

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE MODELOS DE DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES APLICADOS A CAÑONES URBANOS

Laura E. Venegas y Nicolás A. Mazzeo

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
Departamento de Ingeniería Química. Facultad Regional Avellaneda.
Universidad Tecnológica Nacional. Avellaneda. Prov. Buenos Aires. Argentina.

(Manuscrito recibido el 7 de marzo de 2010, aceptado el 31 de marzo de 2011)

RESUMEN

En los cañones urbanos, frecuentemente, se presentan concentraciones de contaminantes en aire varias veces superiores a la contaminación de fondo urbana. En este trabajo, se comparan valores de concentraciones de monóxido de carbono (CO) en aire medidas dentro de un cañón urbano con las estimadas mediante algunos modelos de dispersión atmosférica aplicables a procesos que se verifican en los cañones: STREET, STREET-BOX, OSPM y AEOLIUS. Se presenta la evaluación para condiciones de sotavento, barlovento y para direcciones intermedias del viento. En la comparación, se utilizaron los valores horarios de concentraciones de CO en aire medidas durante un año en el interior de un cañón urbano de Göttinger Strásse (Hannover, Alemania) y en el techo de un edificio lindero, de velocidad y dirección del viento observadas en el techo del mismo edificio y de flujo de tránsito vehicular en la calle del cañón. Los resultados generados por el modelo STREET con una constante empírica $k=7$, subestimaron las concentraciones observadas, obteniéndose un mejor desempeño con $k=12,1$. El modelo STREET-BOX es adecuado para condiciones de sotavento y direcciones intermedias, pero presenta diferencias importantes con las concentraciones observadas a barlovento. En general, los resultados aportados por los modelos OSPM y AEOLIUS fueron los que menos se apartaron de los valores observados.

Palabras Clave: calidad de aire; cañón urbano; modelos de dispersión atmosférica.

EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF ATMOSPHERIC DISPERSION MODELS APPLIED TO URBAN STREET CANYONS

ABSTRACT

Air pollutant concentrations inside street canyons are usually several times background concentrations in urban areas. In this paper, carbon monoxide (CO) concentrations observed in a street canyon are compared with estimated values obtained using four atmospheric dispersion models: STREET, STREET-BOX, OSPM and AEOLIUS. Results for leeward, windward and intermediate wind directions are analyzed. Data used in the model evaluation include one year of hourly CO concentrations measured inside a street canyon of Göttinger Strásse (Hannover, Germany) and at the roof of a nearby building, wind speed and direction data registered at the roof of the nearby building and traffic flow in the street. Each model performance was evaluated for leeward, windward and intermediate wind directions. Results obtained with the STREET model considering the empirical constant $k=7$ (default value), underestimated observed concentrations. A better performance of the STREET model was obtained with $k=12,1$. The STREET-BOX model gave acceptable results for leeward and intermediate wind directions. The results of this model showed great differences with observed windward concentration values. In

general, the concentrations estimated by OSPM and AEOLIUS showed the best agreement with observed values.

Key words: air quality; urban street canyon; atmospheric dispersion models.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es un problema de dominio público debido a su impacto directo sobre la salud humana y la economía de los países. En las grandes ciudades, los vehículos son las principales fuentes de contaminantes del aire, contribuyendo con más del 50% de óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y compuestos orgánicos (Fenger, 1999). Estos gases son emitidos a nivel del suelo y su remoción de la canopia urbana es compleja debido, entre otros aspectos, a la configuración de las fuentes, al ancho de las calles, la interferencia de los edificios, la velocidad y dirección del viento y la radiación solar. Considerando un cañón urbano en dos dimensiones constituido por dos edificios laterales y una calle, Oke (1988) distinguió tres tipos de flujos de aire interno. Para ello, se basó, principalmente en el régimen de viento ambiental observado en cañones urbanos con distintos coeficientes de aspecto (cociente entre la altura (H) y el ancho del cañón (W)). Esos tres tipos de flujos son: a) aislado ($H/W < 0,3$), b) en estela interferida ($0,3 \leq H/W \leq 0,7$) y c) en vórtice ($H/W > 0,7$). La característica más distintiva del flujo de aire en un cañón urbano es la formación de un vórtice interno, determinando que la dirección del viento en el nivel de la calle sea opuesta a la del flujo del aire ambiental perpendicular a la calle. Cuando la altura del cañón (H) es mucho mayor que su ancho (W), el vórtice interno principal del aire no se extiende hasta el nivel de la calle y puede existir cerca del suelo otro remolino secundario de menor dimensión que rota en sentido opuesto al del remolino principal. Si el ancho del cañón es apreciablemente mayor que su altura, el vórtice principal puede no abarcar completamente la distancia entre los edificios ubicados a ambos lados de la calle. Por supuesto, pueden existir variaciones de estos esquemas, por ejemplo en los casos en que el viento ambiental no tiene componente normal al eje del cañón; cuando el eje longitudinal del cañón no es rectilíneo; cuando la altura de los edificios no es uniforme; si existe influencia del calentamiento diferencial en la estructura del cañón urbano; o cuando son

importantes los efectos de la turbulencia inducida por el movimiento de los vehículos (Pavageau y otros, 2001). Las mediciones del flujo del aire en cañones urbanos son poco frecuentes y los resultados de las mismas, algunas a veces, no son definitivos. La principal causa de ello es que sólo se efectúan algunas mediciones de la turbulencia del aire en pocos niveles y en lugares no totalmente representativos. A menudo, los valores resultantes pueden estar afectados por estructuras (molduras, balcones, árboles) existentes en el ámbito del cañón. De esta manera, en la mayoría de los casos los datos provenientes de esas mediciones no permiten el conocimiento completo de la estructura tridimensional del flujo del aire en el interior de un cañón urbano "típico". Debido a ello y con el objeto de visualizar más adecuadamente el movimiento del aire en un cañón urbano, las mediciones con sensores ubicados "in situ", se complementan con otras técnicas observacionales. Un experimento de este tipo fue realizado por DePaul y Sheih (1986). Mediciones del flujo del aire en un cañón urbano fueron realizadas por Nakamura y Oke (1988). Perfiles verticales de la velocidad media del viento y de la turbulencia del aire dentro y fuera de un cañón urbano fueron presentados por Rotach (1995) y Louka y otros (2000).

