



Simulación numérica del ozono en Cataluña

S. Ortega¹, M.R. Soler¹, J. Beneito¹, and D. Pino^{2,3}

¹Departamento de Astronomía y Meteorología, Universitat de Barcelona, Avd. Diagonal 647, 08028 Barcelona

²Institut per als Estudis Espacials de Catalunya, Edifici Nexus 2, Gran Capità 2-4, 08034 Barcelona

³Departamento de Física Aplicada, Universitat Politècnica de Catalunya, Avd. Del Canal Olímpic s/n, 08860 Castelldefels, Barcelona

Recibido: 22-V-2006 – Aceptado: 23-XI-2006 – **Versión Traducida**

Correspondencia a: rosa@am.ub.es

Resumen

El objetivo de este trabajo es el de evaluar la habilidad de dos sistemas de modelización distintos en simular altos valores de concentración de ozono en episodios típicos de verano que tienen lugar en Cataluña. El primer modelo, o sistema de previsión, es un modelo de caja hecho por tres módulos. El primer módulo es un modelo mesoscala (MASS), que proporciona la condición inicial para el segundo módulo, un modelo de capa límite no local basado en el esquema de turbulencia transiente. El tercer modelo es un modelo de caja fotoquímica (OZIPR), que se aplica en los modos euleriano y lagrangiano, recibiendo información útil para los dos módulos previos. La previsión modelo se aplica a distintas áreas de Cataluña y fue evaluada durante las últimas primaveras y veranos de 2003 y 2004 y comparada con estaciones de base terrenal. El segundo modelo es el MM5/UAM-V, es un modelo de cuadrícula diseñado para predecir los campos de tres dimensiones de cada hora de concentración de ozono. El modelo se aplica durante un episodio de ozono que tuvo lugar entre el 21 y el 23 de junio de 2001 en una sola área, caracterizada por una topografía compleja y unas condiciones meteorológicas peculiares que favorecen unos valores de concentración de ozono elevados. Los resultados de evaluación y la comparación del modelo para este episodio específico muestran un buen rendimiento de los dos sistemas de modelización.

1 Introducción

El ozono se ha convertido recientemente en un problema de contaminación en las áreas industriales y rurales del sur de Europa (Silibello et al., 1998; Grossi et al., 2000) durante la primavera y el verano. Va asociado al incremento de emisiones de óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos, que, activados por la radiación solar, producen ozono en la capa límite planetaria. Las pruebas de esto nos las proporcionan las elevadas concentraciones de ozono medidas en las últimas décadas en las áreas urbanas e industriales y especialmente en muchas áreas rurales de dirección contraria al viento, donde hay una falta de precursores locales de ozono.

Por varias razones, el ozono troposférico está considerado uno de los peores contaminantes de la troposfera baja. Una concentración más elevada de los peores contaminantes puede contribuir a una alza potencialmente importante del clima, que tiene que ser bien examinada (Chalita et al., 1996). Como es tóxico para las plantas, reduce el rendimiento de las

cosechas (Guderian et al., 1985; Hewit et al., 1990). Con los humanos, actúa como un irritante respiratorio que reduce las funciones pulmonares (Lippmann, 1991). También daña los materiales naturales y artificiales como la piedra, los ladrillos y la goma. Controlar y prever las concentraciones de ozono puede ser por lo tanto beneficioso para los humanos, la vegetación y la economía. Este control también es necesario para examinar la escala de los impactos del ozono y desarrollar las estrategias de control a través de medidas y configuraciones apropiadas.

En las tres últimas décadas, se han hecho importantes progresos en los sistemas de modelización de calidad del aire. Los sencillos modelos de caja eulerianos han evolucionado y se han convertido en modelos de cuadrículas variables complejos. Los primeros modelos de caja eran una primera aproximación para la incorporación de la compleja química que relaciona los contaminantes primarios y secundarios y para la inclusión de algunas variables meteorológicas, pero eran una simplificación de los procesos y



mecanismos que actúan en la troposfera. Los modelos de caja lagrangianos eran una mejora de los eulerianos porque la columna de aire (la caja) se movía a lo largo de la trayectoria de algunas concentraciones de contaminantes iniciales. De hecho, eran una expansión del sencillo modelo de caja hacia una serie de cajas adyacentes interconectadas.

Los modelos más recientes son modelos basados en cuadrículas o en cuadrículas eulerianas. El área que hay que configurar se divide en gráficos, o cajas, en dirección vertical y horizontal. Este tipo de modelo tiene en cuenta interacciones entre las distintas celdas e implica muchos procesos físicos y químicos pero requiere una descripción completa de la zona donde se aplican. Normalmente, esto es más extenso que en los modelos de caja, cosa que dificulta el hecho de obtener resultados satisfactorios.

Hoy en día, se aplican muchos modelos fotoquímicos en distintas partes del mundo. Se han conseguido suficientes buenos resultados en la modelización del ozono troposférico. Sin embargo, se han utilizado pocos modelos en Cataluña (en el NE de España), que tiene zonas industriales importantes en la costa alrededor de Barcelona y Tarragona. Estas zonas actúan como una importante fuente antropogénica de ozono, en las zonas vecinas. Una de las más problemáticas es la llamada La Plana. Se trata de una zona topográficamente compleja en el noreste de Barcelona (ver sección 2 para una descripción detallada). Una de las causas de este aumento de contaminación del aire, a parte de su propia producción, es la advección contaminante del área de Barcelona a La Plana por medio de la brisa marina, que penetra en el interior hasta abarcar todo el área. La Plana también presenta frecuentemente condiciones meteorológicas estancadas que, junto con la radiación solar, llevan a niveles máximos de ozono que exceden el umbral prescrito. Por eso, en este trabajo, aplicamos dos modelos distintos en esta área para predecir la concentración de ozono y compararla con rendimientos de modelo.

El primer sistema de modelización es un modelo de caja fotoquímico (OZIPR), que ha sido aplicado en modos eulerianos y lagrangianos. Además, este sistema de modelización está integrado por un módulo meteorológico formado por un modelo de mesoscala (MASS) que proporciona la trayectoria seguida por el modelo de caja cuando se aplica en un modo lagrangiano y la condición inicial para un modelo de capa límite no local basado en el modelo de esquema de turbulencias transilientes.

El segundo sistema de modelización está hecho por un modelo fotoquímico basado en una cuadrícula tridimensional (UAM-V) aplicada en un modo no-anidado y en un modelo de mesoscala (MM5) que proporciona las condiciones meteorológicas para el modelo fotoquímico. Este sistema fue aplicado en un pequeño territorio que cubría parte de la zona industrial cercana a Barcelona y todo el de La Plana, donde se observan altos niveles de ozono.

La importancia de las emisiones en modelos fotoquímicos es bien conocida. Por esta razón, se integró un modelo de emisión que cubriera toda la zona donde los mo-

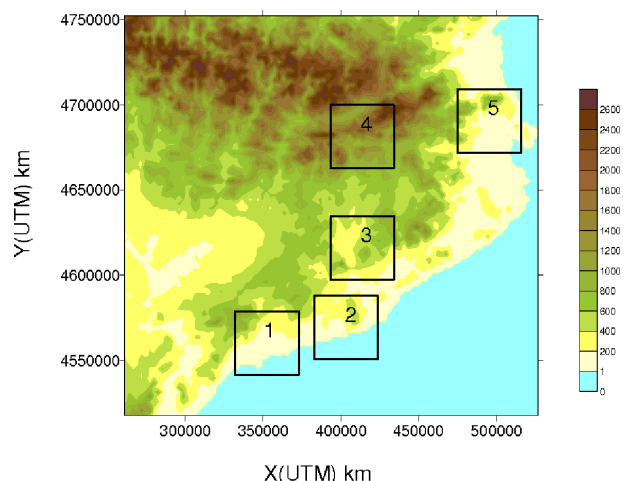


Figura 1. Mapa topográfico de Cataluña. Los intervalos están marcados cada 200 m. La concentración de ozono ha sido predicha en las áreas delimitadas por un rectángulo.

delos fueron aplicados, para suministrar las emisiones correspondientes desde la superficie y las fuentes elevadas.

La sección 3 presenta una descripción detallada de los dos sistemas de modelización. La sección 4 describe el modelo de emisión. La sección 5 presenta los resultados de la aplicación de modelo, que son discutidos y confirmados mientras la sección 6 compara los modelos. Finalmente, la sección 7 proporciona algunas observaciones concluyentes.

