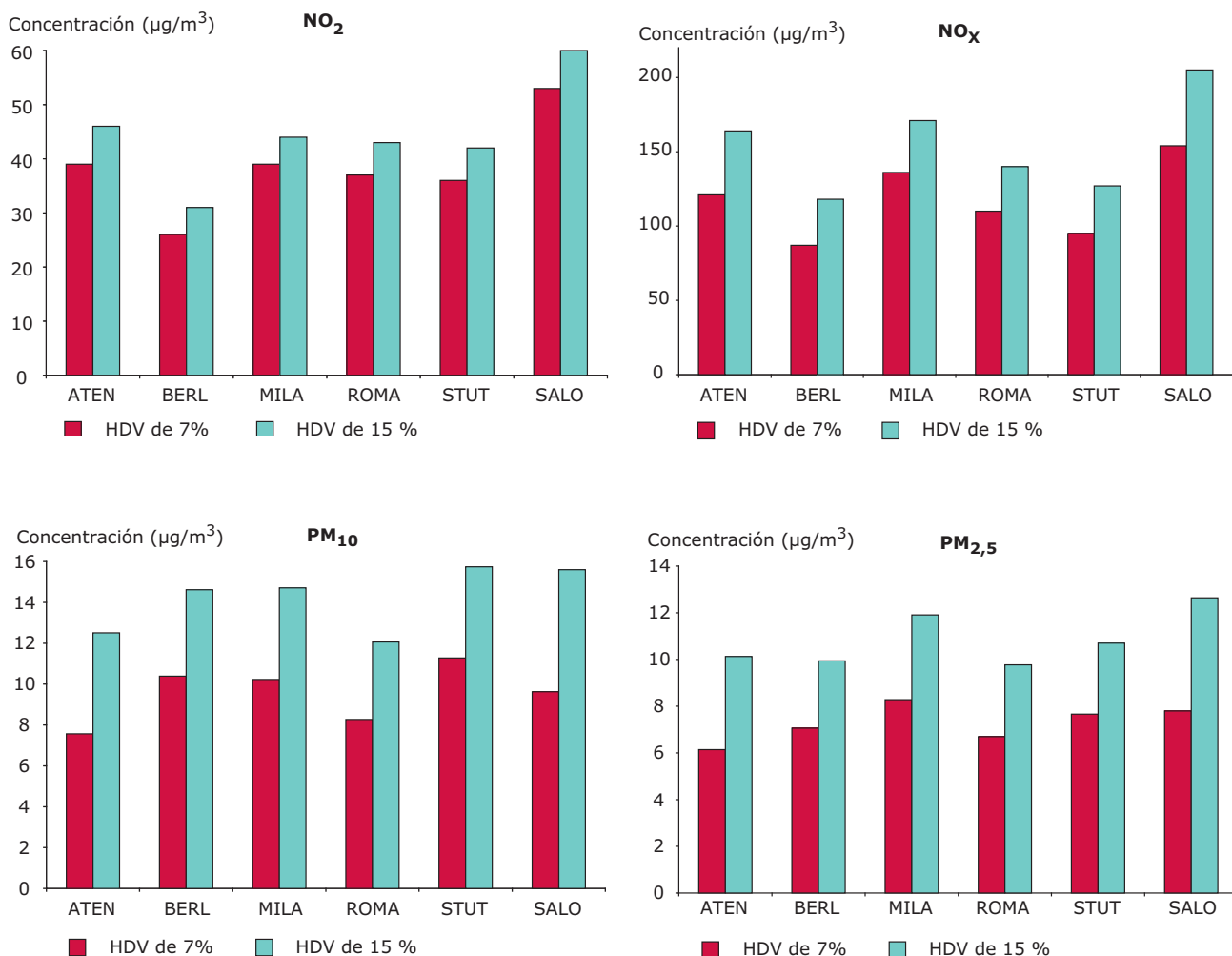


Nota: Entre paréntesis se indica el número de estaciones de tráfico urbano disponibles en cada ciudad.

El hecho de considerar un % de HDV superior al nivel de calle aumenta todas las concentraciones de contaminantes. Sin embargo, esto depende de la composición específica de los HDV en cada ciudad. En países tales como Grecia (Atenas y Salónica), donde todavía se utiliza una tecnología antigua

y vehículos más contaminantes, el aumento es mayor que en las ciudades alemanas o italianas. La concentración de NO_2 aumenta en 5–7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, la de NO_x en 30–51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, la de PM_{10} en 4–6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y la de $\text{PM}_{2,5}$ en 3–5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figura 4.12 Incrementos medios anuales al nivel de calle de NO_2 , NO_x , PM_{10} y $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en seis ciudades europeas para un corredor estrecho con 20.000 vehículos al día, basados en % de HDV de 7% y 15%



4.1.2.2 La influencia de las diferentes geometrías de corredor urbano

Para estudiar la influencia de las diferentes geometrías de corredor sobre las concentraciones al nivel de calle, se calcularon los resultados del modelo OSPM para los tres tipos de corredor partiendo del mismo número de vehículos al día (20.000). Los resultados para PM₁₀ se muestran en las Figuras 4.13 y 4.14.

Los máximos incrementos al nivel de calle se observan en el caso del corredor estrecho que, debido a su configuración, atrapa los contaminantes atmosféricos dentro de la calle produciendo elevadas concentraciones a ese nivel. Partiendo de la misma

cantidad de vehículos al día, en los casos de corredor cuadrado y de corredor ancho los incrementos al nivel de calle de PM₁₀ resultan ser inferiores en un 33% y en un 67 % a las concentraciones en el caso del corredor estrecho.

De forma similar a los incrementos al nivel de calle, el mayor número de superaciones se observa en el caso del corredor estrecho. Los resultados del modelo muestran que para el año de referencia 2000, el número permitido de superaciones de PM₁₀ diarias (35 días al año según el valor límite de 2005 definido en la Directiva 1999/30/CE) se supera en casi todas las ciudades en el caso del corredor estrecho, en 14 ciudades en el caso del corredor cuadrado y en la mitad de las ciudades en el caso del corredor ancho.

Figura 4.13 Incrementos medios anuales de PM₁₀ (µg/m³) al nivel de calle para el año de referencia 2000 en 20 ciudades europeas: resultados del modelo para los tipos de corredor estrecho, cuadrado y ancho comparados con las observaciones

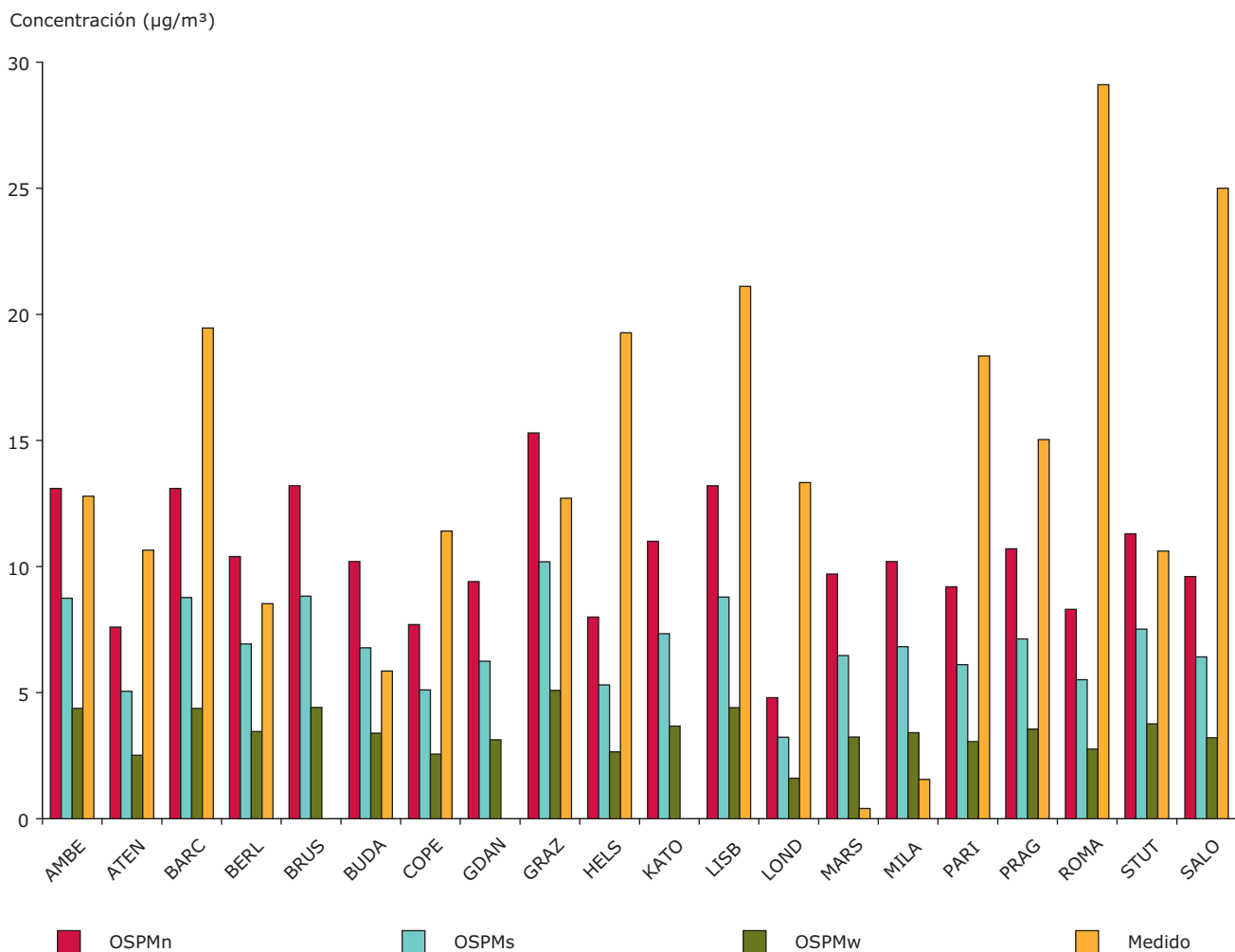
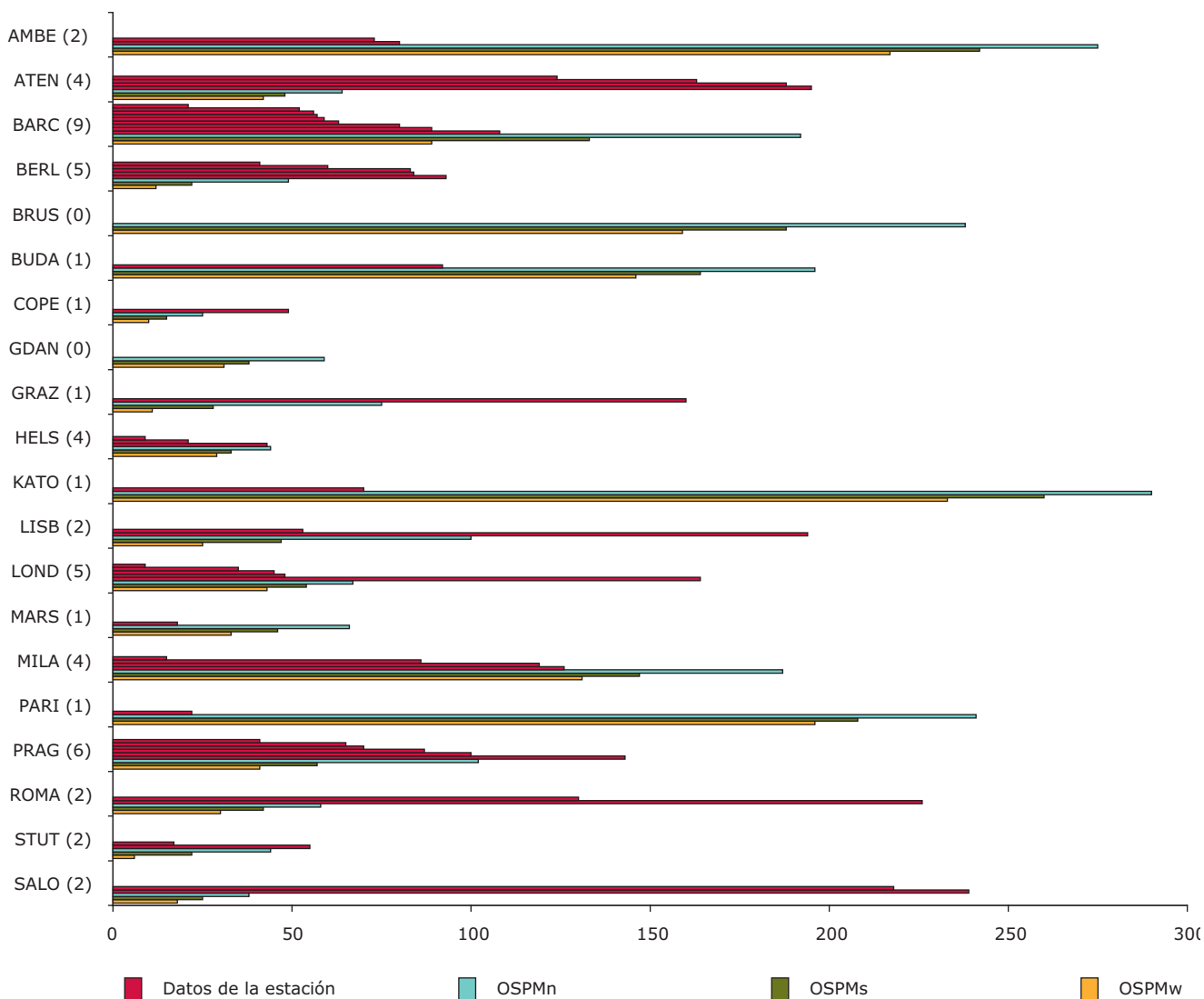


Figura 4.14 Número de superaciones diarias de PM₁₀ con respecto al valor límite de 50 µg/m³ en 20 ciudades europeas para los tipos de corredor estrecho, cuadrado y ancho para el año de referencia 2000



Nota: Entre paréntesis se indica el número de estaciones de tráfico urbano disponibles en cada ciudad.