Los contaminantes emitidos desde los vehículos, inicialmente son afectados por las características propias de su emisión, luego son influidos por la turbulencia generada por el movimiento de los automóviles y finalmente, por la turbulencia propia del aire en el interior del cañón urbano. Estos fenómenos, también, pueden actuar simultáneamente. Cuando el viento ambiental es normal al eje longitudinal del cañón, el torbellino transporta los contaminantes emitidos cerca del suelo hacia la pared del edificio ubicado a sotavento (en relación con el viento ambiental), donde se detectan las mayores concentraciones. También, existen flujos del aire en el interior del cañón, inestabilizados térmicamente por la insolación y por el calor generado en los edificios y por los vehículos. La concentración de contaminantes en el aire en un cañón urbano puede considerarse como el resultado del balance

entre las emisiones de contaminantes provenientes de los vehículos y el intercambio de contaminantes entre el cañón y la capa límite urbana. Este intercambio vertical es un proceso que se presenta en dos sentidos (entrando o saliendo en el tope del cañón) y posibilita la mezcla de contaminantes emitidos dentro del cañón con sustancias originadas por fuentes localizadas fuera del mismo.

En las dos últimas décadas se realizaron estudios relacionados con la dispersión de contaminantes en cañones urbanos (Berkowicz y otros, 1996; Kastner Klein y otros, 2001; Wehner y Weidensohler, 2003; Kim y Baik, 2004; Mazzeo y Venegas, 2005, 2008, 2010; Mazzeo y otros, 2007; Weber y otros, 2006; Li y otros, 2008; Kumar y otros, 2008; Cheng y otros, 2009). Asimismo, se han desarrollado modelos de dispersión de contaminantes en cañones urbanos, que incluyen desde expresiones analíticas hasta modelos basados en la dinámica de los fluidos (Huang y otros, 2000; Chu y otros, 2005). Los modelos que simulan estos procesos pueden ser paramétricos, o estar basados en relaciones empíricas o semi-empíricas, o aplicar métodos numéricos. Por lo tanto, las aplicaciones de los modelos pueden variar desde estimaciones de "sondeo simple" hasta la utilización de modelos numéricos. Desde el punto de vista regulatorio, generalmente las reglamentaciones establecen la necesidad de realizar estimaciones de valores horarios de la concentración de contaminantes. La aplicación de modelos complejos es muy limitada. En la actualidad, existen pocos modelos de dispersión que permiten realizar evaluaciones rutinarias del impacto de las emisiones vehiculares sobre la calidad del aire en los cañones urbanos.

El objetivo de este trabajo, es evaluar el desempeño de cuatro modelos de dispersión atmosférica para cañones urbanos: STREET (Johnson y otros, 1971), STREET-BOX (Mensink y Lewyckij, 2001), OSPM (Berkowicz, 2000) y AEOLIUS (Buckland, 1998) comparando las estimaciones de la concentración de contaminantes obtenidas aplicando los mismos, con datos observacionales horarios de monóxido de carbono (CO) medidos durante un año, en un cañón urbano de Göttinger Strásse (Hannover, Alemania).

2. BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS MODELOS DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA UTILIZADOS

2.1. El Modelo STREET

Johnson y otros (1971) desarrollaron el modelo STREET de dispersión atmosférica aplicable a cañones urbanos utilizando los datos del experimento Cañón Urbano San José (California). Este modelo ha sido ampliamente aplicado (Vardoulakis y otros, 2003, Mensink y otros, 2006). Se basa en la suposición de que la concentración de contaminantes en el interior de un cañón urbano, está compuesta por la contaminación "de fondo" y la contaminación "local" originada por las emisiones provenientes de los vehículos que circulan por la calle. La concentración se calcula en ambos costados de la calle.

El modelo STREET está integrado por las siguientes ecuaciones que permiten obtener la concentración "local" de contaminantes en aire dentro de un cañón urbano en las diferentes situaciones, de acuerdo con la dirección del viento sobre los edificios:

a) Para receptores ubicados a *sotavento* se supone que la concentración "local" (C_s) es inversamente proporcional a la distancia entre la fuente lineal y el receptor y se calcula mediante

$$C_s = k Q / \left\{ (U + 0,5) \left[(x^2 + z^2)^{1/2} + L_D \right] \right\} \quad [1]$$

donde k es una constante empírica, Q es el caudal másico de emisión de los contaminantes por unidad de longitud, x y z son las distancias horizontal y vertical entre la fuente de emisión y el receptor, U es la velocidad del viento determinada encima de los edificios (o viento ambiental) y L_D es un parámetro representativo de la escala de longitud del volumen inicial de mezcla de los contaminantes (generalmente, $L_D = 2m$).

b) Para receptores ubicados a *barlovento* la expresión debida a Johnson y otros (1971) fue adaptada para tener en cuenta la disminución vertical de la concentración dentro del cañón, debida a la mezcla del aire contaminado existente en el interior del cañón con aire menos contaminado que ingresa por el tope del cañón urbano. La concentración "local" (C_b) se estima mediante

$$C_b = k Q (H - z) / [W(U + 0,5) H] \quad [2]$$

donde W es el ancho del cañón urbano y H es la altura media de los edificios.

c) En condiciones con viento ambiental paralelo o casi paralelo a la dirección de la calle (es decir, las otras direcciones de viento o direcciones “intermedias”), la concentración “local” de contaminantes en aire (C_i) es calculada promediando los valores obtenidos para sotavento y barlovento,

$$C_i = 0,5(C_s + C_b) \quad [3]$$

Originalmente, el STREET incluyó un valor de $k=7$, obtenido utilizando los valores experimentales del Cañón Urbano San José (California). Sin embargo, es aconsejable calibrar el modelo para ser utilizado en un cañón urbano con diferentes características.