2 El experimento

2.1 Las zonas estudiadas

Las zonas estudiadas están situadas en Cataluña (figura 1), que se caracteriza por terrenos complejos, incluyendo la costa mediterránea. Hacia el norte, los Pirineos representan la cadena de montañas más importante, aunque es interesante recalcar que la presencia de las sierras litoral y pre-litoral va paralela a la costa con alturas de entre 500 m y 1712 m, respectivamente. La meteorología dentro de las distintas áreas de estudio, marcadas con un rectángulo, está fuertemente influenciada por las circulaciones de mesoscala, sobre todo por la brisa marina. La zona marcada con un 1 corresponde al área de Tarragona con una importante industria petroquímica situada cerca del mar y, consecuentemente, la brisa marina transporta contaminantes del área de Tarragona hacia adentro. La zona marcada con un 2 corresponde a la zona del Garraf donde las montañas bajas (de unos 500 m) están situadas cerca del mar, la existencia de una central eléctrica en la línea de la costa y también la presencia de la brisa marina podrían dar lugar a episodios de ozono en contra del sentido del viento. Las zonas marcadas con el 4 y el 3 incluyen los Pirineos Orientales y la zona de La Plana de Vic situada cerca del área metropolitana de Barcelona, que actúa con una importante fuente antrópica de ozono y de sus pre-

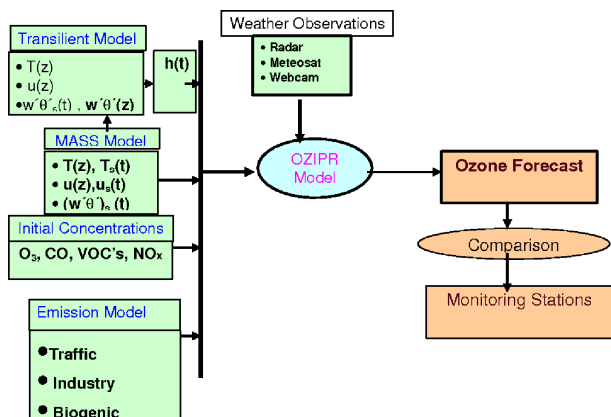


Figura 2. Diagrama de los componentes de la modelización de caja.

cursores. Una de las causas de los episodios de ozono en esta área es la débil capacidad dispersiva de su aire, sobre todo debida a su compleja orografía. La Plana es una ancha cuenca-altiplano rodeada de montañas que a menudo se encuentran a 1000 m por encima del nivel del mar. Otra causa posible es la llegada de contaminantes de las zonas costeras industriales cuando el régimen del viento está dominado por la brisa marina. Además, si la brisa marina es intensa, llega a la zona pre-pirenaica, marcada con el 4, provocando valores altos de ozono allí también a última hora de la tarde. La zona marcada con un 5 corresponde a la llanura del Ampurdán, donde hay una importante autopista, la AP-7, que durante las vacaciones de verano podría generar altos valores de concentración de ozono.

2.2 Datos meteorológicos y de contaminación del aire

En este estudio, utilizamos datos de varias estaciones de tierra meteorológicas y de calidad del aire. Cada 30 minutos proporcionan datos sobre la radiación solar, la temperatura, la dirección y velocidad del viento, la humedad relativa, y las concentraciones de CO, NO, NO₂ y O₃. Para confirmar el modelo de caja, se han seleccionado las estaciones representativas de control situadas en Alcover (área 1), Vilanova i la Geltrú (área 2), Vic y Pardines (áreas 3 y 4) y Agullana (área 5). Para confirmar el modelo euleriano hemos utilizado datos de Sabadell (S), Granollers (G), St. Celoni (C), Sta. Maria de Palautordera (T), Vic (V), Manlleu (MA) y Mollet (M), que están situados dentro y fuera de la región de La Plana (ver Figura 4).

3 Sistemas de modelización

3.1 Modelo de caja

El sistema de modelo de caja está formado por tres módulos fundamentales que contienen dos modelos mete-

orológicos, una columna o un modelo de caja fotoquímico y un modelo de emisión, respectivamente. Presentamos un diagrama esquemático en la Figura 2. En esta sección, describiremos brevemente los dos primeros módulos y en la sección 4 describiremos el modelo de emisión, que comparten los dos sistemas de modelización.

El módulo meteorológico comprende dos modelos. El primero era una mejora del Sistema de Simulación de Mesoscala Atmosférico, al cual nos referiremos a partir de ahora como MASS (Kaplan et al., 1982; Zack y Kaplan, 1987), que es el modelo operacional del Servei Català de Meteorologia. El segundo era un modelo de capa límite atmosférica 1-D (ABL), modelo basado en el esquema de turbulencia transiliente (Stull, 1984a,b).

El MASS es un modelo de mesoscala hidrostático primitivo de tres dimensiones ejecutado sobre dos ámbitos anidados a una vía, que están definidos por resoluciones de 30 y 8 km. Las dimensiones de cada ámbito son 55 x 55 puntos de cuadrícula para el territorio exterior y 103 x 103 puntos de cuadrícula para el territorio interior. El mayor territorio está centrado en (41.0° N, 10.0° E) y el menor está centrado en (41.0° N, 3.0° W), cubriendo una zona de 37.5° N a 44.5° N. Las condiciones límite iniciales se actualizan cada seis horas con información del modelo AVN con una resolución de 0.55° x 0.55°. Para los dos territorios utilizamos una base de datos de topografía y de uso del terreno con una resolución de 10 min. La alta resolución vertical se encuentra prescrita en el ABL con 21 niveles, con una resolución más alta en los niveles más bajos. Hay más información sobre la física y numérica de los modelos en Codina et al. (1997).

El modelo de capa límite atmosférica 1-D está basado en el cierre de turbulencias transilientes no-locales (Stull, 1984a,b), que fue desarrollado por primera vez por R. B. Stull como una alternativa a los esquemas de cierre local, tales como la teoría K y el cierre de alto orden. En nuestro planteamiento utilizamos la matriz de los coeficientes (transilientes) de mezcla desarrollada por Stull y Driedonks (1987) y calculada a partir de una forma simplificada de energía cinética de turbulencia. En el modelo, cada paso está dividido en dos partes. La primera, el forzamiento externo, (p.e. la dinámica, la termo-dinámica, las condiciones límite) desestabilizan la corriente, y en la segunda el esquema de turbulencia transiliente reacciona a las inestabilidades por medio de la mezcla. De este modo, el viento débil, la temperatura potencial y la humedad específica son desestabilizados por el momento y por los flujos de calor sensible y latentes que suben desde el suelo. Los flujos de superficie del momento se calculan utilizando el método de coeficiente de resistencia, mientras que los flujos de calor sensible y latente se calculan utilizando el (Blackadar, 1976, 1979) modelo de superficie. Con esta información pudimos calcular la altura de la capa límite, definida como la altura del flujo de calor más negativo o como la base media de la capa estable superior. La altura de la capa límite es la altura del modelo de caja fotoquímico. Por lo tanto, es muy

importante hacer una estimación correcta para determinar la concentración de ozono (Berman et al., 1997).

El modelo fotoquímico utilizado en este estudio fue el modelo OZIPR (Ozone Isopleth Plotting Programme Research), (Gery y Crouse, 1990). Se trata de una columna o modelo de caja desarrollado por la EPA (Environmental Protection Agency). Es un modelo de previsión para un solo día diseñado para concentrarse en la química atmosférica que provoca la formación de ozono. El mecanismo químico que utilizamos en este trabajo era la aproximación de enlace del carbono (Gery et al., 1989; Stockwell et al., 1990). En el modelo, se incluyen de manera sencilla las deposiciones secas en la superficie. Para cada especie, se fijan los valores para dos tipos de superficie urbana y rural.

Esta columna idealizada contiene concentraciones especificadas iniciales de VOC, CO y NO_x, y a lo largo del día se incluyen emisiones de la superficie y de fuentes elevadas simultáneamente actualizadas. El modelo se ejecuta en los modelos euleriano y lagrangiano. En el primer modo, la masa de aire, cogida de encima de una región de 20 x 20 km², es tratada como una caja en la cual se emiten contaminantes. Se tiene en cuenta el transporte dentro y fuera de la caja por procesos meteorológicos y disolución. Sin embargo, en este modelo euleriano no se tienen en consideración efectos de mesoscala como la brisa marina. Por lo tanto, para tener esto en cuenta, el modelo de caja tiene que aplicarse en el modo lagrangiano, siguiendo la trayectoria, que se calcula utilizando un modelo de trayectoria de retroceso (Alarcón et al., 1995; Alarcón y Alonso, 2001). Para una información más precisa sobre trayectorias que la que proporciona el modelo MASS (resolución horizontal de 8 km) se ejecuta el modelo MM5 con una resolución de 1 km. En el modo lagrangiano esta columna idealizada se mueve con el viento (a lo largo de la trayectoria de la masa de aire), pero no puede expandirse horizontalmente. Las emisiones se incluyen a medida que la columna de aire pasa por encima de distintos puntos de emisión, ya que las emisiones de cada hora en la masa de aire se sacaron de la lista de emisiones basadas en la cuadrícula de 3 x 3 km². Con la simulación lagrangiana, el ozono que penetra en las columnas idealizadas se considera como una advección de ozono. En ambas simulaciones el aire de arriba de la columna se mezcla ya que la inversión aumenta durante el día y la disolución tiene lugar durante la simulación, donde las reacciones químicas convierten el VOC y el NO_x en O₃ y otros contaminantes secundarios.