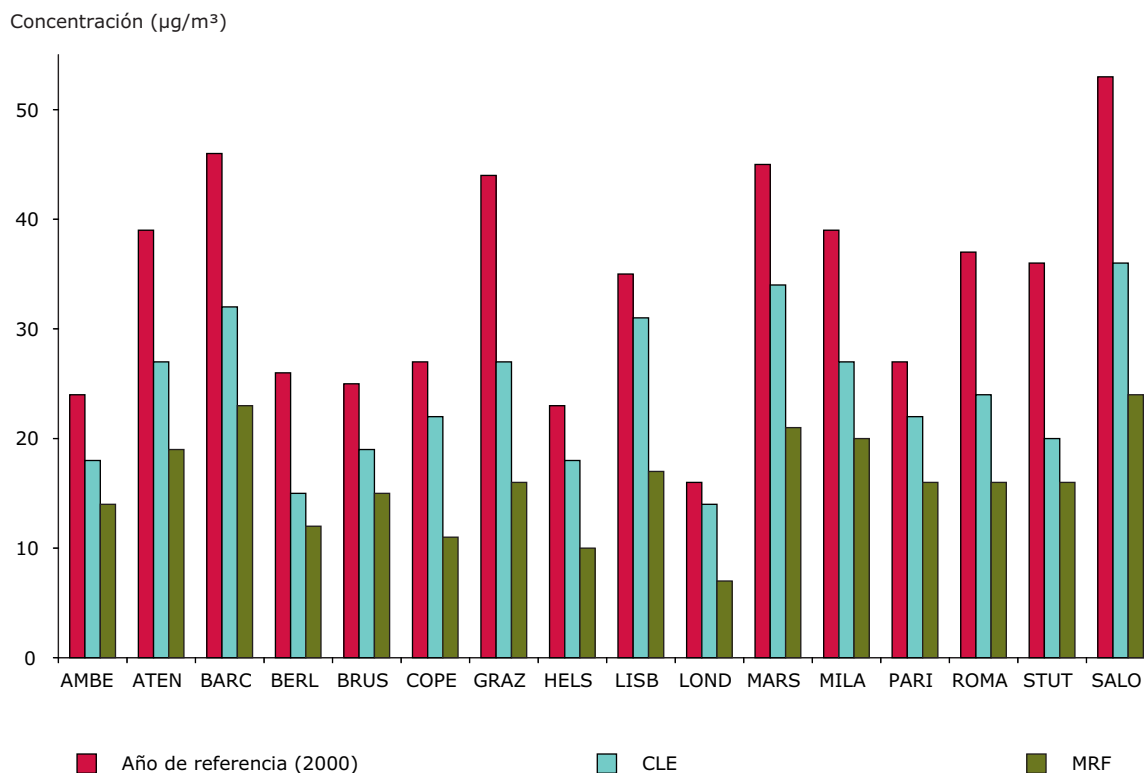
4.2 Escenarios

4.2.1 Incrementos al nivel de calle para 2030

En las Figuras 4.15 - 4.18 se comparan los incrementos al nivel de calle para el hipotético corredor estrecho (altura 15 m, anchura 10 m y un volumen de tráfico de 20.000 vehículos al día para el año de referencia 2000) con los incrementos previstos, según los escenarios CLE y MRF (ver Anexo C y Cofala *et al.*, 2005 para más detalles).

Para las ciudades de países no pertenecientes a la UE15 (Budapest, Gdansk, Katowice y Praga), la ausencia de datos fiables del parque de vehículos para 2000 da lugar a un cálculo de factores de atenuación no realistas para el año de proyección 2030. Se realizó una reducción de aproximadamente el 95% para ambos escenarios de NO_x y PM (ver Anexo C). En consecuencia, se consideró que los incrementos previstos al nivel de calle proyectados para estos países eran excesivamente bajos, no fiables y, por tanto, no se incluyeron en el análisis del escenario.

Figura 4.15 Incrementos medios anuales de NO₂ al nivel de calle para ciudades europeas en 2000 comparados con el incremento previsto al nivel de calle para 2030



Nota: Los incrementos se calcularon para el caso del corredor estrecho utilizando los escenarios LV y MRF.

Figura 4.16 Incrementos medios anuales de NO_x al nivel de calle para ciudades europeas en 2000 comparados con el incremento previsto al nivel de calle para 2030

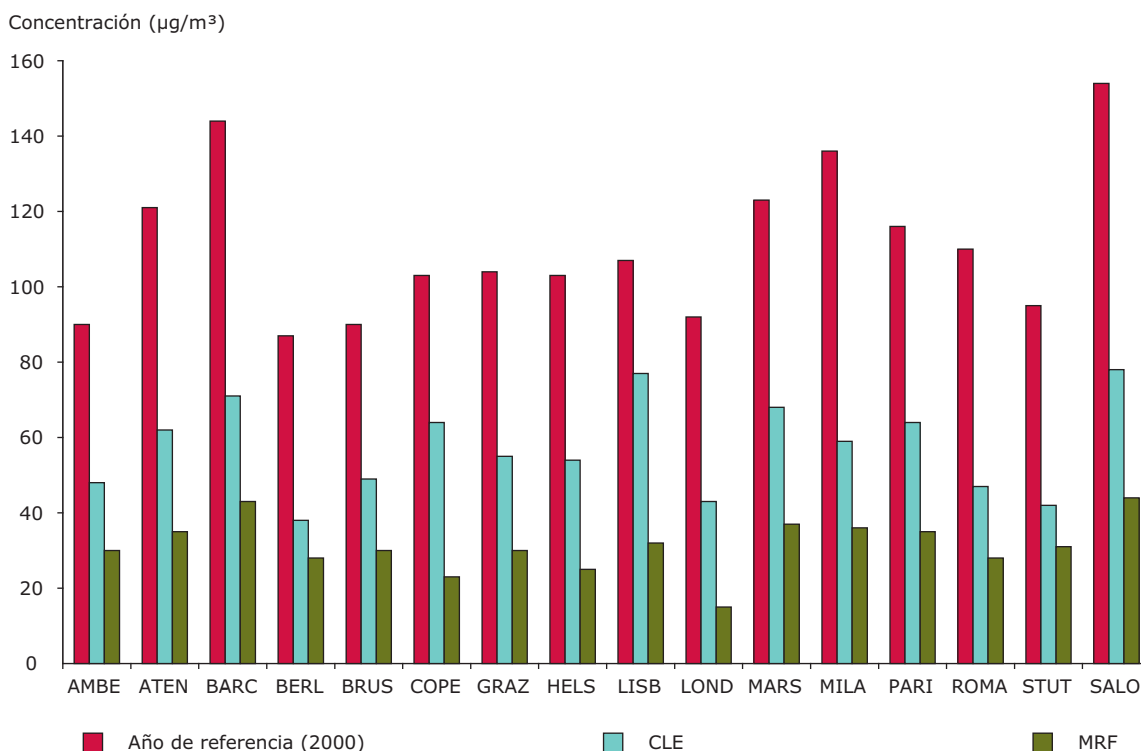
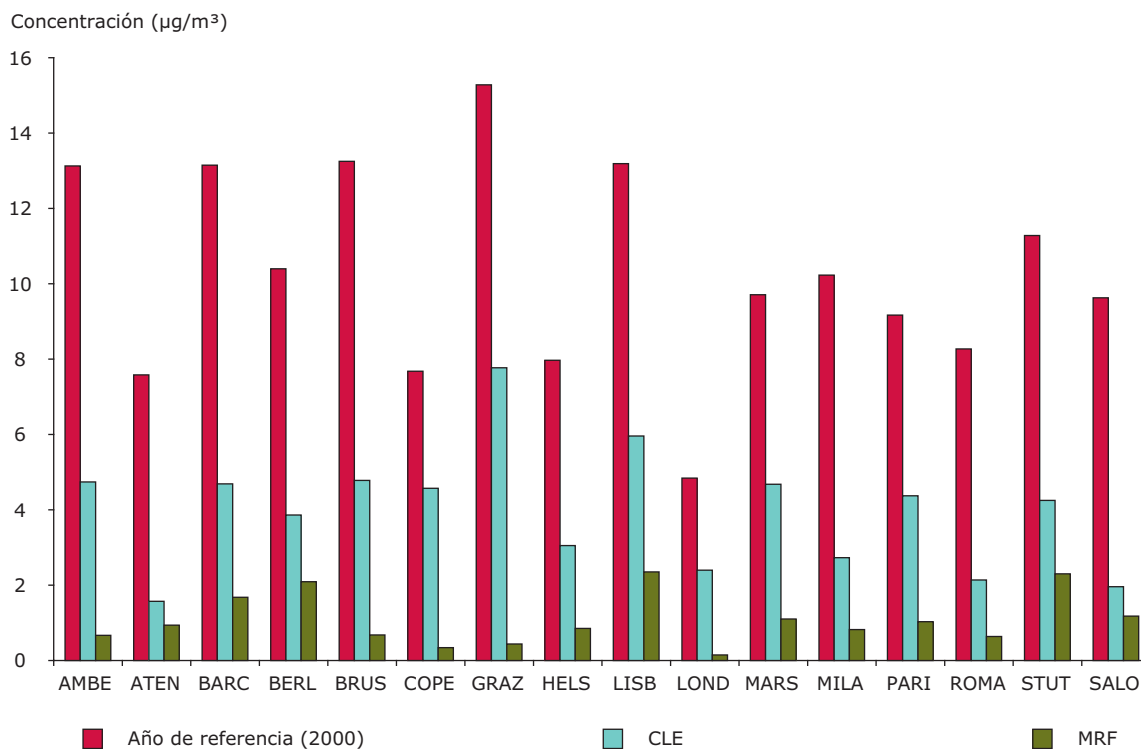


Figura 4.17 Incrementos medios anuales de PM₁₀ al nivel de calle para ciudades europeas en 2000 comparados con el incremento previsto al nivel de calle para 2030



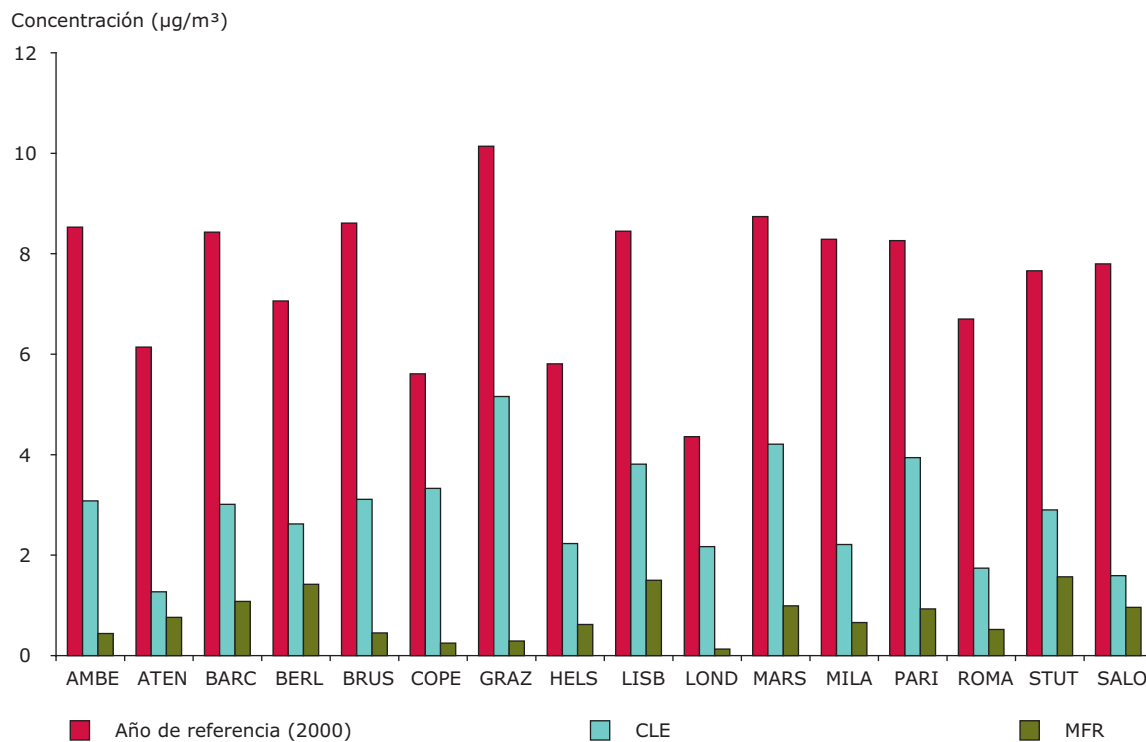
Nota: Los incrementos se calcularon para el caso del corredor estrecho utilizando los escenarios LV y MRF.