2.2. El Modelo STREET-BOX

El STREET-BOX (Mensink y Lewyckij, 2001; Mensink y otros, 2002) es un modelo analítico que estima la concentración de contaminantes en un cañón urbano a partir del balance entre la variación temporal de la masa transportada horizontalmente, la dispersada verticalmente y la emitida desde los vehículos. Utiliza la hipótesis de Prandtl–Taylor (Pasquill, 1974) para representar la dispersión turbulenta de los contaminantes. Este modelo no supone recirculación del aire en el interior del cañón y considera una distribución uniforme de la concentración en la calle. Es un modelo de caja, cuyas dimensiones son la longitud y el ancho de la calle y la altura de las construcciones laterales. La expresión para estimar la concentración “local” dentro del cañón urbano está dada por

$$C = Q / [U_{II} (H/L)W + (D + l U_{\perp}) (W/H)] \quad [4]$$

donde Q es el caudal másico de emisión de los contaminantes por unidad de longitud, H es la altura media de los edificios, W es el ancho del cañón, L es la longitud del cañón, D es el coeficiente de difusión molecular del aire, U_{II} es la velocidad del viento ambiental paralelo al eje de la calle (responsable de la “ventilación” del aire en el cañón) y U_{\perp} es la velocidad del viento ambiental perpendicular al eje de la calle (responsable del intercambio vertical de contaminantes sobre la longitud característica l). Esta longitud característica l puede asociarse con una longitud de mezcla típica vinculada con los torbellinos en el tope del cañón y en el modelo se

considera $l=1m$. Un análisis de la sensibilidad del modelo a la variación de este parámetro se presenta en Mensink y otros (2002). El coeficiente de difusión (D) adquiere mayor importancia para vientos débiles y su valor se supone $1,5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Coppalle, 2001).

2.3. El Modelo OSPM

El modelo OSPM (Operational Street Pollution Model) (Berkowicz, 2000) se basa en una descripción simplificada del flujo del aire y de la dispersión de contaminantes en aire dentro de un cañón urbano. Las concentraciones de los contaminantes en aire son calculadas utilizando una combinación de un modelo de pluma para estimar la contribución directa proveniente de los automotores que circulan por la calle y un modelo de caja para determinar la concentración de contaminantes que recirculan en el aire dentro del cañón. La parametrización del flujo de aire y de la dispersión atmosférica fueron obtenidas y comprobadas utilizando datos experimentales. La emisión de contaminantes generados por los vehículos que circulan por la calle del cañón es considerada como un número de infinitas fuentes formando diferentes líneas. La contribución desde cada línea de fuentes dada por:

$$\delta C_d = \left(\sqrt{2/\pi} \right) \delta Q / [u_b \sigma_z(x)] \quad [5]$$

donde u_b es la velocidad del viento en el nivel de la calle, $\sigma_z(x)$ es el parámetro de dispersión vertical a la distancia x en la dirección del viento, δC_d es la contribución a la concentración proveniente de las emisiones de contaminantes de una fuente lineal y δQ es la densidad de emisión de una fuente lineal. Cada fuente lineal está ubicada perpendicularmente a la dirección del viento en el nivel de la calle.

El tamaño del vórtice de recirculación depende de la altura del edificio ubicado a barlovento. Esto permite aplicar el modelo a calles con edificios extensos o a edificios erigidos en un solo lado de la calle. Otros parámetros, tales como la velocidad del viento ambiental, las dimensiones de los edificios y la forma de los techos, pueden influir sobre la extensión de la zona de recirculación. Un procedimiento muy simplificado es adoptado en el modelo, suponiendo que la longitud máxima de la zona de recirculación está dada por:

$$L_r = 2 H r \quad [6]$$

donde H es la altura del edificio y r es un factor que posibilita la reducción de la zona de recirculación en el caso de que la velocidad del viento sea débil. Se considera que la zona de recirculación tiene forma trapezoidal, con la longitud del lado superior igual a $5L_r$. Cuando $L_r > W$, los lados del trapecio terminan en las paredes ubicadas a barlovento de la calle.

Para un receptor ubicado a sotavento, se estima la contribución directa considerando las emisiones del tránsito en la zona de recirculación. Si el receptor se encuentra a barlovento, la contribución directa se evalúa considerando las emisiones fuera de la zona de recirculación. Si la zona de recirculación se extiende a todo el cañón, no se considera contribución directa en el receptor situado del lado de barlovento. Por otra parte, la concentración generada por la recirculación (C_r) se estima mediante un balance de masa dentro de la zona de recirculación. De este balance forman parte el flujo de contaminantes que ingresa en la zona de recirculación y el flujo que egresa de la misma. Se considera que los contaminantes están bien mezclados dentro de esa zona.

2.4. El Modelo AEOLIUS

El AEOLIUS (Assessing the Environment Of Locations In Urban Streets) es un modelo semi-empírico que calcula la concentración de contaminantes en aire en el interior de un cañón urbano, suponiendo tres contribuciones: a) el aporte directo de las emisiones vehiculares, b) el aporte indirecto debido a los contaminantes que recirculan en el cañón por acción del vórtice desarrollado dentro de la zona de recirculación de aire y c) la contaminación de fondo (Buckland, 1998).