Al igual que las concentraciones iniciales y las emisiones de cada hora, las otras entradas en el modelo OZIPR son la temperatura, la humedad relativa y la altura mezclada, que es la altura del modelo de columna. La evolución de cada hora de la altura mezclada es uno de los parámetros críticos de los cálculos necesitados para el modelo del OZIPR, ya que la ratio de disolución de los contaminantes atmosféricos está controlada por el cambio diurno en la altura mezclada.

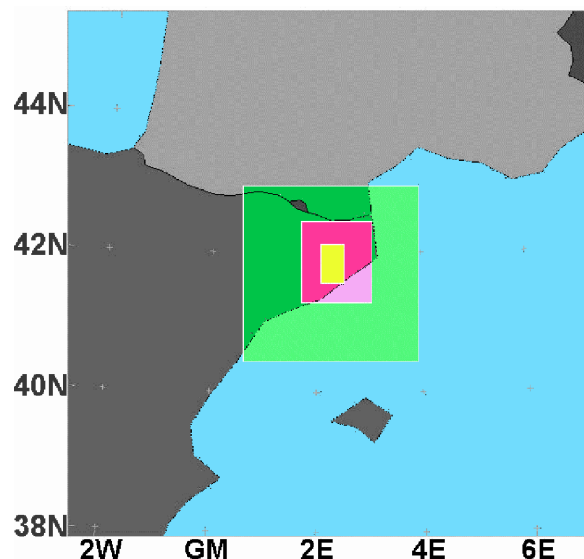


Figura 3. Los 4 territorios de la simulación MM5. El territorio interior es el mismo utilizado por el UAM-V.

3.2 Modelo de cuadrícula

El otro sistema de modelización utilizado es el modelo meteorológico MM5, aparejado con el modelo fotoquímico Urban Airshed Model (UAM-V), versión 1.30 (rápido solucionador de química), que ha sido ampliamente utilizado con finalidades regulatorias (Biswas et al., 2001).

El UAM-V utiliza datos meteorológicos proporcionados por el modelo de mesoscala de la Penn State University/National Center of Atmospheric Research (MM5), versión 3.4 (Grell et al., 1994). Cuatro territorios anidados en dos vías están definidos utilizando la resolución siguiente: 27, 9, 3 y 1 km. Para simular la brisa marina, las dimensiones de cada territorio son 31 x 31 puntos de cuadrícula para los dos territorios interiores, respectivamente. El territorio más grande está centrado a (41.70° N, 2.27° E) y el territorio más pequeño cubre una zona desde 41.6° N hasta 42.1° N (Figura 3). Las condiciones iniciales y de límite están actualizadas cada seis horas con información del modelo del European Centre of Medium Range Weather Forecast (ECMWF) con una resolución de 0.5° x 0.5°. Para los dos territorios interiores, utilizamos una base de datos topográfica y de uso del terreno con una resolución de 30". Para los dos territorios exteriores, la resolución era de 5". La alta resolución vertical está prescrita en la capa límite atmosférica con 14 niveles. Se pueden encontrar más detalles sobre el rendimiento del MM5 en Soler et al. (2003). Las salidas meteorológicas del territorio más pequeño se han hecho compatibles con la modelización de cuadrícula del UAM-V realizando interpolaciones a lo largo de los niveles horizontal y vertical.

El sistema de modelización del UAM-V utiliza una versión actualizada del original mecanismo químico cinético Enlace del Carbono IV (Gery et al., 1989), que contiene

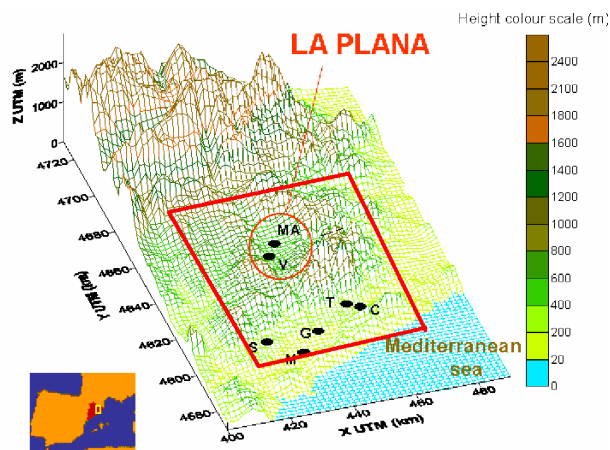


Figura 4. Zona donde se aplican los dos modelos, incluyendo la zona de La Plana y estaciones de base terrestre de la calidad del aire.

el mecanismo CB-TOX (Ligocki y Whitten, 1992; Ligocki et al., 1992). Además de los datos de isopreno, esto incluye un tratamiento químico ampliado para aldehídos y especies tóxicas seleccionadas. El hecho de tener en consideración tantas especies acerca el modelo a la realidad. Sin embargo, las emisiones y las condiciones iniciales y límite tienen que tener en cuenta todas estas especies, y como su comportamiento no es siempre bien conocido se pueden introducir nuevas incertidumbres. El modelo fotoquímico fue realizado en un modo no-anidado como Hogrefe et al. (2001) con una dimensión de celda de cuadrícula de $3 \times 3 \text{ km}^2$. El modelo cubría una zona de $60 \times 36 \text{ km}^2$, incluyendo La Plana, ver Figura 4. El territorio UAM-V concuerda con el territorio interior del modelo meteorológico, ver Figura 3. La estructura vertical consistía en 8 capas verticales que se extendían desde la superficie hasta 3.5 km.

4 Inventario de las emisiones

Las emisiones fueron calculadas sobre un territorio de 50×30 celdas horizontales de $3 \times 3 \text{ km}^2$ (figura 4). Dos tipos de emisiones (antropogénicas y biogénicas) se tuvieron en cuenta.

4.1 Emisión antropogénica

Las emisiones antropogénicas están básicamente producidas por el tráfico y las actividades industriales. Para calcular las emisiones para la red de tráfico, las bases de datos que hacen la distinción entre autopistas y carreteras fueron sacadas de las estadísticas mensuales de tráfico proporcionadas por el Ministerio de Obras Públicas del gobierno español y por el Departament de Política Territorial

i Obres Públiques de la Generalitat de Catalunya¹. Para las autopistas, la baja intensidad de tráfico diario (MDI) está especificada para vehículos pesados y ligeros. Para las otras vías, las bases de datos del Instituto de Estadística de Cataluña² proporcionó el porcentaje de vehículos pesados y ligeros, que son útiles para calcular el MDI para los vehículos pesados y ligeros. Tuvimos en cuenta los períodos de vacaciones reduciendo el MDI al 30%.

Por lo tanto, las emisiones estaban calculadas según la demostración 1:

$$E_i = (MHI_h e_{ih} + MHI_l e_{il}) L \quad (1)$$

donde:

- E_i (kg h^{-1}) es la emisión de masa para un contaminante específico, un tiempo y una sección de la autopista.
- MHI_h (número de vehículos por hora) es la intensidad de tráfico por hora para los vehículos pesados y MHI_l (número de vehículos por hora) es la intensidad de tráfico por hora para los vehículos ligeros. Las dos han sido calculadas por el MDI asignando un porcentaje de la intensidad total de tráfico a cada hora (según las bases de datos proporcionadas por los gobiernos español y catalán).
- e_{ih} (kg km^{-1}) es el factor de emisión para los vehículos pesados y e_{il} (kg km^{-1}) es el factor de emisión para los vehículos ligeros. Según la Guía de Inventario de las Emisiones del EMEP/CORINAIR (1999), estos factores dependen del consumo de combustible del vehículo y del tipo de contaminante. Como se requiere especiación de hidrocarburo, utilizamos los factores de emisión de Sagebiel et al. (1996).
- El consumo de combustible depende del tipo de combustible utilizado por los vehículos. Para determinar el uso de petróleo o diésel de los vehículos, utilizamos información de la Dirección General de Tráfico³.
- L es la longitud del tramo de la autopista.

Para tener en cuenta las emisiones industriales, utilizamos información proporcionada por el gobierno catalán sobre la actividad industrial. Para cada fuente de emisión, se especifica la corriente, el nivel de emisión y la actividad industrial. Para calcular las emisiones industriales utilizamos la demostración 2:

$$E_i = f n_i \quad (2)$$

donde E_i (kg h^{-1}) es la emisión de cada hora de un contaminante específico para una fuente particular, f es la corriente ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) de la fuente y n_i (ppm o $\mu\text{g m}^{-3}$) es el nivel de emisión para el contaminante.

¹Ministerio de Obras Públicas del gobierno español: Estadísticas mensuales de tráfico, 2000.