Se proyectó un incremento reducido al nivel de calle para todos los contaminantes, según los escenarios CLE y MRF. Para el NO_2 el incremento modelizado al nivel de calle de los modelos en 2000 osciló entre 16 y $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dependiendo de la ciudad. En 2030 este valor desciende a $14\text{--}36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el escenario CLE y a $7\text{--}24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el escenario MRF. Para el NO_x , el incremento modelizado al nivel de calle en 2000 osciló entre 87 y $154 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en los escenarios CLE y MRF se ha previsto que oscile entre 38 y $78 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y entre 15 y $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Se han previsto reducciones mayores para PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. Para PM_{10} este intervalo fue de entre 5 y $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2000 y se han previsto escalas de entre 2 y $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de entre $0,2$ y $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para CLE y MRF, respectivamente. Para $\text{PM}_{2.5}$, la escala de valores de entre 4 y $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2000 se ha previsto que sea entre $1,3$ y $5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de entre $0,1$ y $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Estas previsiones coinciden con las reducciones significativas de las emisiones a escala urbana y, por tanto, las concentraciones

de fondo y las emisiones de PM al nivel de calle atribuidas a los vehículos de tecnología Euro V y Euro VI.

Se ha incluido el cambio de calidad del aire regional para dar una idea de la importancia del incremento al nivel de calle en el año de referencia y también de cómo cambia su contribución relativa en cada escenario. En las Figuras 4.19 y 4.20 se presenta el cambio de la calidad del aire regional (la ciudad está situada en una celda EMEP), la calidad del aire urbano (resultados máximos de OFIS de las Figuras 4.1 y 4.3) y los resultados de calidad del aire al nivel de calle (corredor estrecho) para diferentes ciudades. Como ya se ha mencionado, los resultados máximos de OFIS para PM_{10} incluyen un valor constante de $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mencionado como contribución “natural” en la Figura 4.20). Este valor representa las fuentes de PM tales como polvo transportado por el viento, sal marina y aerosoles orgánicos.

Figura 4.18 Incrementos medios anuales de $\text{PM}_{2.5}$ al nivel de calle para ciudades europeas en 2000 comparados con el incremento previsto al nivel de calle para 2030



Nota: Los incrementos se calcularon para el caso del corredor estrecho utilizando los escenarios LV y MRF.

Figura 4.19 Media anual de la calidad del aire de NO₂ a escala regional (EMEP), urbana (OFIS) y al nivel de calle (OSPM) para ciudades europeas en el año de referencia (2000) y los escenarios CLE y MRF

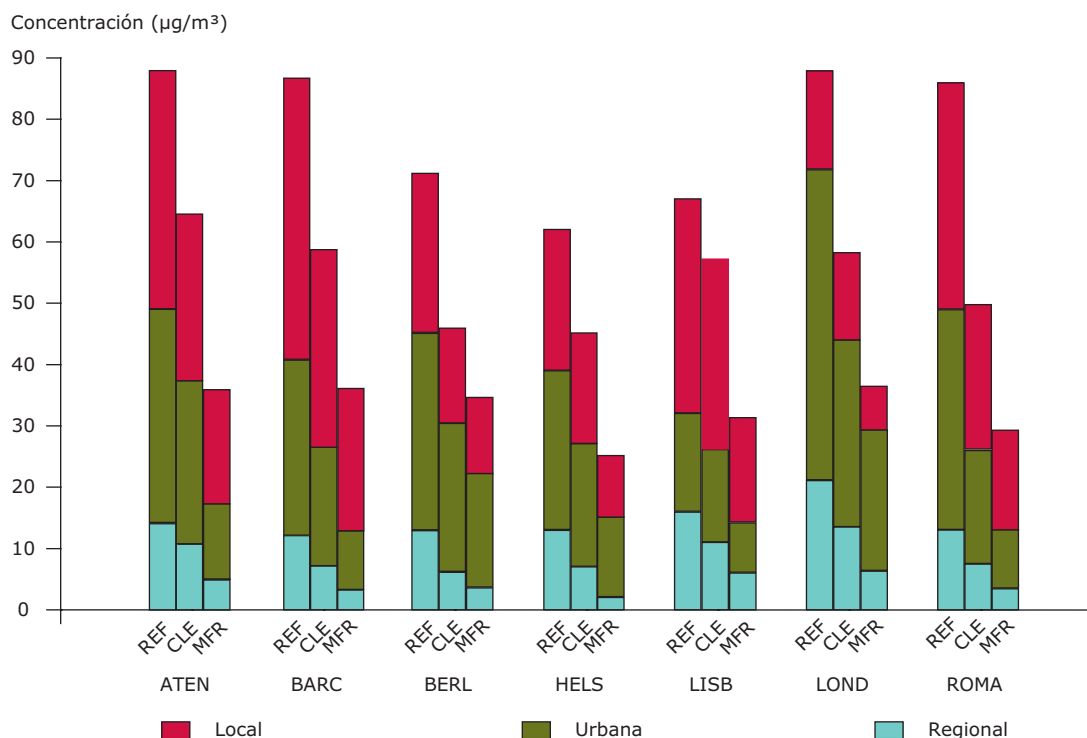
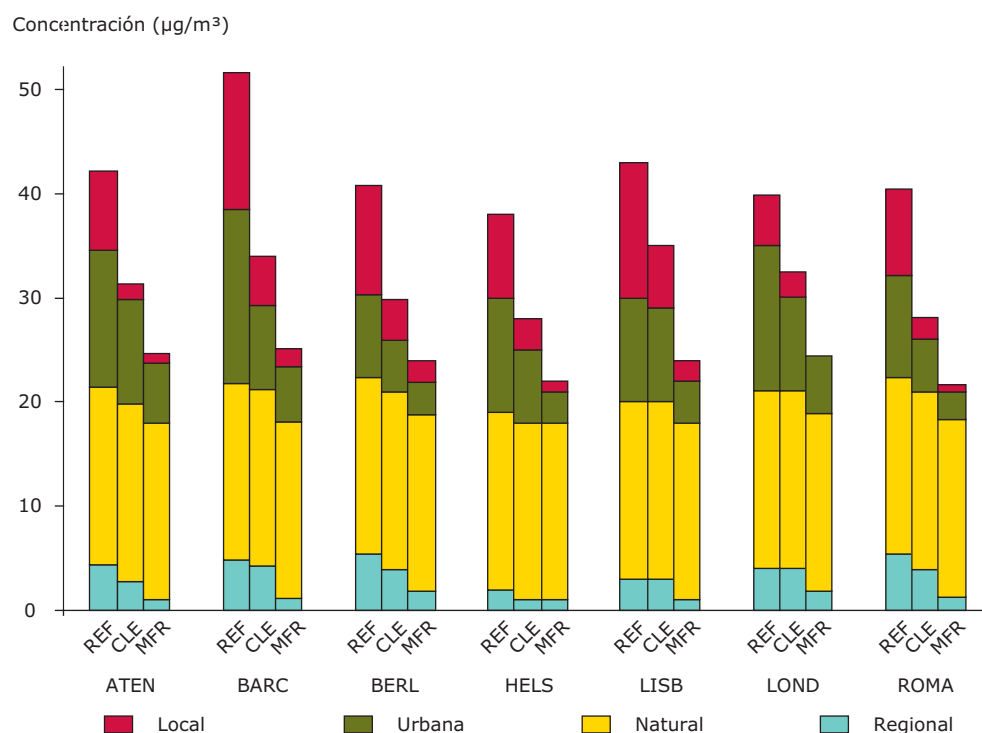


Figura 4.20 Media anual de la calidad del aire de a escala regional (EMEP), urbana (OFIS) y al nivel de calle (OSPM) para ciudades europeas en el año de referencia (2000) y los escenarios CLE y MRF



Nota: La contribución "natural" se refiere al valor constante de 17 µg/m³, que representa las fuentes de PM tales como polvo transportado por el viento, sal marina y aerosoles orgánicos.

4.2.2 Superación en 2030

Figura 4.21 Número de superaciones horarias de NO₂ con respecto al valor límite de 200 µg/m³ en 20 ciudades europeas para el año de referencia 2000 y los escenarios CLE y MRF para 2030 calculados para el caso del corredor estrecho

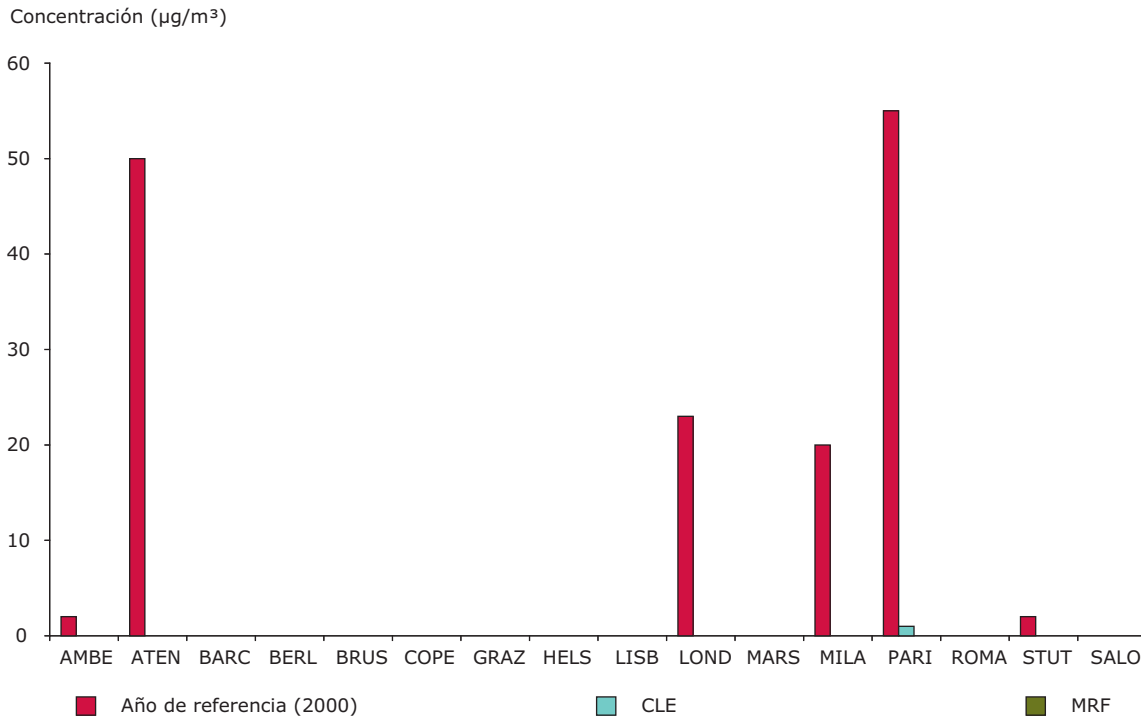
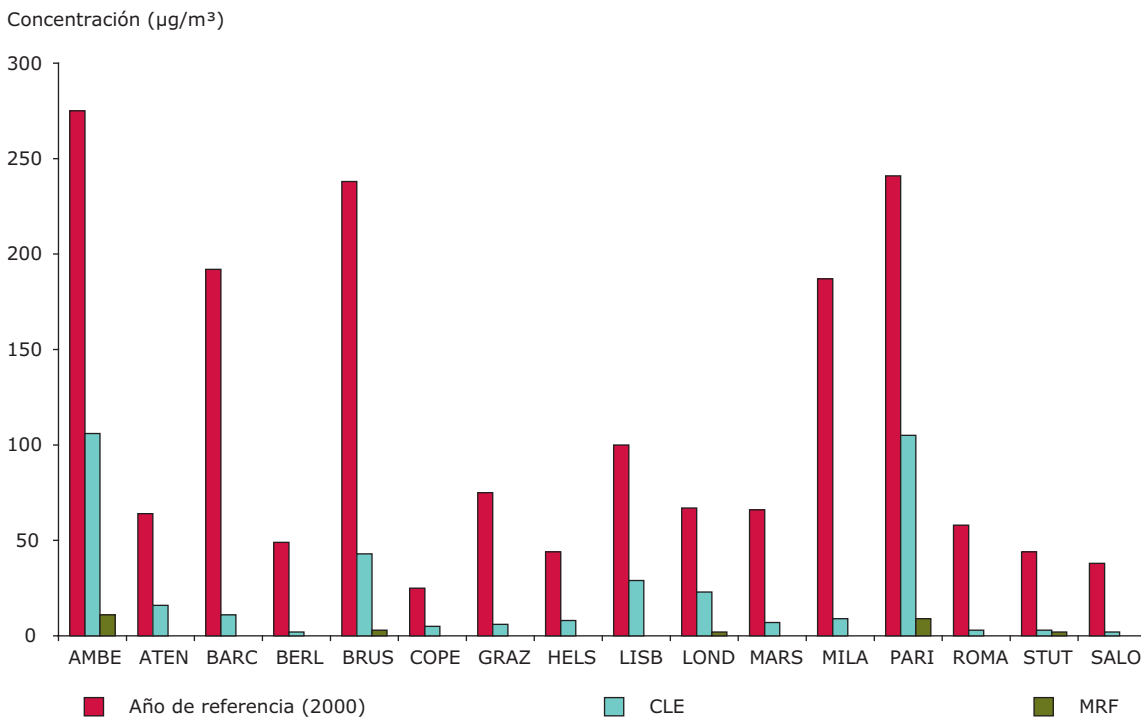