Para estimar la contribución directa (C_d) de las emisiones, el modelo considera que los contaminantes se distribuyen en una pluma, ajustándose a una forma gaussiana

$$C_d = F \left(\sqrt{2/\pi} \right) Q / (W \sigma_w) \quad [7]$$

donde F es un factor que depende del viento ambiental, W es el ancho del cañón urbano y σ_w es la desviación estándar de las fluctuaciones de la velocidad vertical del aire originada por la turbulencia mecánica generada por el viento dentro del cañón y al tránsito automotor en la calle. El valor de σ_w puede obtenerse mediante,

$$\sigma_w = \sqrt{(\alpha u)^2 + \sigma_{wo}^2} \quad [8]$$

donde u es la velocidad del viento en el nivel de la calle, α es una constante de proporcionalidad empírica ($\approx 0,1$) y σ_{wo} es la turbulencia inducida por el movimiento de los vehículos, definida como

$$\sigma_{wo} = b \left(NVS^2 / W \right)^{1/2} \quad [9]$$

donde b es un factor empírico relacionado con el arrastre aerodinámico ($\approx 0,3$), N es el número de vehículos que circulan por hora, V es la velocidad media de los vehículos y S^2 es la superficie de la calle ocupada por un solo vehículo. Por otra parte, para estimar el aporte indirecto de los contaminantes que recirculan (C_r) dentro del cañón, en el modelo AEOLIUS se supone que los contaminantes se encuentran bien mezclados, y por lo tanto, utiliza un modelo de caja expresado por

$$C_r = (Q/W) \left[L_T / (\sigma_{wt} L_t + U L_{S1} + u L_{S2}) \right] \quad [10]$$

donde U es la velocidad del viento ambiental, L_T , L_t , L_{S1} y L_{S2} son las dimensiones de la zona de recirculación en el interior del cañón, la cual tiene forma trapezoidal, σ_{wt} es la desviación estándar de las velocidades de "ventilación" del cañón, dada por

$$\sigma_{wt} = \sqrt{(\lambda U)^2 + \beta \sigma_{wo}^2} \quad [11]$$

donde $\lambda (=0,1)$ y $\beta (=0,4)$ son constantes empíricas. La dimensión de la zona de recirculación L_T está dada por

$$L_T = \gamma H r \sin(\theta) \quad [12]$$

donde γ es una constante considerada igual a 2, H es la altura media de los edificios del cañón, r es un factor relacionado con la intensidad del vórtice y depende de la velocidad del viento, y θ es el ángulo de la dirección del viento ambiental, respecto del eje longitudinal de la calle. El modelo relaciona las velocidades del viento ambiental (U) y del viento dentro del cañón (u) utilizando una función logarítmica.

La concentración a "sotavento" resulta de la suma de las contribuciones directa e indirecta (debida a la recirculación), mientras que a "barlovento" sólo es importante el aporte indirecto. Cuando las situaciones son de viento casi paralelo al eje de la calle, las

concentraciones a ambos lados de la calle son iguales.

3. DATOS UTILIZADOS

En la evaluación de los resultados obtenidos por los modelos de dispersión atmosférica descritos en el punto anterior, se utilizaron los valores horarios (N.L.Ö., 2000) de la velocidad y dirección del viento ambiental medidas en el techo de uno de los edificios laterales, de la concentración en aire de CO determinada por muestreadores instalados a un 1,5m de altura en el lado occidental (C_c) y en el techo de un edificio lateral (concentración de fondo, C_f) y del flujo vehicular, en un cañón urbano de Göttinger Strässe en Hannover (Alemania). La orientación del eje longitudinal de la calle de este cañón es 163° respecto del norte y tiene cuatro carriles de circulación vehicular, dos en un sentido y dos en el opuesto. El ancho medio del cañón es 25m y la altura media de los edificios es 20m. Por lo tanto, su coeficiente de aspecto es $H/W=0,8$. Como se mencionó anteriormente, de acuerdo con este valor y con la clasificación de la circulación del aire en el interior de un cañón urbano propuesta por Oke (1988), cuando el viento ambiental es aproximadamente perpendicular al eje longitudinal de la calle, se desarrolla un vórtice principal en el aire interior de este cañón urbano.

4. RESULTADOS Y ANÁLISIS

Se aplicaron los modelos descritos anteriormente considerando los valores horarios de la emisión y de los parámetros meteorológicos, obteniéndose los valores horarios de la concentración “local” dentro del cañón urbano de Göttinger Strässe, para un período de un año. Para realizar la evaluación de los resultados obtenidos, se calcularon los valores de la concentración “local” (C) de CO observada ($C = C_c - C_f$) restando la concentración de fondo (C_f) de los valores observados en el interior del cañón (C_c) de Göttinger Strässe.

Los casos fueron agrupados, teniendo en cuenta la orientación del cañón de Göttinger Strässe (163° - 343°) y la posición del muestreador (ver Figura 1) en, condiciones de “sotavento”: direcciones del viento del sector (208° - 298°), de “barlovento”: vientos del sector (28° - 118°) e intermedias: restantes direcciones.