²Instituto Estadístico de Cataluña: Anuari Estadístic, 2000.

³Departamento de política territorial y obras públicas, Estadísticas mensuales de tráfico, 2000.

4.2 Emisiones biogénicas

Para hacer una estimación de las emisiones de la vegetación, utilizamos el procedimiento descrito por Pierce et al. (1998). Sólo se tuvieron en cuenta el isopreno, el principal biogénico VOC, y el óxido de nitrógeno.

Para determinar las emisiones, utilizamos el modelo MM5 para calcular el aire de superficie y las temperaturas del subsuelo. Obtuvimos la radiación activa fotosintéticamente (PAR) de radiaciones globales medidas suponiendo que el 48% de la radiación global es PAR (McCree, 1972). La misma base de datos utilizados para el modelo MM5 proporcionó clases de uso del terreno (Dudhia et al., 2000).

5 Aplicación de los modelos

5.1 Modelo de caja

Un perfil meteorológico inicial pre-procesado y unos flujos de superficie turbulenta medidos a cada hora, calculados por el modelo MASS a 06 UTC (que corresponde al punto de cuadrícula al cual se aplicará el modelo fotoquímico) se descargan al modelo transiliente, que suministra la evolución temporal de la temperatura, la velocidad de viento, los perfiles de flujos de calor turbulentos y la altura de la capa de mezcla. Al mismo tiempo, la radiación solar y la fracción de la nubosidad son muy importantes en la formación de ozono, así que también se utilizan imágenes de RADAR y METEOSAT para mejorar la previsión de ozono. Finalmente, toda esta información combinada con el inventario de las emisiones es transferida al modelo fotoquímico, que proporciona previsiones de ozono cada hora. Durante situaciones anticiclónicas, cuando el viento principal es la brisa marina, el modelo de caja es ejecutado en las formas eulerianas y lagrangianas para tener en cuenta el transporte de masa de aire contaminado desde las zonas industriales hacia el interior.

El modelo de caja fue aplicado durante el verano de 2003 y 2004. Para evaluar el modelo de manera estadística, calculamos distintas estadísticas de verificación (EPA, 1999). Aunque el modelo calcula diariamente los valores de concentración de cada hora, las estadísticas hacen referencia a la previsión del punto álgido diario y en las previsiones máximas de cada hora en tres categorías, definidas tal como sigue:

- I $O_{3max} \leq 120 \mu g m^{-3}$
- II $120 < O_{3max} \leq 180 \mu g m^{-3}$
- III $O_{3max} > 180 \mu g m^{-3}$

Estos intervalos están delimitados según la legislación y pueden ser fácilmente modificados. Para la previsión del punto álgido diario calculamos la precisión A (error medio absoluto) y la sesgo B (error medio). La tabla 1 representa los resultados obtenidos a lo largo de la campaña de previsión del ozono del 2003 y del 2004. Los mejores resul-

tados se obtienen en Vic y Pardines, zonas 3 y 4 (debida a su baja incertidumbre) y la peor zona en Vilanova i La Geltrú y en Alcover, zonas 2 y 1. El segundo parámetro, la sesgo, indica que el sistema de modelización siempre tiende a sobreestimar la concentración de ozono (positivo B). Las discrepancias entre las medidas y las simulaciones podrían ser debidas a varias fuentes de error, tales como incertidumbres en la definición de la profundidad de la columna o la altura de la capa de mezcla, pero principalmente la falta de determinación en el modelo de emisión y la fracción de nubosidad. El verano de 2004 se caracteriza por nubes bajas de alta frecuencia, que no siempre están bien predichas por el modelo MASS. Como la radiación solar es uno de los principales factores de formación de ozono, su previsión es vital para la fiabilidad de las predicciones de ozono. Aún así, aunque siempre es deseable disponer de una mejor precisión y de una pequeña sesgo, los resultados mostrados en este estudio se parecen a los resultados encontrados en otros estudios con otros modelos como el Sistla et al. (1996) y Cobourn y Hubbard (1999).

Para evaluar la previsión relacionada con un umbral prescrito, definimos los siguientes parámetros (EPA, 1999):

- Precisión, P, es el porcentaje de previsiones que predicen correctamente el umbral. Los números altos son mejores.
- Sesgo, I, indica, de media, si las previsiones están predichas por debajo (negativos falsos) o predichas por encima (positivos falsos), los valores que se acercan a 1 son los mejores. Los valores < 1 indican una infraprevisión (p.e. el acontecimiento que pasa más a menudo de lo que se predice). Los valores > 1 indican una sobreprevisión.
- La probabilidad efectiva de detección, PED, indica, considerando todos los días con una concentración de ozono por encima de un umbral determinado, el porcentaje de días en que la posibilidad de exceder este umbral ha sido predicha. El índice incluye la incertidumbre del modelo. Por ejemplo, una PED del 85% para el umbral II significa que, para cada 100 días en que se ha excedido este umbral, 85 han sido correctamente predichos. Este índice se parece mucho a la probabilidad de la detección definida por (EPA, 1999); pero aquí se incluye la incertidumbre del modelo.

La tabla 2 muestra los resultados de estos índices para las campañas del 2003 y del 2004.

El aspecto más interesante de la tabla 2 es estudiar la facultad del modelo para predecir las concentraciones de ozono por encima del umbral de información (III). Durante las campañas del 2003 y de 2004, se superó este umbral en Vic, zona 3 (30 veces); en Alcover, zona 1 (12 veces), y en Pardinas, zona 4 (3 veces). En las otras zonas, este umbral no se ha superado durante este período estudiado.

En Alcover y en Vic, las zonas 1 y 3, la facultad del modelo para predecir valores de ozono por encima de los $180 \mu g m^{-3}$ es satisfactoria, mientras que en la zona de Pardinas,

Tabla 1. Precisión e Sesgo por la máxima concentración diaria de ozono.

	Agullana	Alcover	Pardines	Vic	Vilanova
Precisión ($\mu\text{g m}^{-3}$)	16.6	18.2	16.3	15.2	20.2
Sesgo ($\mu\text{g m}^{-3}$)	7.4	3.9	4.1	3.7	6.6

Tabla 2. Evaluación de previsión máxima de ozono relacionada con los umbrales prescritos, II: $120 < O_{3max} \leq 180 \mu\text{g m}^{-3}$ i III: $O_{3max} > 180 \mu\text{g m}^{-3}$.

	Índices	Óptimo	Agullana	Alcover	Pardines	Vic	Vilanova
II	Precisión (%)	100	65	77	74	82	69
	Sesgo	1	1.84	1.25	1.37	1.2	2.26
	PED (%)	100	94	93	98	96	83
III	Precisión (%)	100	-	97	96	91	-
	Sesgo	1	-	0.85	2.3	0.78	-
	PED (%)	100	-	85	67	88	-

dos de las tres veces en que se llegó al umbral III, el modelo es capaz de predecir. Sin embargo, el modelo prevé algunas falsas alarmas de concentraciones de ozono por encima de este umbral; esto se ve claramente con una sesgo de 2.3. La razón principal para este resultado erróneo en esta zona podría estar asociada a la alta frecuencia de presencia de nubes bajas durante el verano de 2004, que no está correctamente predicha por el modelo meteorológico.

En Agullana, zona 5, los resultados son aceptables, aunque la precisión es ligeramente más baja que en otros sitios y la sesgo es moderada. Las previsiones de concentración de ozono en esta zona están seriamente afectadas por la incertidumbre en la previsión de la intensidad de tráfico en la autopista que la atraviesa.

Los sesgos entre medidas y simulaciones pueden ser fuente de errores como la indeterminación en el modelo de emisión, incertidumbres en la determinación de la profundidad de la columna o la altura de la capa de mezcla o la fracción de nubosidad.

5.2 Modelo de cuadrícula

Aplicamos el sistema de modelización MM5-UAMV para un episodio de ozono que tuvo lugar entre el 21 y el 23 de junio del 2001. En esas fechas, la situación meteorológica sinóptica se caracterizaba por altas presiones que favorecían días soleados y altas temperaturas. Los dos factores aceleran reacciones que implican el ozono y sus precursores y también el desarrollo de la brisa marina, que tienen un papel principal en la advección de contaminantes de zonas industriales costeras. Aunque los modelos fueran aplicados en un único episodio, corresponde a condiciones típicas y reiteradas del verano. Por lo tanto, es representativo y relevante para la zona.

La simulación empezó a las 00 UTC del 21 de junio

de 2001 y terminó a las 23 UTC del 23 de junio de 2001. El modelo funcionaba cada día con distintas condiciones iniciales y de límite, datos meteorológicos apropiadamente interpolados proporcionados por el MM5, y el mismo inventario de emisiones para la misma cuadrícula por el método descrito en la sección 4.