Figura 4.22 Número de superaciones diarias de PM₁₀ con respecto al valor límite de 50 µg/m³ en 20 ciudades europeas para el año de referencia 2000 y los escenarios CLE y MRF para 2030 calculados para el caso del corredor estrecho



Para todos los corredores, el número de excesos de NO_2 y PM_{10} desciende considerablemente en los escenarios CLE y MRF. Para el corredor estrecho y NO_2 , casi no se observaron superaciones del valor límite de 2010 ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en 2030, según el escenario CLE. Tampoco se observaron superaciones en el escenario MRF. Para PM_{10} no se ha añadido un valor constante para compensar las fuentes de emisión de PM_{10} naturales ausentes. Esto contrasta con el enfoque seguido en el apartado 4.1.1 (Figura 4.5). La razón de esta diferencia es la incertidumbre asociada al cambio de este valor hasta el año de proyección 2030.

A pesar de todas las limitaciones, la Figura 4.22 proporciona una información útil en términos del cambio relativo esperado en las diferentes ciudades, en los dos escenarios. La situación para PM_{10} es ligeramente diferente a la del NO_2 . Aunque se aprecia una considerable reducción del número de

superaciones en el escenario CLE, el número de superaciones permitido (valor de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que no debe superarse más de 7 días al año, según el límite indicativo de 2010) todavía se supera en nueve ciudades. En el escenario MRF, todas las ciudades presentan un número de superaciones próximo a cero, salvo Amberes y París, que están cerca pero por debajo del número permitido de superaciones (11 y 9 días al año, respectivamente). Sin embargo, cabe destacar que no se han tenido en cuenta los peores casos de corredor urbano y, por tanto, el número permitido de superaciones todavía puede ser superado (ver apartado 4.1.2). Este es especialmente el caso de PM_{10} , en el que en la mayoría de los casos el cumplimiento es marginal. A la vista del hecho de que en el escenario del año 2030 no se ha tenido en cuenta la contribución natural a las concentraciones de PM_{10} , es muy probable que en 2030 el valor límite de 2010 de PM_{10} se supere en algunas ciudades.

5 Conclusiones y futuros trabajos

Para la aplicación completa en cascada del modelo a escala regional-urbana-local se utilizaron dos modelos: OFIS y OSPM. El modelo OFIS (Arvanitis y Moussiopoulos, 2003) se basó en el modelo a escala regional EMEP (URL1) considerando que describía adecuadamente la calidad del aire regional en la ciudad. El modelo a la escala de calle OSPM (Berkowicz *et al.*, 1997) utilizó los resultados del modelo OFIS para derivar las condiciones de fondo urbanas requeridas por el modelo a escala de la calle. Esto ha resultado adecuado para analizar la calidad del aire actual y futura. La validación de los resultados del modelo frente a las mediciones ha demostrado que el modelo OFIS puede utilizarse para reproducir adecuadamente las concentraciones de fondo urbanas en las diferentes ciudades. En términos de concentraciones al nivel de calle, el modelo de corredor urbano OSPM también ha reproducido con éxito los incrementos al nivel de calle observados en las ciudades.

La superación de los valores límite diarios y horarios calculados con OFIS y la comparación con las mediciones muestran que las superaciones modelizadas se corresponden con las mediciones cuando las estimaciones de las concentraciones medias anuales de fondo urbanas también se corresponden con los datos medidos. La correcta comparación entre los resultados del modelo a escala urbana y los datos medidos depende de forma crítica de la idoneidad de los inventarios de emisiones urbanas elegidos para representar las emisiones de la ciudad. Las pequeñas sobreestimaciones o subestimaciones de los resultados del modelo con respecto a las medidas para las concentraciones medias anuales, dan lugar a mayores diferencias en términos de superaciones. Debido a la secuencia de modelización a escala regional-urbana-local seguida en este enfoque, la exactitud de los resultados del modelo para la concentración de fondo urbana afecta significativamente a los resultados del modelo a la escala de la calle. Los corredores urbanos hipotéticos elegidos, raramente coincidirán con la geometría del corredor urbano real o las características de tráfico específicas, que proporcionan los datos de calidad del aire medidos en las estaciones de tráfico. La calidad del aire modelizada al nivel de calle también se verá afectada por las concentraciones de fondo

urbanas elegidas y, por tanto, por los inventarios de emisiones urbanas utilizados. Finalmente, la exactitud de los resultados del modelo a escala de calle para los puntos críticos más desfavorables requeriría un amplio estudio de las características de configuración de corredor urbano más desfavorables. Este problema supera el ámbito de este análisis.

Para proseguir este tipo de trabajo, deberán tenerse en cuenta los siguientes puntos:

- La sensibilidad de las emisiones al nivel de calle y los posteriores cálculos de calidad del aire a escala local deben evaluarse utilizando los parámetros de la Metodología tipológica. En especial, la velocidad del vehículo, la geometría de calle, la orientación y el % de HDV deben estudiarse adicionalmente en función de escalas específicas de valores y combinaciones de los diferentes parámetros. Aquí, el análisis debería centrarse en las situaciones más desfavorables. Para respaldar este trabajo se necesitan mediciones detalladas del tráfico local, junto con datos de la calidad del aire para una serie de ciudades y calles en Europa.
- Los datos meteorológicos utilizados para la aplicación del modelo OSPM a escala de calle, derivados de los datos EMEP, deben ser comparados en lo posible con las mediciones reales (datos meteorológicos a nivel de tejados en cada ciudad). Las aplicaciones del modelo deberían apoyar esta comparación en cuanto al impacto de diferentes velocidades y direcciones del viento sobre las concentraciones al nivel de calle.
- Las proyecciones de calidad del aire para los países no pertenecientes a la UE15 fueron consideradas no fiables, dado que los factores de atenuación de emisiones calculados en un principio y utilizados para las estimaciones de las concentraciones, se basaban en datos del parque de vehículos no fiables para 2000 (ver Anexo C). Las nuevas emisiones producidas deberían basarse en factores de atenuación actualizados y utilizarse para valorar la calidad del aire también en los países no pertenecientes a la UE15.

- Debido a la ausencia de datos, se asumió que las reducciones de emisiones a escala urbana estaban de acuerdo con las reducciones de emisiones a escala de país previstas por los escenarios CLE y MRF para 2030. Sin embargo, debería utilizarse una estimación de la evolución de las emisiones de la ciudad según los planes locales específicos de desarrollo de ciudades y previsiones de población urbana en lugar de aplicar los factores de atenuación al nivel de la ciudad, ya que esto podría dar lugar a diferentes previsiones de calidad del aire en 2030 dependiendo de la velocidad de crecimiento de la ciudad y de otros factores.
- No se pudo disponer de los resultados del modelo EMEP para los escenarios CAFE. Por lo tanto, en su lugar se eligió para el estudio el año de proyección 2030. Esta decisión coincide con "*El medio ambiente en Europa, estado y perspectivas 2005*" (AEMA, 2005). Dado que se ha fijado la aplicación de los valores límite de la calidad del aire a partir de 2010, la evolución de la calidad del aire según los escenarios CAFE para 2010 y 2020 también deberían estudiarse.
- Para la aplicación del modelo a escala urbana es necesario disponer de inventarios de emisiones detallados y mallados. En el proyecto MERLIN se prepararon estos inventarios mallados de emisiones utilizando un enfoque descendente (NUTS 3 descendiendo hasta la escala urbana) y aplicando el modelo de emisiones europeo (Friedrich y Reis, 2004). Este enfoque descendente debe ser comparado con los inventarios de emisiones ascendentes basados en datos locales para estudiar la idoneidad de las distribuciones espaciales y temporales elegidas. Un primer paso sería comparar los inventarios de emisiones MERLIN con los inventarios de emisiones locales (p. ej., en el proyecto City-Delta), cuando se encuentren disponibles. Dependiendo de los hallazgos y en determinados casos, será necesario repetir las aplicaciones de la calidad del aire.
- De acuerdo con los resultados de los estudios de distribución proporcional de las fuentes en Europa, puede reevaluarse la contribución de las fuentes naturales de PM.

6 Bibliografía

- Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) (2004), Fact sheet TERM 04, Transport contribution to air quality.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) (2005), *State of the Environment: Air quality 1990–2030*, CTE/ACC Informe técnico 2005/1.
- Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) (2005b), *Air Pollution in Europe: 1990–2002*, versión preliminar de enero (en preparación).
- Arvanitis A. y Moussiopoulos N. (2003), *Coupling an aerosol module to a deterministic long term ozone exposure model*. 26th NATO/CCMS ITM, Estambul, Turquía.
- Berkowicz R., Hertel O., Larsen S.E., Sørensen N.N., Nielsen M. (1997), *Modelling traffic pollution in streets*. Ministerio de Medio Ambiente y Energía, National Environmental Research Institute, Dinamarca.
- Cofala J. (2004), comunicación privada.
- Cofala J., Cabala R., Klimont Z. Heyes C. y Schoepp W. (2005), *Emissions of air pollutants in the EEA countries and their environmental impacts for the SEP scenarios* — Contribución de IIASA al Informe SOER2005, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Versión de febrero.
- Comisión Europea (2004), DG Empresa, Cuestionario Euro 5, Bruselas, 16-02-2004.
- Cuvelier C., Thunis P., Stern R., Moussiopoulos N., Builtjes P., Rouil L., Bedogni M., Tarrason L., Amann M. y Hayes C. (2004), *City-Delta Phase 2*, Borrador de Informe final, versión de diciembre.
- De Ceuster G., Van Herbruggen B., Logghe S. y Proost S. (2005), *TREMOVE 2.3 model and baseline description*, Informe a DG Medio Ambiente de la Comisión Europea, versión de febrero. URL: <http://www.tremove.org/>.
- Friedrich R., Reis S. (eds.) (2004), *Emissions of Air Pollutants — Measurements, Calculation, Uncertainties — Results from the EUROTRAC Subproject GENEMIS*. Springer Publishers, ISBN 3540008403.
- Giannouli M., Samaras Z., Keller M., de Haan P., Kalivoda M., Sorenson S., y Georgakaki A. (2006), *Development of a Database System for the Calculation of Indicators of Environmental Pressure Caused by Transport*, Science of the Total Environment, Vol. 357/1–3, págs. 247–270.
- Larsen S., Samaras Z., Gjerstad, K.I. y Mellios, G. (2004), *Report on Data Analysis and comparison with Emissions Estimates*. CTE/ACC SEC entrega a la AEMA.
- LAT (2004), *Impact assessment/Package of New Requirements relating to the Emissions from Two and Three-Wheel Motor Vehicles*, Informe LAT.
- Mellios, G., Samaras, Z. y van Aalst, R. (2004), *Global Analysis: Validation of road traffic emission inventories by means of concentration data measured at several air quality monitoring stations*. Entrega del CTE/ACC SEC a la AEMA.
- Moussiopoulos, N., Kalognomou, E. y Vlachokostas, Ch. (2004), *Model intercomparison report*. Entrega del CTE/ACC SEC a la AEMA.
- Ntziachristos L. y Samaras Z. (2000), *COPERT III: Computer programme to calculate emissions from road transport, Methodology and emission factors (Version 2.1)*, Informe técnico No 49. [http://vergina.eng.auth. gr/mech/lat/copert/copert.htm](http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm).

Putaud, J.-P., Dingenen, R. V., Baltensperger, U., Brüggemann, E., Charron, A., Facchini, M.-C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H.-C., Harrison, R. M., Jones, A. M., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Müller, K., Palmgren, F., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Spindler, G., Brink, H. t., Tunved, P., Tørseth, K., Weingartner, E., Wiedensohler, A., Wählin, P. y Raes, F. (2003), *A European Aerosol Phenomenology. Physical and chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe*. Atmospheric Environment.