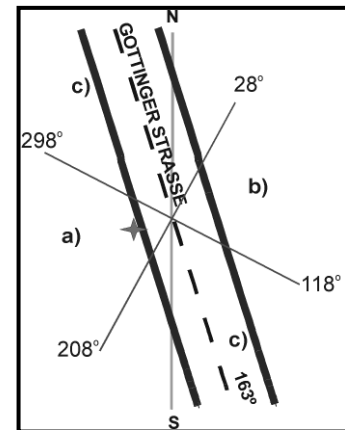


Figura 1: Esquema del cañón urbano de Göttinger Strässe (Hannover, Alemania). Sectores: a) sotavento; b) barlovento y c) direcciones intermedias (♦ posición del muestreador de CO dentro del cañón urbano)

La Figura 2 presenta las rosas de contaminación media “local” de CO para valores observados y calculados por los cuatro modelos. Comparando los valores calculados por los modelos STREET, STREET-BOX, AEOLIUS y OSPM con los observados, se encuentra que, para situaciones a “sotavento” los resultados del STREET-BOX y del OSPM se aproximan más a los valores medidos.

El STREET (con $k=7$) difiere en más de un factor 2. El STREET (con $k=12,1$, obtenido del mejor ajuste a los datos medidos), el AEOLIUS y el OSPM se apartan algo menos que la versión original del STREET. Para situaciones a “barlovento”, el modelo STREET-BOX calcula valores comparativamente muy altos, resultando insensible a la dirección del viento ambiental perpendicular al eje longitudinal de la calle; el STREET ($k=7$) subestima, mientras que el STREET ($k=12,1$), el AEOLIUS y el OSPM sobreestiman levemente.

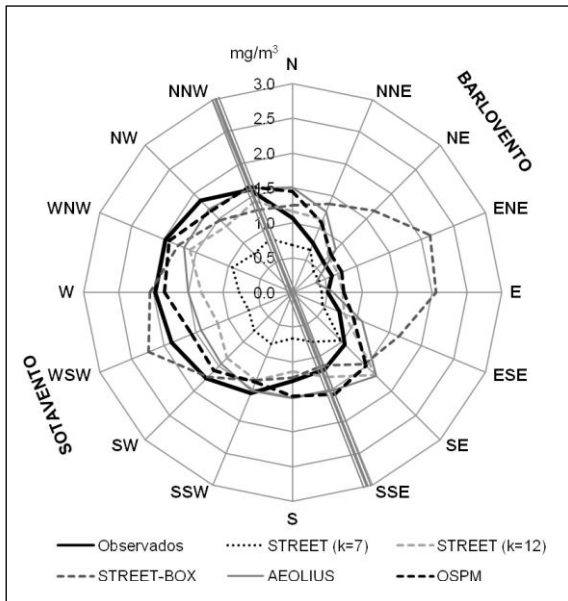


Figura 2: Rosas de contaminación de CO (mg/m³)

Para las direcciones del viento “intermedias” (incluyendo vientos paralelos al eje del cañón), los modelos STREET (k=12,1), STREET-BOX, AEOLIUS y OSPM se aproximan bastante a los valores observados, mientras que el STREET (k=7) subestima.

Para evaluar cuantitativamente las estimaciones de la concentración local de CO en el cañón urbano, se calcularon los valores medios observados y estimados y los siguientes parámetros estadísticos comúnmente utilizados en la verificación de modelos de dispersión atmosférica (Hanna, 1993):

- desvío

$$= \overline{(C_o - C_e)}$$

- error cuadrático medio normalizado (ECMN)

$$= \overline{(C_o - C_e)^2} / (\overline{C_o} \overline{C_e})$$

- error fraccional (FB)

$$= (\overline{C_o} - \overline{C_e}) / [0,5 (\overline{C_o} + \overline{C_e})]$$

donde C_e y C_o son los valores estimados y observados de la concentración, respectivamente. La barra superior indica valor medio.

Se presenta el análisis para las tres situaciones: sotavento, barlovento y direcciones intermedias y para todos los datos. Para un modelo “perfecto”, el desvío, el error cuadrático medio normalizado y el error fraccional serán nulos.

En la Figura 3 se comparan los valores medios correspondientes a las estimaciones de cada uno de los modelos con el observado para cada situación.

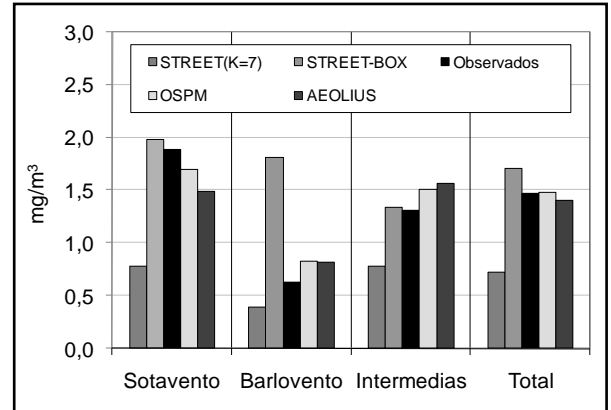


Figura 3: Valores medios de las concentraciones observadas y de las estimadas por cada modelo de dispersión, para cada situación.

El valor medio de los datos medidos a “sotavento” resultó 1,89 mg/m³. En estos casos, los mejores resultados se obtuvieron aplicando el STREET-BOX (1,98 mg/m³) y el OSPM (1,70 mg/m³). Para las situaciones a “barlovento”, el valor medio observado fue 0,63 mg/m³ y los mejores valores medios estimados se obtuvieron aplicando el AEOLIUS (0,82 mg/m³) y el OSPM (0,83 mg/m³). En las situaciones “intermedias” el valor medio observado fue 1,31 mg/m³. En estas situaciones la estimación del STREET-BOX (1,34 mg/m³) resultó la mejor. Los valores medios obtenidos mediante el AEOLIUS (1,57 mg/m³) y del OSPM (1,51 mg/m³) pueden considerarse aceptables. Considerando el total de los casos, el valor medio estimado que más se aproxima al valor observado (1,47 mg/m³) se obtuvo aplicando el modelo OSPM (1,48 mg/m³) y el AEOLIUS (1,41 mg/m³).

