

## Tesis Doctoral

# Contaminación del aire en cañones urbanos

Dezzutti, Mariana Clara

2016-12-22

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

**Cita tipo APA:**

Dezzutti, Mariana Clara. (2016-12-22). Contaminación del aire en cañones urbanos. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

**Cita tipo Chicago:**

Dezzutti, Mariana Clara. "Contaminación del aire en cañones urbanos". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2016-12-22.

**EXACTAS** UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



**UBA**

Universidad de Buenos Aires



**Universidad de Buenos Aires**

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ciencias de la Atmósfera y los Océanos

**Contaminación del aire en cañones urbanos**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área de Ciencias de la Atmósfera y Océanos.

**Mariana Clara Dezzutti**

Directora de tesis: **Dra. Laura E. Venegas**

Consejera de estudios: **Dra. Inés A. Camilloni**

Fecha de defensa: 22 de diciembre 2016

Buenos Aires, 2016

# CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN CAÑONES URBANOS

## RESUMEN

La contaminación del aire es un problema creciente en los grandes centros urbanos. En las ciudades, las emisiones provenientes del tránsito automotor pueden generar niveles elevados de concentración de contaminantes. Los mayores niveles se presentan en el interior de los cañones urbanos, donde la dilución atmosférica de los contaminantes emitidos por los vehículos está limitada significativamente por los edificios que bordean las calles.

La Tesis tiene como objetivo principal presentar el desarrollo y la evaluación de un modelo operacional (Semi-Empirical Urban Street (SEUS)) destinado a estimar la concentración de contaminantes pasivos y de  $\text{NO}_2$  (adicionando un esquema fotoquímico) en aire dentro de cañones urbanos. SEUS es un modelo que requiere poca información de entrada. Puede ser implementado fácilmente en una planilla de cálculo, no requiriendo grandes tiempos computacionales. Las variables de entrada de SEUS son el caudal másico de emisión por unidad de longitud, el ancho del cañón, la escala de velocidad dispersiva (suma de la turbulencia natural del aire y de la inducida por el movimiento de los automotores) y la concentración de fondo urbana. Se desarrollan formas funcionales empíricas de parámetros incluidos en las formulaciones de las dos turbulencias mencionadas.

Se analiza la sensibilidad de los resultados de SEUS de las variables de entrada. El modelo es evaluado con información proveniente de tres cañones urbanos. Diferentes indicadores estadísticos muestran que existe buena concordancia entre los valores estimados y observados. Asimismo se compara las estimaciones obtenidas aplicando SEUS con las de otros modelos.

*Palabras claves: Contaminación atmosférica urbana, cañón urbano, modelos de contaminación atmosférica, turbulencia ambiental, turbulencia producida por el tráfico.*

# AIR POLLUTION IN URBAN CANYONS

## ABSTRACT

Air pollution is an increasing problem in urban areas. In cities, emissions from vehicles can generate high pollution concentration levels. The highest levels are present inside urban canyons, where atmospheric dilution of pollution emitted by vehicles is significantly limited by buildings surrounding the streets.

The development and evaluation of an operational model (Semi-Empirical Urban Street (SEUS)) for estimate the passive air pollution and NO<sub>2</sub> concentrations (adding a simple photochemistry scheme) inside street urban canyons are presented. SEUS is a semi-empirical model which requires small input information. It can be applied to different wind directions. Because of its simplicity it can be easily implemented in a spreadsheet, without requiring large computational times. The input variables are: the emission rate, the width of the canyon, the dispersive velocity scale (ambient turbulence plus traffic-induced turbulence) and the background concentration. The dispersive velocity scale depends on turbulent motions related to wind and traffic. Functional forms of empirical parameters are developed including the two types of turbulence mentioned above. The sensitivity of the SEUS results is analyzed in light of the input variables.

This model is tested with data from three urban canyons. Different statistical indicators show that there is good agreement between estimated and observed values. Estimations using SEUS with other model estimations are also compared.

*Key words: Urban atmospheric pollution, Street canyon, atmospheric air pollution models, ambient turbulence, traffic-produced turbulence.*

## **AGRADECIMIENTOS**

A Laura, mi directora, por haberme guiado, acompañado y ayudado en TODO momento. Siempre la recordaré con el mejor de los cariños.

A Pablo y Emma, los amores de mi vida. Al mejor de los compañeros que pude haber elegido, por levantarme cada día con todo el buen optimismo que tan bien me hace. A él por todos los días difíciles en los que estuvo dándome ánimo y fuerzas para seguir con este objetivo. A la hija más hermosa y feliz que pude haber tenido. A ella, no por ayudarme en la tesis claramente, si no por ser la mayor alegría de mi vida.

A mis papás y hermano, por estar conmigo en todo momento, alentándome, acompañándome y ayudándome incondicionalmente. Especialmente a mi papá, el sabe bien porque...

A mis amigos de la facu (Nati Z, Nati M, Car, Juan, Cris, Pablo, Nati H, Alpio) por bancarme, alentarme y acompañarme siempre dándome una mano, ayudando a que los momentos duros sean también un poco alegres.

A Inés Camilloni y Andrea Pineda, por aconsejarme, ayudarme y acompañarme siempre que las necesité a lo largo de esta larga carrera.

A la subcomisión de doctorado, a la comisión revisora y a todos los docentes que estuvieron presentes brindándome apoyo y ayudándome a sobrellevar y traspasar cada traba que se me ha presentado.

A mis amigos de la vida que me alegran el alma y que por suerte son tantos que no me alcanza una resma para nombrarlos uno por uno.

Al CONICET por financiar el desarrollo de mi carrera doctoral.