Utilizamos condiciones límite que variaban con el tiempo basadas en observaciones de superficie y valores típicos de escala en zonas urbanas y rurales (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000). No aplicamos el modelo en un modo de previsión, y por lo tanto fue una simulación de episodio. Para utilizar el modelo como un sistema de previsión, otros sistemas tendrían que proporcionar las condiciones límite.

Las condiciones iniciales eran concentraciones de fondo basadas en información de las seis estaciones de control dentro del territorio y valores típicos para las especies sin medida. El segundo y tercer días empezaron con las concentraciones del día precedente. En cualquier caso, los resultados diarios para el modelo no eran nada sensibles a las condiciones iniciales.

Los usos del suelo fueron identificados con los utilizados por el MM5, una base de datos de categoría 25 con una resolución de 30" del United States Geological Survey (USGS), p.e. cada uno de los 25 tipos de MM5 era asignado a una de las 11 categorías reconocidas por el UAMV. Esto fue realizado a partir de la descripción de cada categoría y a partir de la desigualdad.

La Figura 5 muestra la salida del modelo para dos tiempos diferentes. La Figura 5 (gráfico de la izquierda) representa la distribución espacial del ozono a primera hora de la mañana del 22 de junio, cuando la radiación del sol era débil y había poca formación de ozono. Las concentraciones de ozono predominantes eran de menos de $80 \mu\text{g m}^{-3}$ y en algunas zonas de los alrededores eran de menos de $20 \mu\text{g m}^{-3}$. Esos bajos niveles de ozono están relacionados con la destrucción de la noche, debida principalmente a efectos de

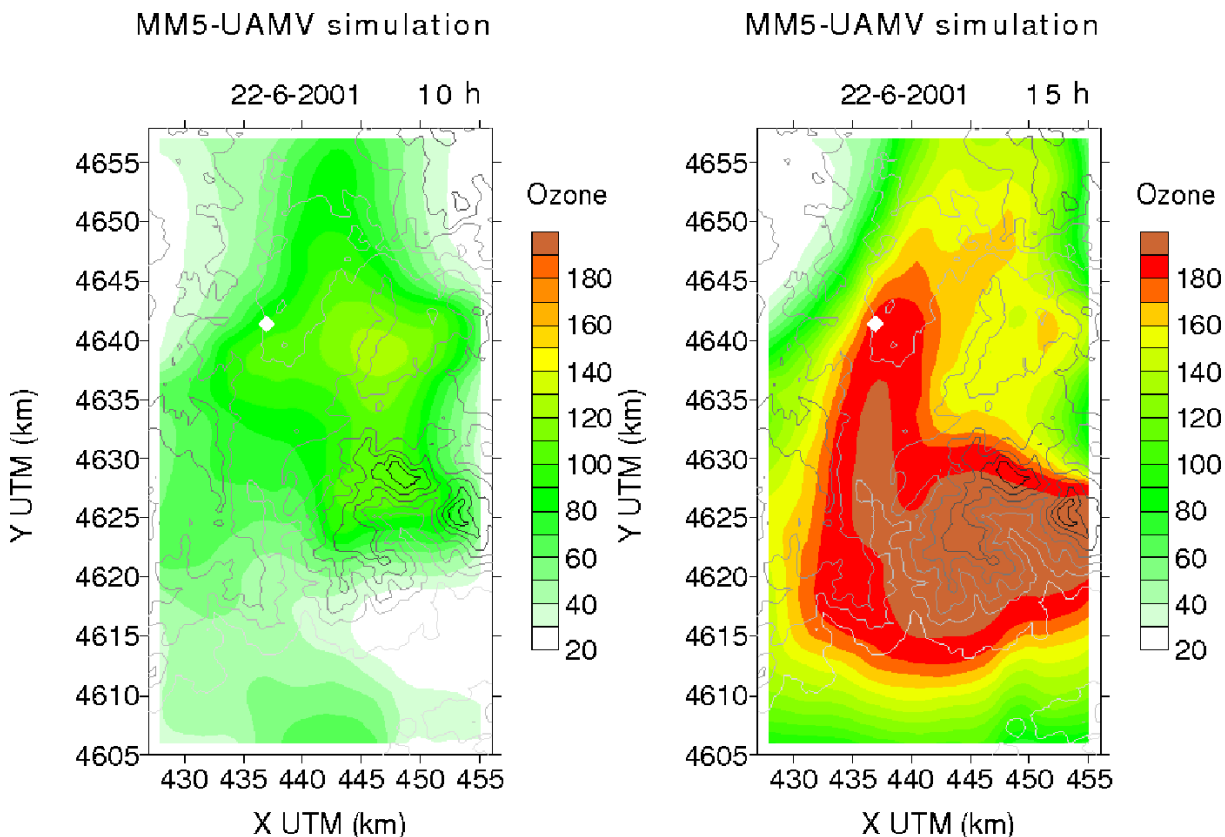


Figura 5. Distribución espacial del ozono a partir de una simulación del UAMV (22 de junio) en el gráfico de la izquierda a las 10 UTC y en el gráfico de la derecha a las 15 UTC. La escala de color del ozono está en g m^{-3} y el rombo blanco muestra la situación en Vic.

ajuste y a la baja radiación que entraba a esas horas de la mañana. La Figura 5 (gráfico de la derecha) representa la distribución espacial de concentraciones de ozono a las 15 UTC. A esa hora, la advección del aire por la brisa marina que entraba cargada con precursores de ozono provoca altas concentraciones de ozono. Podemos ver la influencia de las emisiones del sur en la zona central, que es rural y está poco habitada.

Observen la mayor zona de concentración de ozono en oscuro en el centro-izquierda del territorio. Esta área no tiene estación de medida, así que tenemos que ir con cuidado con este resultado. Esta zona contiene cadenas de altas montañas boscosas, que emiten grandes cantidades de isoprenos, y está muy influenciada por las emisiones industriales, así que estas altas concentraciones de ozono son posibles. Para controlar y confirmar los resultados proporcionados por el modelo en esta zona, serían necesarias una campaña experimental de medidas y algunas estaciones de medida del suelo.

Las Figuras 6, 7 y 8 comparan la serie de tres días de concentraciones de ozono configuradas por el UAMV con las observadas en las seis estaciones de control dentro del territorio. Las concentraciones del nivel más bajo del modelo, que es de unos 25 m, se comparan con los datos ambientales. Estas figuras muestran la confirmación gráfica del

rendimiento del MM5-UAMV para 72 horas, excepto para la estación de Manlleu (M), donde, debido a varios problemas, los datos sólo estaban disponibles para las primeras 40 horas (figura 8). Cualitativamente, el modelo simula los patrones de ozono razonablemente bien, especialmente en la estación de Granollers (G) (figura 6). Los bajos niveles nocturnos en las estaciones de St. Celoni (C) (figura 7) y de Granollers (G) (figura 6) fueron bien simulados, así como el fuerte incremento entre el mínimo nocturno y el pico del día. Sin embargo, en Sta. Maria de Palautordera (T) (figura 7), el modelo sobrepredijo la concentración de ozono del mínimo nocturno, quizás a causa de la naturaleza rural de la estación y de la falta de precursores en la noche. De día, el modelo simuló el pico de las concentraciones de ozono con bastante precisión, especialmente en Vic (V) y Manlleu (M) (figura 8). Como a menudo hay altos valores de ozono en estas estaciones, éste era uno de los objetivos principales de la simulación. La mayoría de estaciones de este estudio están más cerca del límite que las de Vic (V) y Manlleu (M) y, aunque el pico de las concentraciones de ozono no fue simulado con tanta precisión, consideramos bastante normal la ligera diferencia en el pico de las concentraciones de ozono en los modelos actuales. Un territorio más amplio podría reducir la influencia del contorno de estas celdas.