Schwarz U. (2002), *Methoden und Modelle zur multiskalig hoch aufgelösten Bestimmung von luftverunreinigenden Emissionen in Europa*. Dissertation am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart. (Tesis doctoral en el Instituto de Economía Energética y Uso Racional de la Energía, Universidad de Stuttgart) (en alemán).

URL: http://europa.eu.int/comm/enterprise/automotive/mveg_meetings/meeting96/ptw_final_report.pdf.

URL1: <http://www.emep.int/>.

URL2: <http://etc-acc.eionet.eu.int/databases/airbase.html>.

URL3: <http://www.nilu.no/projects/ccc/network/>.

URL4: http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2.htm

van den Hout, D. y Teeuwisse, S. (2004), *Street typology*, Entrega del CTE/ACC SEC a la AEMA.

Wickert B. (2001), *Berechnung anthropogener Emissionen in Deutschland für Ozonvorläufersubstanzen – Modellentwicklung und Sensitivitätsstudien*. Dissertation am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart (en alemán).

Anexo A

Diseño del proyecto SEC

El trabajo presentado en este informe se basa en gran parte en los hallazgos del proyecto Techo de emisión al nivel de calle (*Street emission ceiling*) del CTE/ACC. El objetivo de este proyecto era desarrollar un método para determinar las reducciones de emisiones locales en la calle para alcanzar ciertos umbrales de calidad del aire. El trabajo realizado en los años 2003 y 2004 se enfocó en cuatro ámbitos:

- análisis de datos de concentración y tráfico procedentes de diferentes pares de estaciones (datos de estaciones de fondo urbanas y de estaciones de tráfico);
- comparación con las estimaciones de emisiones mediante los modelos COPERT 3 (Ntziachristos *et al.*, 2000) y TRENDS (Giannouli *et al.*, 2006);
- aplicación de diferentes modelos a escala de calle utilizando los datos disponibles, y
- desarrollo de una clasificación de tipos de calles que en una etapa posterior permitirán realizar un enfoque generalizado para estimar las concentraciones de contaminantes.

Para estudiar las concentraciones excesivas observadas en estaciones al nivel de calle/carretera y comprobar los modelos y herramientas específicos frente a las mediciones, fue necesario determinar los casos en los que los datos disponibles permitían una base de prueba de este tipo. Además, a continuación debía comprobarse que eran representativos y permitían generalizar los resultados. No era fácil obtener datos detallados y de calidad de tráfico horario, datos meteorológicos, concentraciones al nivel de calle y de fondo urbanas (idealmente se necesitarían $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 , NO_x , CO y O_3 de fondo) ni geometrías de calle apropiadas. A menudo, la ubicación exacta de las estaciones era un factor limitante para el análisis. Muchas veces, también, los problemas fueron la ausencia de datos de tráfico detallados y la presencia de conjuntos de datos incompletos. Sin embargo, se eligieron tres estudios de casos como los más apropiados y se realizó un análisis de datos horarios para un año completo: Marylebone Road (Londres), Hornsgatan (Estocolmo) y Frankfurter Allee (Berlín). Los análisis

de datos consideraron las medias anuales, las medias mensuales y las variaciones diurnas medias, por separado, para los días laborables/fines de semana y los períodos de verano/invierno. El análisis se concentró en los incrementos al nivel de calle (la diferencia entre concentraciones de fondo urbanas y concentraciones de calle) y las relaciones de incremento al nivel de calle para NO_x . Las diferencias en los incrementos al nivel de calle para los diferentes casos reflejan las diferencias en el tráfico diario medio, el tipo de corredor (carretera abierta o corredor urbano), la velocidad y la fracción de vehículos pesados (en adelante % de HDV) y las diferencias en la velocidad media del viento. Para PM_{10} la diferencia también reflejaba el uso (o no) de neumáticos tachonados. En principio, en las relaciones de incremento al nivel de calle de NO_x , se eliminan las diferencias de tráfico diario medio, la configuración de calle y la velocidad del viento. Las diferencias deberían reflejar las variaciones en las relaciones de factor de emisión medio para los flujos de tráfico debidas a diferencias del % de HDV. Los resultados de este análisis permitieron estimar la resistencia de la fuente de resuspensión de polvo de las carreteras a PM_{10} y $PM_{2.5}$. Esto se realizó comparando las relaciones de incrementos al nivel de calle en invierno/verano para NO_x y en días laborables/ fines de semana para PM_{10} y $PM_{2.5}$. Para Marylebone Road (Londres) se estimó que la fuente de resuspensión a PM_{10} tiene aproximadamente la misma magnitud que la fuente de desgaste combinada de escape/freno/neumático. En Hornsgatan (Estocolmo), donde se utilizan neumáticos tachonados en invierno, la fuente de resuspensión para PM_{10} es mayor que la de escape. La fuente de resuspensión es significativa incluso en verano y también contribuye de forma significativa a $PM_{2.5}$ al nivel de calle. También en Frankfurter Allee (Berlín) la fuente de resuspensión es muy fuerte y, en términos relativos, mayor que en Marylebone Road. Los resultados muestran que este análisis puede conducir a un prometedor método para estimar "factores de emisión" para la fuente de resuspensión, aunque se necesitan más casos y más datos fiables para generalizar los resultados (Larsen *et al.* 2004).

La comparación de las relaciones de incrementos al nivel de calle (PM/NO_x y CO/NO_x) con las correspondientes relaciones de emisión permitieron la aparición de características específicas de emplazamiento (p. ej., importancia de la resuspensión PM) y también proporcionó una base para valorar

las aplicaciones posteriores del modelo de calidad del aire para verificar la idoneidad de los factores de emisión para este tipo de trabajo. Las relaciones de factor de emisión se correspondían con las de concentración, y para PM la importancia de las emisiones de PM por remolinos y abrasión (abrasión de neumáticos y frenos, desgaste de carretera y resuspensión de polvo) fue especialmente destacada. Además, la comparación reveló que existe la posibilidad de una fuente de resuspensión significativa de $PM_{2.5}$ en Hornsgatan (Larsen *et al.* 2004).

Además de las comparaciones de las relaciones de concentración y emisión realizadas con datos procedentes de diferentes centros, también se realizó un análisis "global" utilizando una serie de estaciones de cinco países europeos de Airbase. La comparación evidenció una buena correspondencia entre el *ratio* de concentración y emisión de CO/NO_x a nivel de país. Esto sugiere que las concentraciones medidas proceden de emisiones relacionadas con el tráfico. Las relaciones de emisión de NO_x/PM y PM/CO estimadas con el modelo COPERT 3 resultaron estar sobreestimadas y subestimadas, respectivamente. Este trabajo destacó una vez más la importancia de las emisiones de PM procedentes de vehículos de gasolina y de fuentes que no son de escape, actualmente no consideradas en el modelo COPERT 3. Además, la ausencia de datos de concentraciones de $PM_{2.5}$ a gran escala en los países de la UE y para una serie de estaciones, resultó ser un inconveniente especial para este tipo de comparación. Además, el hecho de que el NO_x es un contaminante que no debe ser "obligatoriamente" notificado según la Directiva EoI (solamente debe notificarse NO_2), da lugar a limitaciones de datos adicionales para el análisis de concentraciones y la comparación con estimaciones de emisiones (Mellios *et al.*, 2004).

El siguiente paso se refiere a las aplicaciones del modelo. Los datos recopilados y estudiados para Marylebone Road (Londres), Hornsgatan (Estocolmo) y Frankfurter Allee (Berlín) fueron procesados posteriormente y los conjuntos de datos obtenidos se pusieron a disposición de los institutos interesados para realizar un ejercicio de comparación mutua del modelo (URL4). Este ejercicio proporcionó una visión del nivel de incertidumbre inherente a los diferentes cálculos del modelo. También proporcionó una primera estimación de la incertidumbre provocada por la aplicación del modelo desde la escala de nivel de calle hasta una escala regional-urbana-calle completa. El gran número de modelos que participaron (13) y la variedad de casos disponibles, permitieron evaluar el rendimiento de los modelos, aunque es importante tener en cuenta las restricciones

de los datos de entrada. El ejercicio de comparación entre los modelos reveló que los formulados de forma específica para describir la dispersión de los contaminantes en corredores urbanos son los que producen los resultados más próximos a las mediciones reales. Además, los modelos de uso fácil dan buenos resultados y pueden ser considerados como una herramienta apropiada para ser utilizada por un usuario no experto. Los resultados OSPM obtenidos por tres grupos de modelización diferentes coincidieron entre sí, llegando a la conclusión de que los errores introducidos por el usuario siguen siendo reducidos cuando se utilizan herramientas de modelización bien documentadas. En general, los modelos semiempíricos proporcionaron resultados muy satisfactorios y demostraron ser fiables para las valoraciones. Los resultados para los casos de Frankfurter Allee y Marylebone Road destacan la importancia de disponer de datos de entrada correctos y representativos y la necesidad de realizar un análisis de sensibilidad consecuente. La comunidad científica demostró interés en participar en estos ejercicios siempre que se pueda disponer de conjuntos de datos completos y fiables. Se destacó que el número insuficiente de conjuntos de datos representativos constituye un problema especial para realizar estos ejercicios de comparación entre modelos (Moussiopoulos *et al.*, 2004).

En paralelo con las anteriores actividades de análisis de datos y modelado, se desarrolló la base teórica para clasificar los tipos de calles ("tipología de calle"). Esta tipología permitiría una metodología generalizada para determinar las reducciones de emisiones locales necesarias para alcanzar ciertos umbrales de calidad del aire. En el desarrollo de la metodología tipológica debía mantenerse un equilibrio entre la exactitud del modelo, que requiere numerosos parámetros explícitos y continuos, y la simplicidad, que exige dar preferencia a los parámetros clasificados. Se distinguieron doce tipos de calles en una primera selección de los parámetros clave que caracterizase suficientemente las diferentes clases de calle. Los parámetros clasificados (representados por escalas de valores) eran la geometría (corredor urbano o no), el % de HVD, el comportamiento de tráfico (velocidad) y la distancia del receptor desde el eje de la calle. El único parámetro considerado como explícito y continuo fue la intensidad de tráfico diario. Los parámetros candidatos fueron evaluados en términos de su importancia para la contaminación atmosférica, su idoneidad para el modelado de la calidad del aire y la disponibilidad de los datos (en determinadas calles y estadísticas en Europa). Otro criterio fue si el parámetro en cuestión podía ser modificado por medidas específicas. Por ejemplo, el % de HDV es

importante, ya que es una categoría de vehículo con emisiones atmosféricas significativas, pero las mejoras tecnológicas relacionadas con la reducción de emisiones para HDV y vehículos privados siguen diferentes caminos cronológicos. En el desarrollo posterior de la metodología tipológica se contempla un procedimiento iterativo utilizando diferentes modelos. Aquí, se realiza un análisis de sensibilidad en términos de los parámetros y los valores seleccionados. Una vez aplicados los modelos, puede mejorarse la tipología (van den Hout y Teeuwisse, 2004).

En general, el principal problema registrado durante el SEC y las diferentes aplicaciones fue la ausencia de conjuntos de datos completos y fiables. En términos de aplicaciones de modelos de calle, las concentraciones de fondo urbanas, los datos meteorológicos y la ausencia de datos específicos de tráfico de corredor urbano se consideraron como factores especialmente limitantes. Para valorar las

concentraciones al nivel de calle en una serie de casos, se seleccionó y aplicó el modelo semiempírico y bien documentado de corredor urbano OSPM, que también proporcionó buenos resultados en el ejercicio de comparación entre modelos. Se asumió que las concentraciones de fondo estaban adecuadamente descritas por el modelo OFIS a escala urbana, el cual a su vez estaba basado en el modelo a escala regional EMEP. Se asumió que éste describía adecuadamente la calidad del aire a nivel regional. La secuencia de modelado completa a escala regional-urbana-local se aplicó para el estudio del caso de Berlín. En este caso también se dispuso de un conjunto de datos de medición completo. Los resultados del modelo se correspondieron con las mediciones y con la aplicación utilizando el conjunto completo de datos de medición. La importancia de la correcta aplicación de esta secuencia de modelado es obvia, ya que permite valorar la futura calidad del aire teniendo en cuenta las políticas y medidas que afectan a la escala regional, urbana y local.