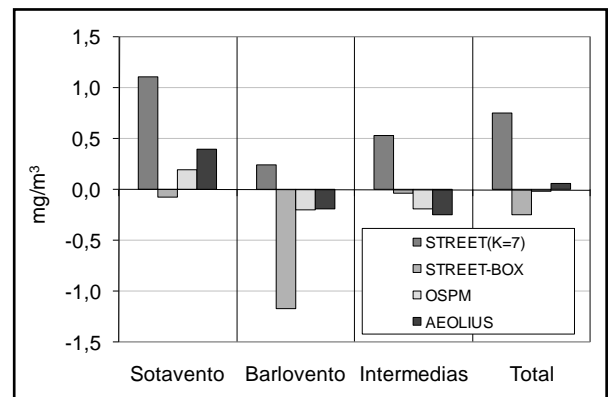


Figura 4: Valores del desvío para cada modelo de dispersión correspondiente a cada situación

En la Figura 4 se presentan los desvíos obtenidos para cada uno de los modelos de dispersión atmosférica, correspondiente a cada situación considerada.

En general, se observa que los resultados del modelo OSPM presentan desvíos relativamente pequeños, en todas las situaciones y el menor desvío ($-0,02 \text{ mg/m}^3$) si se consideran todos los casos. El modelo STREET original ($k=7$) subestima los valores observados presentando los mayores desvíos a sotavento, en las situaciones intermedias y en el total de los casos. En situaciones de barlovento, el modelo STREET-BOX tiene un desvío de $-1,17 \text{ mg/m}^3$.

En la Figura 5 se grafican los errores cuadráticos medios normalizados de las estimaciones de cada uno de los modelos, correspondientes a cada situación. En general, se observa que las estimaciones de los modelos OSPM y AEOLIUS son las que presentan los errores cuadráticos medios normalizados más pequeños. Los errores cuadráticos medios normalizados obtenidos en las estimaciones del OSPM son: 0,27 (sotavento), 0,62 (barlovento), 0,25 (intermedias) y 0,29 (total).

La Figura 6 presenta los valores del error fraccional calculados para las estimaciones de cada uno de los modelos en las condiciones de sotavento, barlovento, intermedias y todos los casos.

En general, los menores errores fraccionales están asociados a las estimaciones obtenidas por los modelos STREET-BOX (excepto a barlovento), AEOLIUS y OSPM. En el caso del modelo OSPM, los valores del error fraccional variaron entre $-0,28$ (a barlovento) y $-0,013$ (todos los casos) y los del modelo AEOLIUS entre $-0,26$ (a barlovento) y $0,04$ (todos los casos). Las estimaciones del modelo STREET-BOX presentan pequeños errores fraccionales ($-0,04$ a sotavento; $-0,03$ en intermedias y $-0,15$ para todos los casos). Pero, para barlovento ($-0,96$) este modelo no resulta recomendable.

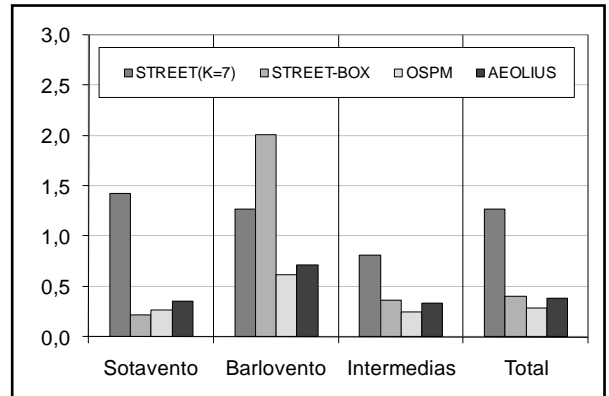


Figura 5: Valores del error cuadrático medio normalizado obtenido para cada modelo de dispersión correspondiente a cada situación

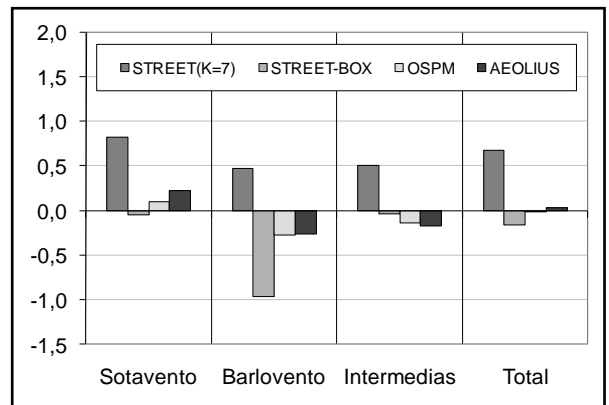


Figura 6: Valores del error fraccional obtenido para cada modelo de dispersión correspondiente a cada situación

En la Figura 7 se presentan las variaciones cuantil-cuantil de los valores estimados y observados de la concentración "local" (C), para cada uno de los modelos. Se observa que, excepto el modelo STREET($k=7$), los otros modelos sobreestiman los valores más bajos de la concentración de CO y subestiman los mayores. La distribución de los valores estimados por el OSPM es la que más se acerca a la de los valores observados.