A parte de los métodos gráficos, también utilizamos

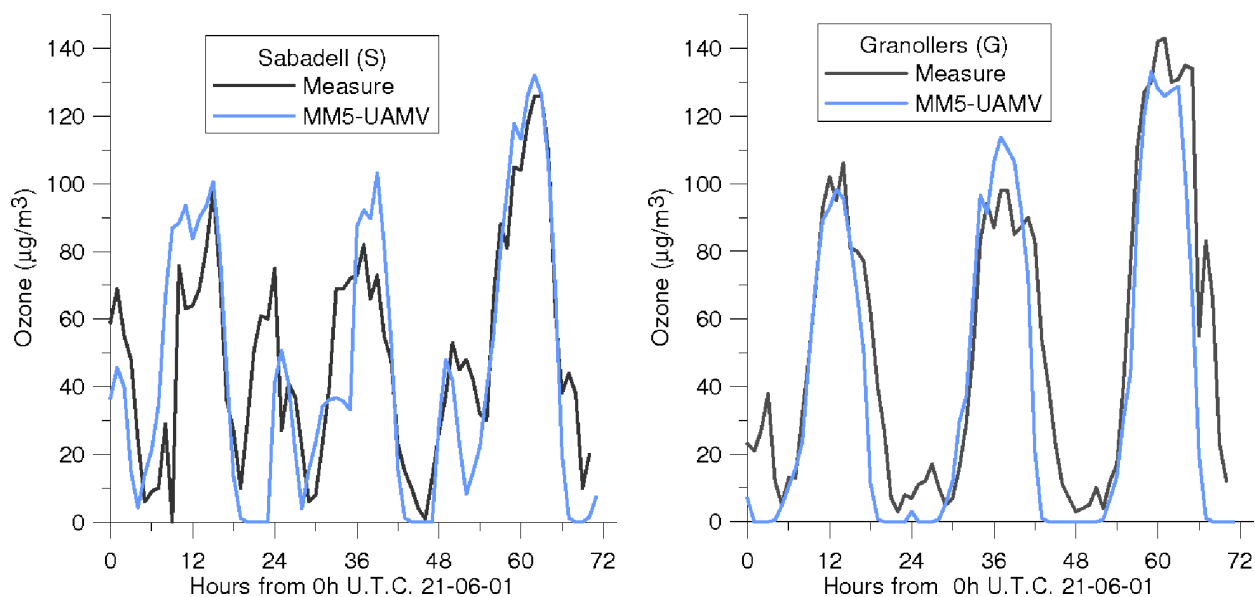


Figura 6. Medida de ozono de cada hora (negro) y previsión UAMV (azul) para los días 21, 22 y 23 de junio de 2001. El gráfico de la izquierda corresponde a Sabadell y el de la derecha a Granollers.

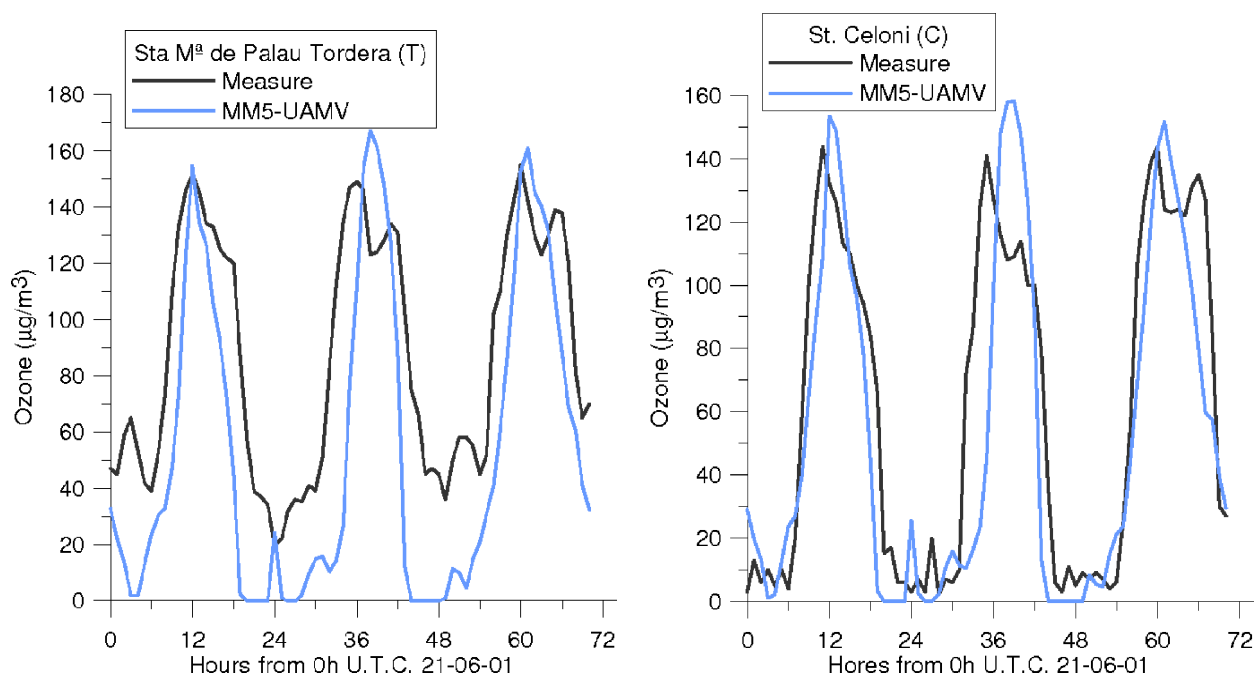


Figura 7. Medida de ozono de cada hora (negro) y previsión del UAMV (azul) para los días 21, 22 y 23 de junio de 2001. El gráfico izquierdo corresponde a Sta. Maria de Palautordera, y el de la derecha a St. Celoni.

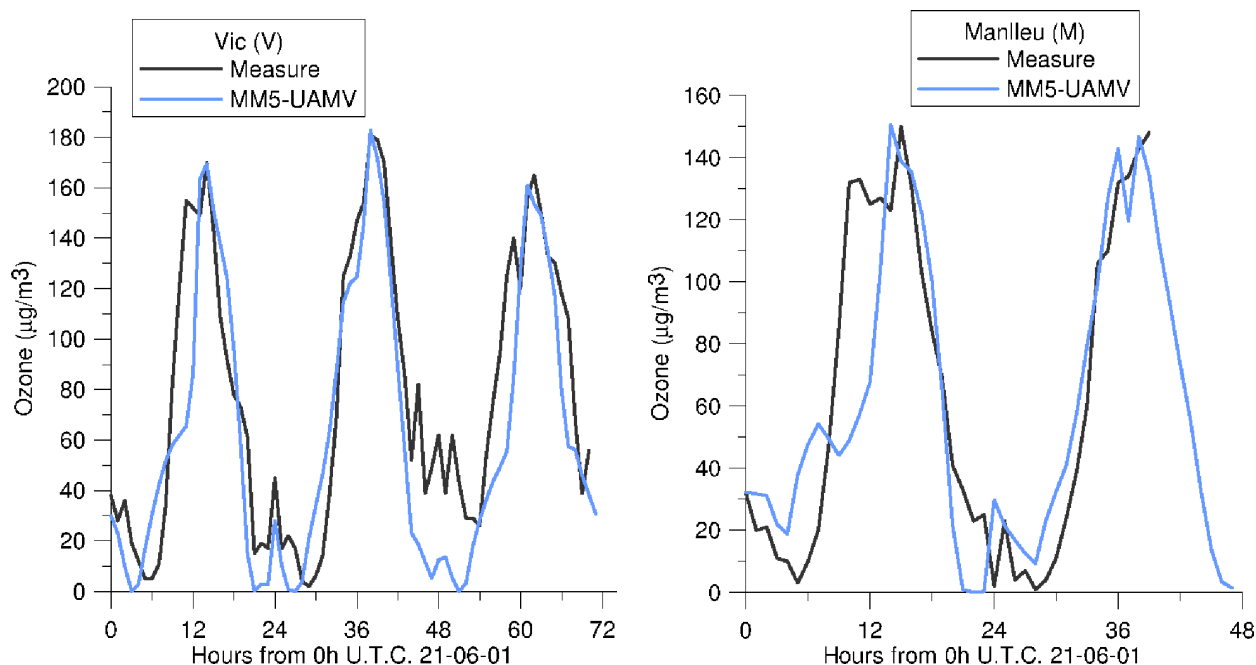


Figura 8. Medida de ozono de cada hora (negro) y previsión del UAMV (azul). El gráfico de la izquierda corresponde a Vic, para los días 21, 22 y 23 de junio de 2001, y el de la derecha a Manlleu, para los días 21 y 22 de junio de 2001.

Tabla 3. Resultados de las estadísticas para el rendimiento del MM5-UAMV.

Sesgo medio ($\mu\text{g m}^{-3}$)	-13.2
Sesgo relativo medio (%)	-20.7
Error medio ($\mu\text{g m}^{-3}$)	23.8
Error relativo medio (%)	36.6
Sesgo para los máximos ($\mu\text{g m}^{-3}$)	1.78
Pico del sesgo medio normalizado de la estación (%)	2.0
Precisión para al máximo ($\mu\text{g m}^{-3}$)	7.23
Pico de el error medio normalizado de la estación (%)	5.6

ocho criterios estadísticos (Jiang et al., 1998) para evaluar los modelos. Mostramos los resultados en la tabla 3. Los valores negativos de la sesgo débil y la sesgo débil relativa indican que el modelo tiende a subestimar la concentración de ozono. Esta subestimación podría ser debida a los bajos valores estimados por el modelo durante la noche, ya que el modelo también hace una estimación del pico de las concentraciones de ozono. En la tabla 1, podemos ver que las estadísticas relacionadas con la máxima sesgo de concentración son pequeñas y positivas. Cuando comparamos el flagrante y relativo error medio en otras simulaciones, p.e. Jiang et al. (1998), un valor de 34.8% fue asignado al modelo CALGRID y un valor de 36.9% fue asignado al modelo UAMV en una simulación de cuatro días. En nuestra simulación, el flagrante y relativo error medio era del 36.6% para MM5-UAMV, que es el orden de magnitud de los otros dos sistemas de modelización. Nuestros resultados fueron

muy buenos cuando analizamos el consenso del pico de la concentración de ozono. Un error normalizado medio de estación del pico de 5.6% mejoró los resultados a partir de estas otras simulaciones.