Anexo B

Tabla B1 Estaciones de vigilancia utilizadas para comparar las observaciones y los resultados del modelo

	Nombre de la estación	Tipo de estación	Tipo de zona	NO ₂		NO _x		PM ₁₀		PM _{2,5}	
				Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles
AMBERES											
BE0227A	42R821:Beveren	De fondo	Suburbana	2003	95 %	2000	97 %	2003	*	2003	*
BE0232A	42R811:Schoten	De fondo	Suburbana	2003	70 %	2000	*	2003	*	2003	*
BE0432A	40TR01:Temse	De fondo	Suburbana	2003	*	2000	*	2003	100 %	2003	*
BE0204A	42M802:Amberesen	Tráfico	Urbana	2003	*	2000	*	2003	74 %	2003	*
BE0228A	42R801:Bergerhout	Tráfico	Urbana	2003	89 %	2000	93 %	2003	94 %	2003	76 %
ATENAS											
GR0027A	Liosia	De fondo	Suburbana	2001	99 %	2001	99 %	2001	*	*	*
GR0037A	Thrakomakedones	De fondo	Suburbana	2001	94 %	2001	95 %	2001	99 %	*	*
GR0039A	Agia Paraskevi	De fondo	Suburbana	2001	82 %	2001	84 %	2001	73 %	*	*
GR0043A	Zografou	De fondo	Suburbana	2001	98 %	2001	98 %	2001	97 %	*	*
GR0028A	Peristeri	De fondo	Urbana	2001	89 %	2001	89 %	2001	*	*	*
GR0031A	Nea Smirni	De fondo	Urbana	2001	91 %	2001	92 %	2001	*	*	*
GR0041A	Pireaus-2	De fondo	Urbana	2001	99 %	2001	99 %	2001	*	*	*
GR0042A	Galatsi	De fondo	Urbana	2001	86 %	2001	85 %	2001	*	*	*
GR0002A	Athinas	Tráfico	Urbana	2001	92 %	2001	92 %	2001	*	*	*
GR0003A	Aristotelous	Tráfico	Urbana	2001	91 %	2001	*	2001	96 %	*	*
GR0022A	Marousi	Tráfico	Urbana	2001	99 %	2001	99 %	2001	98 %	*	*
GR0030A	Pireaus-1	Tráfico	Urbana	2001	86 %	2001	88 %	2001	52 %	*	*
GR0032A	Patision	Tráfico	Urbana	2001	96 %	2001	96 %	2001	*	*	*
GR0040A	Goudi	Tráfico	Urbana	2001	97 %	2001	97 %	2001	94 %	*	*
BARCELONA											
ES1024A	ES1024A:Mirador	De fondo	Urbana	2001	*	2001	*	2003	15 %	*	*
ES0559A	ES0559A:Plaça Universitat	Tráfico	Urbana	2001	*	2001	*	2003	19 %	*	*
ES0691A	ES0691A-I2:Poble Nou	Tráfico	Urbana	2001	84 %	2001	84 %	2003	*	*	*
ES0692A	ES0692A-I3:L'Hospitalet	Tráfico	Urbana	2001	93 %	2001	93 %	2003	34 %	*	*
ES0693A	ES0693A-I5:Badalona	Tráfico	Urbana	2001	52 %	2001	52 %	2003	*	*	*
ES1018A	ES1018A-E1:Terrassa	Tráfico	Urbana	2001	89 %	2001	89 %	2003	88 %	*	*
ES1231A	ES1231A-AT:Sant Cugat del Vallès	Tráfico	Urbana	2001	88 %	2001	87 %	2003	25 %	*	*
ES1262A	ES1262A:Ad-Sabadell	Tráfico	Urbana	2001	78 %	2001	78 %	2003	28 %	*	*
ES1362A	ES1362A:Eugeni d'Ors	Tráfico	Urbana	2001	*	2001	*	2003	36 %	*	*
ES1396A	ES1396A-ID-Barcelona	Tráfico	Urbana	2001	96 %	2001	96 %	2003	36 %	*	*
ES1438A	ES1438A:IH-Barcelona (Eixample)	Tráfico	Urbana	2001	67 %	2001	65 %	2003	36 %	*	*
ES1453A	ES1453A-II:Torreballdovina	Tráfico	Urbana	2001	95 %	2001	95 %	2003	*	*	*
ES1480A	ES1480A-IJ-Gràcia-Sant Gervasi	Tráfico	Urbana	2001	78 %	2001	78 %	2003	38 %	*	*
ES1551A	ES1551A-B9-Barberà del Vallès	Tráfico	Urbana	2001	89 %	2001	89 %	2003	*	*	*
BERLÍN											
DE1091A	DEBE051:B Buch	De fondo	Suburbana	2000	98 %	2000	98 %	2002	98 %	2003	*
DE1101A	DEBB031:Konigs Wusterhausen	De fondo	Suburbana	2000	93 %	2000	*	2002	98 %	2003	*
DE1210A	DEBB050:Bernau	De fondo	Suburbana	2000	99 %	2000	*	2002	*	2003	*
DE1212A	DEBB052:Potsdam-Michendorfer Chaussee	De fondo	Suburbana	2000	*	2000	*	2002	95 %	2003	*
DE0742A	DEBE034:B Neukolln-Nansenstraie	De fondo	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2002	98 %	2003	*
DE0982A	DEBB021:Potsdam-Zentrum	De fondo	Urbana	2000	83 %	2000	*	2002	99 %	2003	98 %

Tabla B1 Estaciones de vigilancia utilizadas para comparar las observaciones y los resultados del modelo (cont.)

	Nombre de la estación	Tipo de estación	Tipo de zona	NO ₂		NO _x		PM ₁₀		PM _{2,5}	
				Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles
DE1227A	DEBE066:B Karlshorst-Rheingoldstr./Königsinviernostr.	De fondo	Urbana	2000	95 %	2000	95 %	2002	*	2003	*
DE0715A	DEBE010:B Wedding-Amrumer Str.	Tráfico	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2002	98 %	2003	*
DE0773A	DEBE014:B Charlottenburg-Stadtautobahn	Tráfico	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2002	97 %	2003	*
DE0946A	DEBE044:B Mitte-Parochialstr.	Tráfico	Urbana	2000	95 %	2000	*	2002	94 %	2003	*
DE1111A	DEBE064:B Neukölln- Karl-Marx-Str. 76	Tráfico	Urbana	2000	99 %	2000	99 %	2002	*	2003	*
DE1115A	DEBE065:B Friedrichshain-Frankfurter Allee	Tráfico	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2002	94 %	2003	*
DE1169A	DEBE061:B Steglitz-Schildhornstr.	Tráfico	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2002	98 %	2003	*
DE1188A	DEBE063:B Neukölln-Silbersteinstr.	Tráfico	Urbana	2000	91 %	2000	91 %	2002	*	2003	*
BRUSELAS											
BE0185A	41N043:Haren	De fondo	Suburbana	2000	90 %	2000	89 %	2000	95 %	2000	*
BE0186A	41R012:UCCLE	De fondo	Suburbana	2000	95 %	2000	93 %	2000	99 %	2000	*
BE0192A	42R010:St.sStevensw	De fondo	Suburbana	2000	*	2000	*	2000	*	2000	*
BE0309A	41B011:Berchem S.A	De fondo	Suburbana	2000	95 %	2000	93 %	2000	99 %	2000	*
BE0371A	41MEU1:Meudon	De fondo	Suburbana	2000	88 %	2000	86 %	2000	99 %	2000	97 %
BE0422A	40SZ01:Steenokkerz	De fondo	Suburbana	2000	*	2000	*	2000	*	2000	*
BE0423A	40SZ02:Steenokkerz	De fondo	Suburbana	2000	*	2000	*	2000	*	2000	*
BE0184A	41R001:Molenbeek	De fondo	Urbana	2000	92 %	2000	91 %	2000	99 %	2000	50 %
BE0395A	41B004:Ste.Catheri	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2000	*	2000	*
BE0403A	41B006:Parl.Europe	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2000	*	2000	*
BE0308A	41B003:Arts-Loi	Tráfico	Urbana	2000	95 %	2000	93 %	2000	*	2000	*
BE0402A	41B005:Belliard	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2000	*	2000	*
BUDAPEST											
HU0022A	Budapest Gillice tir	De fondo	Suburbana	2003	93 %	2003	93 %	2003	63 %	*	*
HU0032A	Szazhalombatta	De fondo	Suburbana	2003	*	2003	*	2003	*	*	*
HU0021A	Budapest Baross tir	Tráfico	Urbana	2003	46 %	2003	47 %	2003	39 %	*	*
COPENHAGUE											
DK0045A	Copenhague/1259	De fondo	Urbana	2002	90 %	2000	97 %	2002	61 %	*	*
DK0030A	Copenhague/1257	Tráfico	Urbana	2002	99 %	2000	98 %	2002	89 %	*	*
DK0034A	H.C.Andersens Boulevard, Ciudad	Tráfico	Urbana	2002	98 %	2000	*	2002	*	*	*
GDANSK											
PL0045A	GdanskPW1	De fondo	Urbana	2000	99 %	2000	99 %	2000	57 %	*	*
PL0046A	GdanskKa2	De fondo	Urbana	2000	93 %	2000	94 %	2000	93 %	*	*
PL0047A	GdanskWy3	De fondo	Urbana	2000	99 %	2000	98 %	2000	72 %	*	*
PL0049A	GdanskOs5	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2000	65 %	*	*
PL0050A	SopotBP6	De fondo	Urbana	2000	100 %	2000	100 %	2000	100 %	*	*
PL0052A	GdanskLe8	De fondo	Urbana	2000	97 %	2000	98 %	2000	99 %	*	*
GRAZ											
AT0022A	Graz Nord	De fondo	Suburbana	2000	95 %	2000	95 %	2001	89 %	*	*
AT0085A	Graz Söd	De fondo	Suburbana	2000	99 %	2000	*	2001	*	*	*
AT0087A	Graz West	De fondo	Suburbana	2000	96 %	2000	96 %	2001	*	*	*
AT0112A	Graz Ost	De fondo	Suburbana	2000	99 %	2000	99 %	2001	76 %	*	*
AT0119A	Graz Platte	De fondo	Suburbana	2000	*	2000	*	2001	*	*	*
AT0109A	Graz Mitte	De fondo	Urbana	2000	89 %	2000	89 %	2001	69 %	*	*
AT0118A	Graz Schlossberg	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2001	*	*	*
AT0217A	Graz Tiergartenweg	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2001	*	*	*
AT0205A	Graz Don Bosco	Tráfico	Urbana	2000	88 %	2000	88 % 2	001	94 %	*	*

Tabla B1 Estaciones de vigilancia utilizadas para comparar las observaciones y los resultados del modelo (cont.)

Nombre de la estación	Tipo de estación	Tipo de zona	NO ₂		NO _x		PM ₁₀		PM _{2,5}		
			Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	
HELSINKI											
FI0050A	Tikkurila 2	De fondo	Urbana	2003	*	2000	*	2003	*	2003	*
FI0124A	Kallio 2	De fondo	Urbana	2003	100 %	2000	99 %	2003	98 %	2003	95 %
FI0004A	Vallila 1	Tráfico	Urbana	2003	99 %	2000	96 %	2003	98 %	2003	96 %
FI0006A	Vallila 2	Tráfico	Urbana	2003	*	2000	*	2003	45 %	2003	*
FI0018A	Tööliö	Tráfico	Urbana	2003	100 %	2000	99 %	2003	99 %	2003	*
FI0142A	Runeberginkatu	Tráfico	Urbana	2003	84 %	2000	*	2003	84 %	2003	84 %
KATOWICE											
PL0008A	KatowZal	De fondo	Urbana	2000	98 %	2000	72 %	2000	*	*	*
PL0022A	KatowRac	De fondo	Urbana	2000	92 %	2000	92 %	2000	99 %	*	*
PL0040A	Chorzow	De fondo	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2000	73 %	*	*
PL0042A	PiekarySl	De fondo	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2000	97 %	*	*
PL0043A	Wojkowice	De fondo	Urbana	2000	95 %	2000	95 %	2000	99 %	*	*
PL0041A	Sosnowiec	Tráfico	Urbana	2000	97 %	2000	97 %	2000	96 %	*	*
LISBOA											
PT0087A	Olivais	De fondo	Urbana	2001	95 %	2000	93 %	2001	95 %	2002	*
PT0090A	Chelas	De fondo	Urbana	2001	98 %	2000	97 %	2001	*	2002	*
PT0091A	Beato	De fondo	Urbana	2001	99 %	2000	91 %	2001	*	2002	*
PT0106A	Paio Pires aut.	De fondo	Urbana	2001	95 %	2000	54 %	2001	*	2002	*
PT0109A	Alfragide/Amadora	De fondo	Urbana	2001	97 %	2000	*	2001	*	2002	51 %
PT0110A	Laranjeiro	De fondo	Urbana	2001	93 %	2000	*	2001	81 %	2002	*
PT0111A	Reboleira	De fondo	Urbana	2001	75 %	2000	*	2001	81 %	2002	*
PT0112A	Loures	De fondo	Urbana	2001	*	2000	*	2001	58 %	2002	*
PT0114A	Escavadeira II	De fondo	Urbana	2001	*	2000	*	2001	*	2002	*
PT0115A	Restelo	De fondo	Urbana	2001	*	2000	*	2001	*	2002	*
PT0059A	Hospital Velho	Tráfico	Urbana	2001	81 %	2000	92 %	2001	*	2002	*
PT0088A	Entrecampos	Tráfico	Urbana	2001	83 %	2000	89 %	2001	78 %	2002	80 %
PT0089A	Benfica	Tráfico	Urbana	2001	95 %	2000	92 %	2001	*	2002	*
PT0093A	Avenida da Liberdade	Tráfico	Urbana	2001	95 %	2000	88 %	2001	98 %	2002	*
PT0108A	Câmara Municipal	Tráfico	Urbana	2001	96 %	2000	60 %	2001	*	2002	*
LONDRES											
GB0586A	Londres Eltham	De fondo	Suburbana	2000	97 %	2000	97 %	2003	99 %	2000	*
GB0608A	Londres Bexley	De fondo	Suburbana	2000	97 %	2000	96 %	2003	96 %	2000	*
GB0621A	Londres Sutton (sut3)	De fondo	Suburbana	2000	91 %	2000	91 %	2003	*	2000	*
GB0642A	Londres Hillingdon	De fondo	Suburbana	2000	98 %	2000	97 %	2003	87 %	2000	*
GB0420A	Londres Oeste	De fondo	Urbana	2000	98 %	2000	97 %	2003	*	2000	*
GB0566A	Londres Bloomsbury	De fondo	Urbana	2000	96 %	2000	95 %	2003	58 %	2000	94 %
GB0616A	Londres Brent	De fondo	Urbana	2000	98 %	2000	97 %	2003	94 %	2000	*
GB0620A	Londres N.Kensington	De fondo	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2003	98 %	2000	*
GB0622A	Londres Wandsworth	De fondo	Urbana	2000	97 %	2000	97 %	2003	*	2000	*
GB0638A	Londres Haringey	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2003	*	2000	*
GB0644A	Londres Teddington	De fondo	Urbana	2000	99 %	2000	98 %	2003	*	2000	*
GB0645A	Thurrock	De fondo	Urbana	2000	93 %	2000	92 %	2003	98 %	2000	*
GB0650A	Londres Hackney	De fondo	Urbana	2000	91 %	2000	91 %	2003	*	2000	*
GB0656A	Londres Southwark	De fondo	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2003	*	2000	*
GB0672A	Londres Lewisham	De fondo	Urbana	2000	43 %	2000	43 %	2003	*	2000	*
GB0743A	Londres Westminster	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2003	64 %	2000	*
GB0623A	Sutton Roadside (sut1)	Tráfico	Urbana	2000	87 %	2000	87 %	2003	*	2000	*
GB0624A	Tower Hamlets Roadside	Tráfico	Urbana	2000	91 %	2000	90 %	2003	*	2000	*
GB0636A	Camden Kerbside	Tráfico	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2003	99 %	2000	*