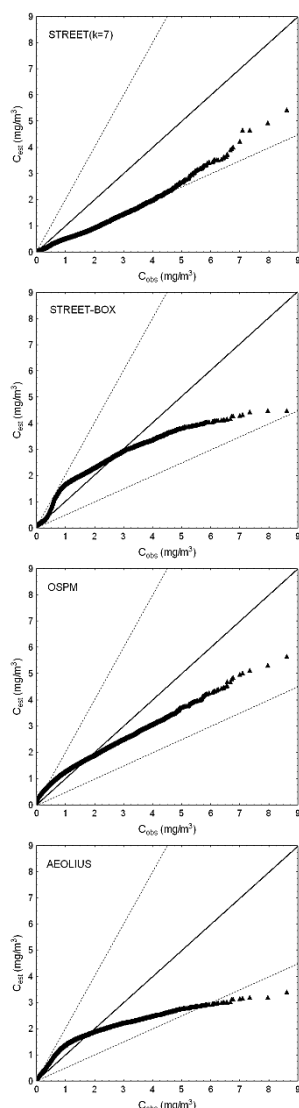


Figura 7: Representación gráfica cuantil-cuantil, entre los valores estimados y observados de la concentración "local".

U < 2m/s				
	Promedio (mg/m ³)	Desvío (mg/m ³)	ECMN	FB
Observados	1,67	---	---	---
STREET(k=7)	1,18	0,49	0,55	0,35
STREET-BOX	1,40	0,27	0,48	0,18
OSPM	1,89	-0,22	0,25	-0,12
AEOLIUS	1,62	0,05	0,41	0,03
U ≥ 2m/s				
	Promedio (mg/m ³)	Desvío (mg/m ³)	ECMN	FB
Observados	1,41	---	---	---
STREET(k=7)	0,59	0,82	1,71	0,82
STREET-BOX	1,80	-0,39	0,38	-0,24
OSPM	1,37	0,04	0,31	0,03
AEOLIUS	1,35	0,06	0,37	0,04

Tabla I: Parámetros estadísticos obtenidos en la evaluación del desempeño de los modelos de dispersión con las condiciones del viento.

Por otra parte, teniendo en cuenta que la dispersión de los contaminantes dentro de un cañón urbano está influenciada por procesos turbulentos diferentes en condiciones de viento débil, se analizó el desempeño de los modelos de dispersión considerados para $U < 2\text{m/s}$ y $U \geq 2\text{m/s}$ (Kastner-Klein y otros, 2001). Los resultados de los estadísticos obtenidos en estos casos se incluyen en la Tabla I.

Se observa que los modelos OSPM y AEOLIUS presentan el mejor desempeño en ambas condiciones de viento. Sus resultados mejoran para vientos ambientales $U \geq 2\text{m/s}$.

El análisis de los resultados obtenidos para diferentes condiciones de flujo vehicular (N) se presenta en la Tabla II. Los parámetros estadísticos fueron calculados considerando condiciones de poco flujo vehicular ($N < 1000\text{veh/h}$) y de flujo vehicular intenso ($N \geq 1000\text{veh/h}$).

N < 1000veh/h				
	Promedio (mg/m ³)	Desvío (mg/m ³)	ECMN	FB
Observados	0,63	---	---	---
STREET(k=7)	0,26	0,37	1,98	0,82
STREET-BOX	0,55	0,08	0,75	0,13
OSPM	0,90	-0,27	0,61	-0,35
AEOLIUS	0,77	-0,14	0,80	-0,20
N ≥ 1000veh/h				
	Promedio (mg/m ³)	Desvío (mg/m ³)	ECMN	FB
Observados	1,84	---	---	---
STREET(k=7)	0,92	0,92	1,06	0,67
STREET-BOX	2,23	-0,39	0,33	-0,19
OSPM	1,69	0,09	0,24	0,05
AEOLIUS	1,75	0,15	0,31	0,08

Tabla II: Parámetros estadísticos obtenidos en la evaluación del desempeño de los modelos de dispersión en diferentes condiciones de flujo vehicular.

En condiciones de pocos vehículos, las estimaciones de los modelos STREET-BOX y AEOLIUS se aproximan mejor a los valores observados, mientras que en las situaciones de un mayor número de vehículos por hora, las mejores estimaciones de la concentración son obtenidas con el OSPM y el AEOLIUS.

5. CONCLUSIONES

En este trabajo se comparan los valores obtenidos mediante la aplicación de los modelos de dispersión atmosférica STREET, STREET-BOX, OSPM y AEOLIUS con las concentraciones horarias de CO en aire medidas

durante un año en un cañón urbano de Göttinger Straße (Hannover, Alemania).

El modelo STREET con el factor original $k=7$, subestima para las condiciones de sotavento, barlovento y direcciones intermedias. Para mejorar su desempeño en este cañón se propone utilizar $k=12,1$.

El STREET-BOX es adecuado para aplicar a situaciones de sotavento y direcciones intermedias, pero tiene grandes errores a barlovento.

En general, los resultados de los modelos OSPM y AEOLIUS, son los que menos difieren de los valores observados. El mejor desempeño de estos modelos se debe a que ambos incorporan la parametrización de: a) la contribución directa de las emisiones vehiculares y el aporte indirecto debido a los contaminantes que recirculan en el cañón por acción del vórtice desarrollado dentro de la zona de recirculación del aire; y b) la influencia de la turbulencia inducida por los vehículos sobre la dispersión de los contaminantes dentro del cañón urbano. Estos modelos resultan ser los más adecuados para su aplicación en cañones urbanos. Sin embargo, dado que el coeficiente de aspecto del cañón considerado es $H/W=0,8$, se espera que los modelos recomendados sean adecuados para cañones casi simétricos. Otros estudios son necesarios para evaluar la aplicabilidad de estos modelos en cañones asimétricos o irregulares.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Los autores agradecen al Proyecto TRAPOS la información utilizada en este trabajo.