6 Comparación de modelos

La comparación de modelos podría hacerse en La Plana ya que es la zona donde se han aplicado los dos modelos, más especialmente en la zona de Vic (V). A parte de sus propias diferencias conceptuales, los modelos presentan algunas peculiaridades.

El modelo de caja ha sido muy utilizado como instrumento de previsión, y por lo tanto ha sido mejorado con pequeñas modificaciones y ahora es un modelo que representa concentraciones de ozono reales. El modelo de cuadrícula, por otro lado, se encuentra en su primer estadio de desarrollo y necesita más trabajo y más simulaciones para ser una herramienta efectiva que proporcione previsiones de concentración de ozono precisas y fiables. Sin embargo, hemos hecho una comparación preliminar. Las figuras 9, 10 y 11 muestran los valores de ozono de cada día previstos por los dos modelos y las medidas de ozono en Vic (V). Los dos modelos reprodujeron el pico de ozono para los tres días. Sin embargo, el modelo de caja ajustó mejor las medidas durante la mayoría de las horas del día, mientras que el modelo de cuadrícula tuvo un consenso similar sólo para el 22 de junio. Estas discrepancias podrían ser debidas al hecho que el modelo de caja ha sido ajustado especialmente para la zona de

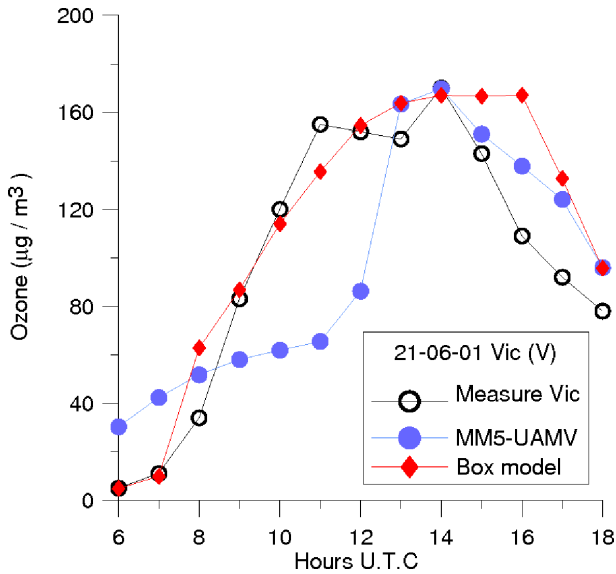


Figura 9. Comparación gráfica el ozono de la estación de medida (negro), la simulación UAMV (azul) y la previsión del modelo de caja (rojo), en Vic el 21 de junio de 2001.

Vic, mientras que el modelo de cuadrícula representa la distribución espacial de la concentración de ozono en un territorio más amplio, y por lo tanto es más difícil obtener un patrón preciso de concentración diurna. Además de la comparación gráfica, hemos calculado algunas estadísticas para cada modelo pero, como los períodos evaluados son distintos, los resultados podrían no ser lo suficientemente representativos. En cualquier caso, encontramos que para el modelo de caja del verano del 2001 la precisión de la concentración máxima era de $16 \mu\text{g m}^{-3}$ y la sesgo era de $3 \mu\text{g m}^{-3}$, y que para el modelo de cuadrícula para los tres días y las seis estaciones consideradas en este estudio, la precisión de la concentración máxima era de $7 \mu\text{g m}^{-3}$ y la sesgo era de $2 \mu\text{g m}^{-3}$.

7 Conclusiones

El objetivo de este trabajo era el de aplicar dos modelos sobre diferentes zonas caracterizadas por una orografía compleja y afectadas por la presencia de zonas industriales cercanas en las cuales la brisa marina desplaza el ozono y sus precursores para producir altos niveles de ozono.

Analizamos los rendimientos de un modelo de caja y de un modelo de cuadrícula en esta zona en distintos períodos.

El modelo de caja se aplicó durante el verano del 2001 de una manera no-operativa pero fue utilizado en el verano del 2003 y del 2004 como un instrumento de previsión. Eso ayudó a ajustar el modelo específicamente para zonas diferentes y los resultados sobre este largo período son bastante satisfactorios. La aplicación diaria de este modelo ha mostrado que las principales fuentes de error son la indeterminación en el modelo de emisión y en la altura

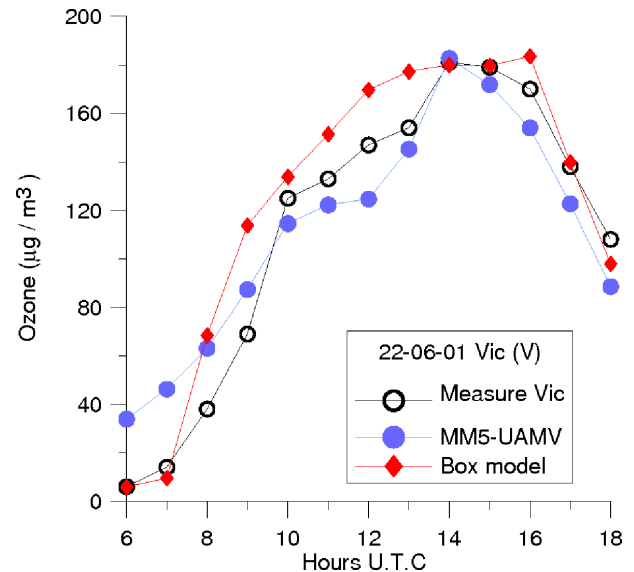


Figura 10. Comparación gráfica del ozono de la estación de medida (negro), la simulación del UAMV (azul) y la previsión del modelo de caja (rojo), en Vic el 22 de junio de 2001.

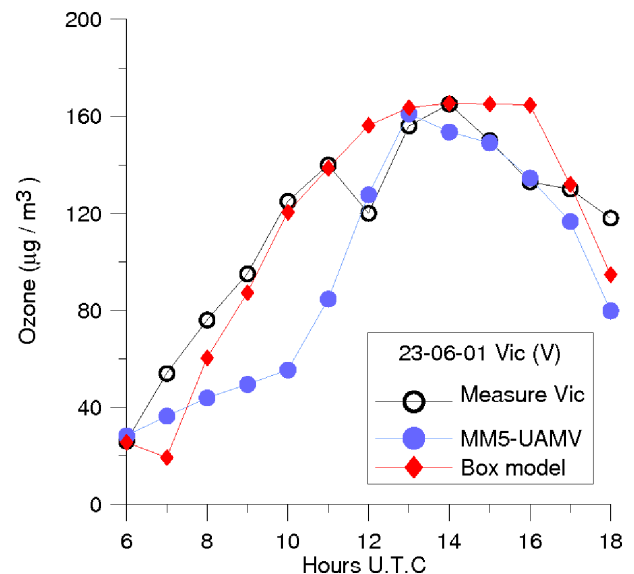


Figura 11. Comparación gráfica del ozono de la estación de medida (negro), la simulación del UAMV (azul) y la previsión del modelo de caja (rojo), en Vic el 23 de junio de 2001.

del modelo de caja, pero principalmente en la fracción de nubosidad, que no está prevista con precisión por el modelo meteorológico.

El modelo de cuadrícula fue utilizado durante un episodio de ozono en tres días del verano del 2001. Aunque este modelo se encuentra en su primer estadio de desarrollo, nuestros resultados demuestran su capacidad ya que su rendimiento fue bueno sobre la zona estudiada. Los modelos de cuadrícula tienen en cuenta una zona más amplia y por lo tanto pueden predecir las concentraciones de ozono en distintos lugares. Esto requiere control y cuantificación para comprobar la escala de impactos del ozono y desarrollar estrategias de control. Aunque el rendimiento del modelo fue comprobado sólo para un período corto, encontramos que era ligeramente sensible a las condiciones límite y sólo ligeramente sensible a las condiciones iniciales. Por lo tanto, hicimos un gran esfuerzo para ajustar las condiciones límite del modelo, especialmente relacionadas con la especiación del hidrocarburo. Creemos que el rendimiento del modelo mejoraría si se utilizara un territorio más amplio. Eso reduciría los efectos de límite porque la zona de La Plana no estaría tan cerca. Otra manera de mejorar su rendimiento es ejecutando una simulación anidada. Esto requeriría un gran esfuerzo ya que habría que configurar un gran territorio. Sin embargo, el modelo sería más operativo porque las condiciones límite para el territorio interior (que incluiría La Plana) vendrían de este vasto territorio.