Tabla B1 Estaciones de vigilancia utilizadas para comparar las observaciones y los resultados del modelo (cont.)

Nombre de la estación	Tipo de estación	Tipo de zona	NO ₂		NO _x		PM ₁₀		PM _{2,5}		
			Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	
GB0637A	Haringey Roadside	Tráfico	Urbana	2000	88 %	2000	88 %	2003	98 %	2000	*
GB0659A	Londres A3 Roadside	Tráfico	Urbana	2000	97 %	2000	96 %	2003	95 %	2000	*
GB0667A	Southwark Roadside	Tráfico	Urbana	2000	90 %	2000	89 %	2003	*	2000	*
GB0682A	Londres Marylebone Road	Tráfico	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2003	99 %	2000	99 %
GB0685A	Hounslow Roadside (HS1)	Tráfico	Urbana	2000	97 %	2000	97 %	2003	*	2000	*
GB0695A	Londres Cromwell Road 2	Tráfico	Urbana	2000	94 %	2000	93 %	2003	*	2000	*
GB0697A	Londres Bromley	Tráfico	Urbana	2000	82 %	2000	83 %	2003	*	2000	*
GB0774A	Brentford Roadside	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2003	*	2000	*
MARSELLA											
FR1108A	Saint Louis	De fondo	Suburbana	2000	96 %	*	*	2002	97 %	2002	95 %
FR1109A	Aubagne Penitents	De fondo	Suburbana	2000	95 %	*	*	2002	*	2002	*
FR1112A	Plan de Cuges	De fondo	Suburbana	2000	98 %	*	*	2002	*	2002	*
FR1114A	P/Huveaune Gymnase	De fondo	Suburbana	2000	96 %	*	*	2002	*	2002	*
FR1116A	Cinq Avenues	De fondo	Suburbana	2000	97 %	*	*	2002	95 %	2002	*
FR1117A	Ste Marguerite	De fondo	Suburbana	2000	94 %	*	*	2002	*	2002	*
FR1115A	Marseille Prado	De fondo	Urbana	2000	97 %	*	*	2002	*	2002	*
FR1119A	Marseille Thiers Noa	De fondo	Urbana	2000	96 %	*	*	2002	95 %	2002	*
FR0177A	Timone	Tráfico	Urbana	2000	97 %	*	*	2002	96 %	2002	*
MILÁN											
IT1017A	P.CO Lambro 301530	De fondo	Suburbana	2000	99 %	2000	99 %	2003	*	*	*
IT0466A	Juvara 301518	De fondo	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2003	98 %	*	*
IT0706A	Limite 301524	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2003	88 %	*	*
IT1020A	Via Messina 301541	De fondo	Urbana	2000	*	2000	*	2003	*	*	*
IT1034A	Meda 301527	De fondo	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2003	96 %	*	*
IT0467A	Zavattari 301544	Tráfico	Urbana	2000	97 %	2000	96 %	2003	*	*	*
IT0477A	Marche 301526	Tráfico	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2003	*	*	*
IT0522A	Monza 301528	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2003	*	*	*
IT0593A	Pero 301533	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2003	*	*	*
IT0705A	Verziere 301540	Tráfico	Urbana	2000	98 %	2000	97 %	2003	98 %	*	*
IT0770A	Arese 301505	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2003	96 %	*	*
IT0777A	Merate 301303	Tráfico	Urbana	2000	89 %	2000	89 %	2003	12 %	*	*
IT0995A	Cormano1 301513	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2003	*	*	*
IT1016A	Senato Marina 301537	Tráfico	Urbana	2000	96 %	2000	95 %	2003	*	*	*
IT1035A	Vimercate 301543	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2003	96 %	*	*
PARÍS											
FR0332A	Bobigny	De fondo	Suburbana	2000	94 %	*	*	2001	94 %	2002	98 %
FR0346A	Versailles	De fondo	Suburbana	2000	89 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0351A	Vitry-sur-Seine	De fondo	Suburbana	2000	96 %	*	*	2001	86 %	2002	77 %
FR0894A	Argenteuil	De fondo	Suburbana	2000	93 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0899A	Saint-Denis	De fondo	Suburbana	2000	94 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0913A	Garches	De fondo	Suburbana	2000	97 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0914A	Ivry-sur-Seine	De fondo	Suburbana	2000	92 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0916A	Montgeron	De fondo	Suburbana	2000	99 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0923A	Evry	De fondo	Suburbana	2000	98 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0327A	Issy-les-Moulineaux	De fondo	Urbana	2000	99 %	*	*	2001	87 %	2002	*
FR0331A	Paris 18 ^{me}	De fondo	Urbana	2000	99 %	*	*	2001	93 %	2002	*
FR0337A	Paris 12 ^{me}	De fondo	Urbana	2000	93 %	*	*	2001	91 %	2002	*
FR0340A	Neuilly-sur-Seine	De fondo	Urbana	2000	98 %	*	*	2001	*	2002	*

Tabla B1 Estaciones de vigilancia utilizadas para comparar las observaciones y los resultados del modelo (cont.)

	Nombre de la estación	Tipo de estación	Tipo de zona	NO ₂		NO _x		PM ₁₀		PM _{2,5}	
				Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles
FR0341A	Aubervilliers	De fondo	Urbana	2000	96 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0885A	Gennevilliers	De fondo	Urbana	2000	95 %	*	*	2001	68 %	2002	93 %
FR0886A	Cachan	De fondo	Urbana	2000	78 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0892A	París 13ème	De fondo	Urbana	2000	96 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0900A	París 7ème	De fondo	Urbana	2000	94 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0918A	París 6ème	De fondo	Urbana	2000	90 %	*	*	2001	*	2002	*
FR1181A	Les Ulis	De fondo	Urbana	2000	*	*	*	2001	*	2002	*
FR0335A	Place Victor Basch	Tráfico	Urbana	2000	88 %	*	*	2001	25 %	2002	*
FR0347A	Avenue des Champs Elyses	Tráfico	Urbana	2000	98 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0905A	Rue Bonaparte	Tráfico	Urbana	2000	97 %	*	*	2001	*	2002	*
FR0910A	Quai des Cilestins	Tráfico	Urbana	2000	84 %	*	*	2001	*	2002	*
PRAGA											
CZ0009A	Pha8-Kobylisy	De fondo	Suburbana	2000	98 %	2000	98 %	2000	99 %	*	*
CZ0015A	Pha6-Veleslavin	De fondo	Suburbana	2000	95 %	2000	95 %	2000	98 %	*	*
CZ0020A	Pha4-Libus	De fondo	Suburbana	2000	94 %	2000	92 %	2000	91 %	*	*
CZ0010A	Pha2-Riegrový sady	De fondo	Urbana	2000	96 %	2000	95 %	2000	98 %	*	*
CZ0021A	Pha6-Santinka	De fondo	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2000	100 %	*	*
CZ0008A	Pha1-nam. Republiky	Tráfico	Urbana	2000	99 %	2000	99 %	2000	100 %	*	*
CZ0011A	Pha5-Mlynska	Tráfico	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2000	99 %	*	*
CZ0012A	Pha10-Pocernicka	Tráfico	Urbana	2000	99 %	2000	99 %	2000	100 %	*	*
CZ0013A	Pha10-Vrsovice	Tráfico	Urbana	2000	96 %	2000	96 %	2000	98 %	*	*
CZ0014A	Pha4-Branik	Tráfico	Urbana	2000	97 %	2000	97 %	2000	98 %	*	*
CZ0065A	Pha5-Smichov	Tráfico	Urbana	2000	98 %	2000	98 %	2000	92 %	*	*
ROMA											
IT0953A	Villa Ada 1205820	De fondo	Urbana	2000	92 %	2000	59 %	2000	71 %	*	*
IT0825A	C.so Francia(closed) (3)	Tráfico	Urbana	2000	93 %	2000	90 %	2000	*	*	*
IT0826A	P.zza e.Fermi 1205813	Tráfico	Urbana	2000	93 %	2000	93 %	2000	95 %	*	*
IT0827A	L.go Arenula 1205809	Tráfico	Urbana	2000	40 %	2000	40 %	2000	*	*	*
IT0828A	L.go Magna Grecia 1205810	Tráfico	Urbana	2000	91 %	2000	91 %	2000	89 %	*	*
IT0887A	Guidonia 1205808	Tráfico	Urbana	2000	*	2000	*	2000	*	*	*
IT0946A	L.go Montezemolo 1205811	Tráfico	Urbana	2000	93 %	2000	93 %	2000	*	*	*
IT0954A	V.Tiburtina 1205819	Tráfico	Urbana	2000	90 %	2000	90 %	2000	*	*	*
IT0956A	Cinecittí 1205804	Tráfico	Urbana	2000	92 %	2000	91 %	2000	*	*	*
IT1176A	Largo Perestrello 1205875	Tráfico	Urbana	2000	72 %	2000	71 %	2000	*	*	*
IT1185A	Libia 1205876	Tráfico	Urbana	2000	95 %	2000	95 %	2000	*	*	*
STUTTGART											
DE0640A	DEBW026:Plochingen	De fondo	Suburbana	2000	99 %	2000	98 %	2002	51 %	*	*
DE0644A	DEBW024:Ludwigsburg	De fondo	Suburbana	2000	100 %	2000	99 %	2002	51 %	*	*
DE0749A	DEBW034:Waiblingen	De fondo	Suburbana	2000	100 %	2000	99 %	2002	50 %	*	*
DE0900A	DEBW042:Bernhausen	De fondo	Suburbana	2000	99 %	2000	98 %	2002	49 %	*	*
DE0621A	DEBW013:Stuttgart Bad Cannstatt	De fondo	Urbana	2000	99 %	2000	98 %	2002	50 %	*	*
DE0637A	DEBW025:Esslingen	De fondo	Urbana	2000	99 %	2000	*	2002	51 %	*	*
DE0748A	DEBW035:Böblingen	De fondo	Urbana	2000	99 %	2000	99 %	2002	50 %	*	*
DE0624A	DEBW011:Stuttgart-Zuffenhausen	Tráfico	Urbana	2000	100 %	2000	99 %	2002	51 %	*	*
DE1171A	DEBW099:Stuttgart-Mitte-Straie	Tráfico	Urbana	2000	98 %	2000	97 %	2002	98 %	*	*

Tabla B1 Estaciones de vigilancia utilizadas para comparar las observaciones y los resultados del modelo (cont.)