REFERENCIAS

- Berkowicz, R. 2000. OSPM – A parameterised street pollution model. *Environ. Monit. Assess.*, 65, 323-331.
- Berkowicz, R., Plamgren, F., Hertel, O. y Vignati, E. 1996. Using measurements of air pollution in streets for evaluation of urban air quality-meteorological analysis and model calculations. *The Science of the Total Environ.*, 189, 259-265.
- Buckland, A.T. 1998. Validation of a street model in two cities. *Environ. Monit. Assess.*, 52, 255-267.
- Cheng, W. C., Liu, Ch-H. y Leung, D.Y.C. 2009. On correlation of air and pollutant exchange for street canyons in combined wind-buoyancy-driven flow. *Atmos. Environ.*, 43, 3682-3690.
- Chu, A.K.M., Kwok, R.C.W. y Yu, K.N. 2005. Study of pollution dispersion in urban areas using Computational Fluid Dynamics (CFD) and Geographic Information System (GIS). *Environ. Mod. & Soft.*, 20, 273-277.
- Coppalle, A. 2001. A street canyon model for low wind speed conditions, *Int. J. Environ. Poll.*, 16, 417-424.
- DePaul, F.T. y Sheih, C.M. 1986. Measurements of wind velocities in a street canyon. *Atmos. Environ.*, 20, 455-459.
- Fenger, J. 1999. Urban air quality. *Atmos. Environ.* 33, 4877-4900.
- Hanna, S.R. 1993. Uncertainties in air quality model predictions. *Boundary-Layer Meteorol.* 62, 3-20.
- Huang, H., Akutsu, Y., Arai, M. y Tamura, M. 2000. A two-dimensional air quality model in an urban street canyon: Evaluation and sensitivity analysis, *Atmos. Environ.*, 34, 689-698.
- Johnson, W.B., Ludwig, F.L., Dabberdt, W.F. y Allen, R.J., 1971. Development and initial evaluation of an urban diffusion model for carbon monoxide. Sixty fourth annual meeting, American Institute of Chemical Engineers.
- Kastner Klein, P., Fedorovich, E. y Rotach, M.W. 2001. A wind tunnel study of organized and turbulent air motions in urban street canyons. *J. of Wind Eng. and Industrial Aerodynamics*, 89, 849-861.
- Kim, J.J. y Baik, J.J. 2004. A numerical study of the effects of ambient wind direction on flow and dispersion in urban street canyons using the RNG $k-\epsilon$ turbulence model. *Atmos. Environ.*, 38, 3039-3048.
- Kumar, P., Fennell P. y Britter, R. 2008. Effect of wind direction and speed on the dispersion of nucleation and accumulation mode particles in an urban street canyon. *The Science of the Total Environment*, 402, 87-94.
- Li, X-X., Leung, D.Y.C., Liu, C-H. y Lam, K.M. 2008. Physical modeling of flow field inside urban street canyons. *J. of Appl. Meteorol. and Climatology*, 47, 2058-2067.
- Louka, P., Belcher, S.E. y Harrison, R.G. 2000. Coupling between air flow in streets and the well-developed boundary layer aloft. *Atmos. Environ.*, 34, 2613-2621.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. 2005. Evaluation of Turbulence from traffic using experimental data obtained in a street canyon. *Inter. J. of Environ. and Poll.*, 25, 164-176.

- Mazzeo, N.A., Venegas, L.E. y Martin, P.B. 2007. Analysis of full-Scale data obtained in a street canyon. *Atmósfera*. 20 (1), 93-110.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. 2008. Evaluation of natural and traffic-producing turbulences using full-scale data from four street canyon. *Hrvatski Meteoroloski Casopis*. 43, 2, 662-666.
- Mazzeo, N. A. y Venegas L. E. 2010. Air pollution dispersion inside a street canyon of Göttinger Strasse (Hannover, Germany): new results of the analysis of full scale data. *Inter. J. of Environ. and Poll.*, 40, 195-209.
- Mensink, C. y Lewyckyj, N. 2001. A simple model for the assessment of air quality in streets. *Int. J. of Veh. Design*, 27, 242-250.
- Mensink, C., Lewyckyj, N. y Janssen, L. 2002. A new concept for air quality modeling in street canyons, *Water, Air & Soil Poll.: Focus*, 2, 339-349.
- Mensink, C., Lefebvre, F., Janssen, L. y Cornelis, J. 2006. A comparison of three street canyon models with measurements at an urban station in Antwerp, Belgium. *Environ. Model. & Soft.*, 21, 514-519.
- N.L.Ö, 2000. Lufthygienische Überwachungssystem Niedersachsen – Niedersächsisches Landesamt für ökologie, Researc Network TRAPOS.
- Nakamura, Y. y Oke, T.R.1988. Wind, temperature and stability conditions in and E-W oriented canyon. *Atmos. Environ.*, 22, 2691-2700.
- Oke, T. 1988. Street design and urban canopy layer climate. *Energy and Building*, 11,103-113.
- Pavageau, M, Rafaildis, S. y Schatzmann, M. 2001. A comprehensive experimental databank for verification of urban car emission dispersion models. *Int. J. Environ. Poll.*, 15, 417-425.
- Pasquill, F. 1974. *Atmospheric Diffusion*, Ellis Horwood, UK.228pp.
- Rotach, M.W. 1995. Profiles of turbulence statistics in and above an urban street canyon. *Atmos. Environ.*, 29, 1473-1486.
- Vardoulakis, S., Fisher, B.E.A., Pericleous, K. y Gonzales-Flesca, N., 2003. Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmos. Environ.*, 37, 155-182.
- Weber S., Kuttler, W. y Weber, K. 2006. Flow characteristics and particle mass and number concentration variability within a busy street canyon. *Atmos. Environ.*, 40, 7565-7578.
- Wehner, B. y Weidensohler, A. 2003. Long term measurements of submicrometer urban aerosols: statistical analysis for correlations with meteorological conditions and trace gases. *Atmos. Chem. Phys.*, 3, 867-879.