La comparación de los dos modelos para los días de episodio mostraron un buen consenso entre ellos y la medida de la estación. Aunque el modelo de caja reproduce el comportamiento diario del ozono mejor que el modelo de cuadrícula, los dos valores máximos están muy cerca del pico de ozono medido.

Para concluir, tendríamos que remarcar que confirmamos y comparamos los sistemas de toda la modelización, no sólo los modelos fotoquímicos. El sistema de configuración incluye el modelo meteorológico, el sistema de emisión y el modelo fotoquímico. De esta manera, hemos demostrado dos sistemas con suficiente precisión para predecir las concentraciones de ozono.

Agradecimientos. El proyecto de previsión recibió el apoyo del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya y del gobierno español, a través del proyecto REN2003-03436/CLI. Los autores quieren dar las gracias por su valiosa ayuda a los técnicos del Departament de Medi Ambient.

Referencias

- Alarcón, M. y Alonso, S., 2001: *Computing 3-D atmospheric trajectories for complex orography: application to a case study of strong convection in the western Mediterranean*, *Comput. Geosci.*, **27**, 583–596.
- Alarcón, M., Alonso, S., y Cruzado, A., 1995: *Atmospheric trajectory models for simulation of long-range transport and diffusion over the Western Mediterranean*, *J. Environ. Sci. Heal.*, **A30**, 1973–1994.
- Berman, S., Ku, J. Y., Zhang, J., y Trivikrama, R., 1997: *Uncertainties in estimating the mixing depth - Comparing three mixing depth models with profiler measurements*, *Atmos. Environ.*, **31**, 3023–3039.
- Biswas, J., Hogrefe, C., Rao, S. T., Hao, W., y Sistla, G., 2001: *Evaluating the performance of regional-scale photochemical modeling systems. Part III-Precursor predictions*, *Atmos. Environ.*, **35**, 6129–6149.
- Blackadar, A. K., 1976: *Modelling the nocturnal boundary layer*, Third Symposium on Atmospheric Turbulence, Diffusion and Air Quality, Raleigh, NC, Oct 19-22, American Meteorological Society, pp. 46–49.
- Blackadar, A. K., 1979: *Modelling pollutant transfer during daytime convection*, Fourth Symposium on Atmospheric Turbulence, Diffusion and Air Quality, Reno, NV, Jan 15-18, American Meteorological Society, pp. 443–447.
- Chalita, S., Hauglustaine, D., LeTret, H., y Muller, J.-F., 1996: *Radiative forcing due to increased tropospheric ozone concentrations*, *Atmos. Environ.*, **30**, 1641–1646.
- Cobourn, W. G. y Hubbard, M. C., 1999: *An enhanced ozone forecasting model using air mass trajectory analysis*, *Bulletin American Meteorological Society*, **82**, 945–964.
- Codina, B., Aran, M., S. Young, S., y Redaño, A., 1997: *Prediction of a Mesoscale Convective System over Catalonia (Northeastern Spain) with a Nested Numerical Model*, *Meteorol. Atmos. Phys.*, **62**, 9–22.
- Dudhia, J., Gill, D., Guo, Y. R., Manning, K., Wang, W., y Chiszar, J., 2000: *PSU/NCAR Mesoscale Modeling System Tutorial Class Notes and User's Guide: MM5 Modeling System Version 3*, National Center for Atmospheric Research, http://www.mmm.ucar.edu/mm5/documents/MM5_tut_Web_notes/TutTOC.html, 138 pp.
- EMEP/CORINAIR, 1999: *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook, 3rd edition*.
- EPA, 1999: *Guideline for developing an ozone forecasting program*, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, N.C., **EPA-254/R-99-009**.
- Finlayson-Pitts, B. J. y Pitts, J. N., 2000: *Chemistry of the upper and lower atmosphere*, Academic Press.
- Gery, M., Whitten, G. Z., Killus, J. P., y Dodge, M. C., 1989: *A photochemical kinematics mechanism for urban and regional scale computer modeling*, *J. Geophys. Res.*, **94**, 925–946.
- Gery, M. W. y Crouse, R. R., 1990: *User's Guide for Executing OZIPR*, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., EPA-9D2196NASA.
- Grell, G. A., Dudhia, J., y Stauffer, D. R., 1994: *A description of the fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5)*, NCAR/TN-398+STR. NCAR technical Note.
- Grossi, P., Thunis, P., Martilli, A., y Clappier, A., 2000: *Effect of sea breeze on air pollution in the greater Athens area: Part II: Analysis of different Emissions Scenarios*, *J. Appl. Meteorol.*, **39**, 563–575.
- Guderian, R., Tingey, D. T., y Rabe, R., 1985: *Effects of photochemical oxidants on plants in Air Pollution by Photochemical Oxidants (edited by Guderian R.)*, Springer, Berlin, pp. pp. 129–333.
- Hewitt, C., Lucas, P., Wellburn, A., y Fall, R., 1990: *Chemistry of ozone damage to plants*, *Chem. Ind.- London*, **15**, 478–481.
- Hogrefe, C., Rao, S. T., Kasibhatla, P., Kallos, G., Tremback,

- C. J., Hao, W., Olerud, D., Xiu, A., McHenry, J., y Alapaty, K., 2001: *Evaluating the performance of regional-scale photochemical modelling systems: Part I- meteorological predictions*, Atmos. Environ., **35**, 4159–4174.
- Jiang, W., Hedley, M., y Singleton, D., 1998: *comparison of the MC2/CALGRID and SAIMM/UAM-V photochemical modelling systems in the lower fraser valley, British Columbia*, Atmos. Environ., **32**, 2969–2980.
- Kaplan, M. L., Zack, J. W., Wong, V. C., y Tuccillo, J. J., 1982: *Initial results from a mesoscale atmospheric simulation system and comparisons with an AVE-SESAME I data set*, Mon. Weather Rev., **110**, 1564–1590.
- Ligocki, M. P. y Whitten, G. Z., 1992: *Modelling of Air Toxics with the Urban Airshed model*, Air and Waste Management Association 85th Annual Meeting and Exhibition, Kansas City, Missouri, pp. paper 92–84.12.
- Ligocki, M. P., Schulhof, R. R., Jackson, R. E., Jimenez, M. M., Whitten, G. Z., Wilson, G. M., Myers, T. C., y Fieber, J. L., 1992: *Modelling the Effects of Reformulated Gasoline on Ozone and Toxics Concentration in Baltimore and Houston Areas*, **SYSAPP-92/127**.
- Lippmann, M., 1991: *Health effects of tropospheric ozone*, Environ. Sci. Technol., **25**.
- McCree, K. J., 1972: *Test of current definitions of photosynthetically active radiation against leaf photosynthetically active radiation against leaf photosynthesis data*, Agr. Meteorol., **10**, 442–453.
- Pierce, T., Geron, C., Bender, L., Dennis, R., Tonnesen, G., y Guenter, A., 1998: *Influence of isoprene emissions on regional ozone modeling*, J. Geophys. Res., **103**, 25 611–25 629.
- Sagebiel, J. C., Zielinska, B., Pierson, W. R., y Gertler, A. W., 1996: *Real-world emissions and calculated reactivities of organic species from motor vehicles*, Atmos. Environ., **30**, 2287–2296.
- Silibello, C., Calori, G., Brusasca, G., Catenacci, G., y Finzi, G., 1998: *Application of a photochemical grid model to Milan metropolitana area*, Atmos. Environ., **32**, 2025–2038.
- Sistla, G., Zhou, N., y an d S. T. Rao, W. H. J. Y. K., 1996: *Effects of uncertainties in meteorological inputs of Urban Airshed Model predictions and ozone control strategies*, Atmos. Environ., **30**, 2011–2025.
- Soler, M. R., Hinojosa, J., Bravo, M., D.Pino, y de Arellano, J. V. G., 2003: *Analyzing the basic features of different complex terrain flows by means a Doppler Sodar and a numerical model: Some implications to air pollution problems*, Meteorol. Atmos. Phys., **85**, 141–154.
- Stockwell, R. W., Middleton, P., y Chang, J. S., 1990: *The second generation Regional Acid deposition model. Chemical mechanism for regional air quality modeling*, J. Geophys. Res., **95**, 16 343–16 367.
- Stull, R. B., 1984a: *Transilient Turbulence Theory, Part I: The Concept of Eddy Mixing Across Finite Distances*, J. Atmos. Sci., **41**, 3351–3367.
- Stull, R. B., 1984b: *Transilient Turbulence Theory, Part II: Turbulence Adjustment*, J. Atmos. Sci., **41**, 3368–3379.
- Zack, J. W. y Kaplan, M. L., 1987: *Numerical simulations of the subsynoptic features associated with the AVE-SESAME I Case, Part I: The preconvective environment*, Mon. Weather Rev., **115**, 2367–239.