Nombre de la estación	Tipo de estación	Tipo de zona	NO ₂		NO _x		PM ₁₀		PM _{2,5}		
			Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	Año	Datos disponibles	
SALÓNICA											
GR0045A	Neochorouda	De fondo	Suburbana	2001	72 %	2001	72 %	2001	*	*	*
GR0047A	Panorama	De fondo	Suburbana	2001	99 %	2001	99 %	2001	99 %	*	*
GR0018A	Agia Sofia	Tráfico	Urbana	2001	96 %	2001	96 %	2001	91 %	*	*
GR0044A	University	Tráfico	Urbana	2001	97 %	2001	97 %	2001	*	*	*
No en Airbase	Eptapyrgio	De fondo	Urbana	2000	91 %	2000	91 %	2001	88 %	*	*
No en Airbase	Venizelou	Tráfico	Urbana	2001	90 %	2001	90 %	2001	95 %	*	*

Nota: * = datos no disponibles
El porcentaje indica la disponibilidad de los datos.

Anexo C

Cálculos de emisiones

C1 Escala urbana

Las emisiones urbanas se calcularon para dos escenarios de control de emisiones, el LGEP-CLE y el LGEP-MRF (Cofala *et al.*, 2005).

- El escenario CLE (*current legislation*, Legislación Vigente) incluye todas las políticas conocidas vigentes a finales de 2003 (o que están en fase de desarrollo).
- El escenario MRF (o Máximas Reducciones Factibles) incluye solamente aquellas medidas que no requieren la retirada del equipo existente antes de haber finalizado su vida útil técnica.

C1.1 Resumen de la metodología

A través de la comunicación personal con J. Cofala se obtuvieron las emisiones sectoriales (en kt) para los escenarios antes mencionados y para los años 2000, 2010, 2020 y 2030. Dado que la información de este tipo solamente estaba disponible a nivel de país y no a nivel de ciudad, se consideraron las emisiones generales del país. A continuación se calcularon las reducciones de emisiones por país (AT, BE, CZ, DK, FI, FR, DE, GR, HU, IT, PL, PT, ES, UK), año (2010, 2020 y 2030), categoría SNAP (SNAP 1 a 10 según se describe en la Tabla C1) y contaminante (NO_x , VOC, SO_2 , NH_3 , PM_{10} y $\text{PM}_{2,5}$)⁽⁴⁾.

Para obtener las reducciones de emisiones a nivel urbano, se consideró que, para cada país, las reducciones de emisiones al nivel de la ciudad eran iguales a las reducciones de emisiones al nivel del país. Para derivar futuras emisiones urbanas para las 20 zonas urbanas consideradas, se aplicaron los factores de reducción antes mencionados a las emisiones malladas de ciudad ($5 \times 5 \text{ km}^2$) (emisiones MERLIN). Así se obtuvieron las emisiones futuras (2030) de cada ciudad para los escenarios LGEP-CLE y LGEP-MRF.

De momento no se conocen las premisas de crecimiento de las ciudades. Resulta razonable suponer que el crecimiento de las ciudades será equivalente al crecimiento general del país. Sin embargo, esto puede producir incompatibilidades con las tasas reales de crecimiento de las diferentes ciudades.

C2 Escala local

C2.1 Resumen de la metodología

Se utilizaron parques de vehículos procedentes del modelo TRENDS (Giannouli *et al.*, 2005) en cada uno de los 15 países de la UE para calcular las emisiones NO_x y $\text{PM}_{2,5}$ para el año de referencia (2000). Se utilizó el modelo COPERT (Ntziachristos *et al.*, 2000) para un corredor urbano estrecho con un tráfico diario medio de 20.000 vehículos al día. Para los

Tabla C1 Descripción de los sectores SNAP considerados

Nº SNAP	Descripción del sector
SNAP 1	Combustión en industrias de producción energética y transformación
SNAP 2	Plantas de combustión no industrial
SNAP 3	Combustión en industria manufacturera
SNAP 4	Procesos de producción
SNAP 5	Extracción y distribución de combustibles fósiles y energía geotérmica
SNAP 6	Uso de disolventes y otros productos
SNAP 7	Transporte por carretera
SNAP 8	Otras fuentes móviles y maquinaria
SNAP 9	Tratamiento y eliminación de residuos
SNAP 10	Agricultura

(4) Las reducciones de emisiones por ciudad y sector SNAP para el año 2030 pueden solicitarse a los autores.

tres países no pertenecientes a la UE15 (Hungría, Polonia y República Checa) se utilizaron parques de vehículos extraídos del modelo TREMOVE, versión 2.23 (De Ceuster *et al.*, 2005). Sin embargo, en el caso de estos tres países no existen datos de entrada fiables para el año 2000. Por esta razón, se volvieron a calcular nuevos parques de vehículos para el año 2000 extrapolando los antiguos datos de población de vehículos a los años futuros (a partir de 2003) y se repitieron las aplicaciones del modelo COPERT. Para las emisiones de PM_{10} se utilizó el informe de la Fenomenología Europea (Putaud *et al.*, 2003) para calcular un valor aproximado de la relación de concentraciones $PM_{2.5}/PM_{10}$. Esto se realizó para convertir las emisiones de $PM_{2.5}$ antes mencionadas a PM_{10} . Este factor se diferenció en las diferentes ciudades siempre que fue posible. Para las ciudades que no estaban incluidas en el informe antes mencionado, se adoptó el factor de la ciudad más próxima. Además, en el caso de las motocicletas, se utilizaron factores de emisión de NO_x y PM actualizados que fueron calculados por LAT (LAT, 2004). Los demás parámetros (velocidad del vehículo, % de HDV, etc.) se obtuvieron utilizando la metodología tipológica para los corredores urbanos (van den Hout, D. y Teeuwisse, S., 2004).

A continuación se calcularon factores de atenuación generalizados para las emisiones de NO_x y PM . Estos factores de atenuación se obtuvieron de la forma siguiente: se introdujeron en el modelo TRENDS datos de actividad de vehículos (1995–2020) del modelo TREMOVE, versión 2.23 ⁽⁵⁾. A continuación se calcularon los resultados de emisiones utilizando el modelo COPERT III. Para obtener estimaciones de emisiones para los escenarios considerados (ver apartado C.2.2), se aplicaron reducciones de emisiones adecuadas basadas en la introducción de vehículos Euro V y Euro VI (para LDV, *low duty vehicle*, y HDV, respectivamente) para las emisiones calculadas por COPERT. Las estimaciones de emisiones obtenidas fueron entonces extrapoladas hasta el año 2030 y se calcularon factores de atenuación para el año 2030.

Se calcularon nuevas emisiones al nivel de calle para los corredores urbanos situados en las 20 zonas urbanas consideradas hasta 2030, aplicando los factores de atenuación anteriores a las emisiones del año de referencia. También se consideró válida para el año 2030 la distribución temporal de las emisiones consideradas como válidas para el año 2000.

C.2.2 Escenarios de control de emisiones

La atención se centró en las medidas adicionales relacionadas con el tráfico que pueden ser aplicadas para reducir las emisiones de contaminantes atmosféricos procedentes del tráfico rodado. Las medidas se especifican teniendo en cuenta especialmente la relevancia y la posibilidad de intervenciones urbanas.

Las normas para emisiones que están debatiendo actualmente en la UE (Comisión Europea, 2004) son consideradas aquí para vehículos Euro V y Euro VI y para vehículos ligeros y pesados, respectivamente.

Se utilizaron varios escenarios utilizando datos estimados por TRENDS con datos de actividad de tráfico procedentes de la línea de base TREMOVE. Estos escenarios se centran en las emisiones de NO_x y PM . En las Tablas C2 y C3 se presentan las normas de emisiones adoptadas para cada escenario (paquete) y para las emisiones de NO_x y PM , respectivamente. Con respecto a PM , la reducción real utilizada fue del 90% para los casos sugeridos con filtros de partículas en motor diesel (*diesel particulate filters*, DPF) como medida técnica. Esto puede justificarse por el hecho que si se utiliza un DPF para cumplir un límite legal, su efecto de reducción en la vida real puede superar con mucho el límite legal.

Por razones de simplicidad, se estableció una única fecha efectiva para las nuevas tecnologías: 1/1/2011 para la tecnología Euro V para los vehículos de pasajeros y camiones ligeros y 1/1/2013 para los vehículos pesados y autobuses Euro VI.

En este estudio solo se utilizaron los resultados del escenario de caso base y los paquetes “más estrictos” de los antes mencionados (paquete 5 para emisiones de NO_x y paquete 3 para emisiones de PM). Se consideró que el escenario de caso base de TREMOVE v. 2.23 se aproximaba al escenario “habitual” correspondiente al escenario LGEP-CLE (ver Anexo C1). Además, los paquetes 5 y 3 para las emisiones de NO_x y de PM , respectivamente, representan las máximas reducciones alcanzables mediante medidas de control de emisiones. Éstos son coherentes con las especificaciones fijadas para las emisiones de NO_x y de PM en el escenario LGEP-MRF. Finalmente, los resultados de emisión fueron extrapolados hasta el año 2030, según los dos escenarios para el período 2011–2020.

⁽⁵⁾ En este estudio se consideró el modelo TREMOVE para garantizar la compatibilidad con los escenarios de CAFE. Sin embargo, actualmente el modelo TREMOVE no está finalizado y los resultados de la versión final, que fueron extraídos de la última versión disponible (v 2.23), pueden variar con respecto a los aquí presentados.

Tabla C2 Reducción (%) de las emisiones de NO_x con respecto a Euro IV (para PC y LDV) y a Euro V (para HDV) para vehículos que cumplen Euro V (para PC y LDV) y Euro VI (para HDV), según los diferentes escenarios

	PC — LDV Gasolina	PC — LDV Diesel	HDV
Paquete 1	-	- 20 %	- 50 %
Paquete 2	-	- 20 %	- 85 %
Paquete 3	-	- 40 %	- 85 %
Paquete 4	- 40 %	- 20 %	- 85 %- 85 %
Paquete 5	- 40 %	- 40 %	- 85 %

Tabla C3 Reducción (%) de las emisiones de PM con respecto a Euro IV (para PC y LDV) y a Euro V (para HDV) para vehículos que cumplen Euro V (para PC y LDV) y Euro VI (para HDV), según los diferentes escenarios

	PC — LDV Gasolina	PC — LDV Diesel	HDV
Paquete 1	-	- 50 %	- 0 %
Paquete 2	-	DPF	- 0 %
Paquete 3	DPF (GDI)	DPF	DPF

Tabla C4 Emisiones a escala local por ciudad para el año de referencia (2000) y el año 2030 (escenarios CLE y MRF) para una calle con 20.000 vehículos/día

	Referencia		CLE		MRF	
	PM ₁₀ (g/km/día)	NO _x	PM ₁₀ (g/km/día)	NO _x	PM ₁₀ (g/km/día)	NO _x
Amberes	2.993	20.420	1.030	10.440	147	6.537
Atenas	1.629	26.066	347	13.691	209	7.753
Barcelona	2.469	27.096	904	13.663	325	8.303
Berlín	2.247	18.883	834	8.304	451	5.995
Bruselas	2.993	20.420	1030	10.440	147	6.537
Budapest	1.912	30.146	-	-	-	-
Copenhague	1.955	26.110	1.139	15.894	85	5.621
Gdansk	2.256	33.866	-	-	-	-
Graz	3.058	20.856	1.547	10.980	87	5.996
Helsinki	1.827	23.606	702	12.337	195	5.801
Katowice	2.256	33.866	-	-	-	-
Lisboa	3.059	24.856	1.363	17.718	538	7.292
Londres	1.247	23.542	603	10.861	36	3.659
Marsella	1.993	25.287	931	13.548	220	7.386
Milán	1.653	21.949	443	9.626	133	5.859
París	1.993	25.287	931	13.548	220	7.386
Praga	2.175	24.179	-	-	-	-
Roma	1.653	21.949	443	9.626	133	5.859
Stuttgart	2.247	18.883	834	8.304	451	5.995
Salónica	1.629	26.066	347	13.691	209	7.753

Anexo D

Tabla D1 Velocidades medias anuales del viento en cada ciudad ⁽⁶⁾

Ciudad	Velocidad del viento (m/s)
Amberes	3,1
Atenas	3,07
Barcelona	2,29
Berlín	2,83
Bruselas	3,06
Budapest	2,27
Copenhague	3,68
Gdansk	3,44
Graz	2,67
Helsinki	3,15
Katowice	2,62
Lisboa	3,13
Londres	3,74
Marsella	2,7
Milán	1,66
París	2,88
Praga	2,63
Roma	2,5
Stuttgart	2,48
Salónica	1,9

⁽⁶⁾ Pueden solicitarse a los autores rosas de los vientos para indicar la dirección dominante del viento en cada ciudad.



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE

ISBN 978-84-8320-441-2



9 788483 204412

P.V.P. 5,00 €
(I.V.A. incluido)