A la Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Avellaneda por brindarme lugar y material de trabajo.

Al Gobierno de la Ciudad y al SMN por la provisión de datos necesaria para el desarrollo de este trabajo.

***A mi ay***

## INDICE

|                                                                                            |            |
|--------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>1. INTRODUCCIÓN</b>                                                                     | I (1-6)    |
| <b>2. CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA URBANA</b>                                                 | II (1-33)  |
| <b>2.1. Contaminación del aire</b>                                                         | 1          |
| 2.1.1. Clasificación de los contaminantes atmosféricos                                     | 5          |
| 2.1.2. Fuentes de emisión de los contaminantes                                             | 5          |
| 2.1.3. Impactos de la contaminación del aire                                               | 8          |
| <b>2.2 Contaminación del aire urbano</b>                                                   | 11         |
| <b>2.3 Principales contaminantes presentes en las áreas urbanas</b>                        | 12         |
| 2.3.1 Monóxido de carbono (CO)                                                             | 12         |
| 2.3.2 Óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> )                                               | 13         |
| 2.3.3 Dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> )                                                 | 14         |
| 2.3.4 Material particulado en suspensión (PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> )           | 15         |
| 2.3.5 Ozono (O <sub>3</sub> )                                                              | 22         |
| 2.3.6 Compuestos orgánicos volátiles (COV)                                                 | 22         |
| <b>2.4 La calidad del aire en áreas urbanas</b>                                            | 23         |
| 2.4.1 Consideraciones generales                                                            | 23         |
| 2.4.2 Estudios de calidad del aire urbano realizados                                       | 24         |
| <b>3. DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN CAÑONES URBANOS</b>                                   | III (1-22) |
| <b>3.1 Cañones urbanos</b>                                                                 | 1          |
| <b>3.2 Circulación del aire dentro de un cañón urbano</b>                                  | 2          |
| <b>3.3 Dispersión de contaminantes en un cañón urbano</b>                                  | 5          |
| <b>3.4 Turbulencia inducida por el movimiento de los vehículos dentro del cañón urbano</b> | 11         |
| 3.4.1 Diferentes parametrizaciones para la turbulencia inducida por el tránsito (TPT)      | 12         |
| <b>4. MODELOS DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA APLICABLES EN CAÑONES URBANOS</b>                  | IV (1-26)  |
| 4.1. Introducción                                                                          | 1          |
| 4.2. El modelo STREET                                                                      | 2          |
| 4.3. El modelo CPBM                                                                        | 6          |
| 4.4. El modelo OSPM                                                                        | 10         |
| 4.5. El modelo AEOLIUSF                                                                    | 18         |
| 4.6. El modelo STREET BOX                                                                  | 20         |
| <b>5. EL MODELO SEUS (Semi-Empirical Urban Street Model)</b>                               | V (1-64)   |
| 5.1 Introducción                                                                           | 1          |
| 5.2 Hipótesis inicial del modelo propuesto                                                 | 4          |
| 5.3. Parámetros (a y b) incluidos en la velocidad dispersiva                               | 5          |

|                                                                                                                                             |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 5.3.1. Determinación de valores del parámetro “a”                                                                                           | 6         |
| 5.3.2. Determinación de valores del parámetro “b”                                                                                           | 7         |
| 5.3.3. Datos utilizados en la determinación de los parámetros a y b.                                                                        | 7         |
| 5.3.3.1. Göttinger Strasse (Hannover, Alemania)                                                                                             | 8         |
| 5.3.3.2. Schildhornstrasse (Berlín, Alemania)                                                                                               | 9         |
| 5.3.3.3. Jagtvej (Copenhague, Dinamarca).                                                                                                   | 10        |
| 5.3.3.4. Hornsgatan (Estocolmo, Suecia)                                                                                                     | 11        |
| 5.3.4. El parámetro $\theta$                                                                                                                | 12        |
| 5.3.5. Valores del parámetro a                                                                                                              | 15        |
| 5.3.5.1. Resultados para sotavento y paralelas ( $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ )                                                     | 15        |
| 5.3.5.1.1. Göttinger Strasse (Hannover)                                                                                                     | 15        |
| 5.3.5.1.2. Schildhornstrasse (Berlín)                                                                                                       | 17        |
| 5.3.5.1.3. Jagtvej (Copenhague).                                                                                                            | 19        |
| 5.3.5.1.4. Hornsgatan (Estocolmo)                                                                                                           | 21        |
| 5.3.5.1.5. Resultados para los cuatro cañones ( $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ )                                                      | 23        |
| 5.3.5.2. Resultados para barlovento ( $180^\circ < \theta < 360^\circ$ )                                                                    | 26        |
| 5.3.5.2.1. Göttinger Strasse (Hannover)                                                                                                     | 26        |
| 5.3.5.2.2. Schildhornstrasse (Berlín)                                                                                                       | 27        |
| 5.3.5.2.3. Jagtvej (Copenhague).                                                                                                            | 29        |
| 5.3.5.2.4. Hornsgatan (Estocolmo)                                                                                                           | 30        |
| 5.3.5.2.5. Resultados para los cuatro cañones ( $180^\circ < \theta < 360^\circ$ )                                                          | 31        |
| 5.3.5.3. Variación de a con $\theta$                                                                                                        | 32        |
| 5.3.6. Valores del parámetro b                                                                                                              | 34        |
| 5.3.6.1. Göttinger Strasse (Hannover)                                                                                                       | 35        |
| 5.3.6.2. Schildhornstrasse (Berlín)                                                                                                         | 39        |
| 5.3.6.3. Jagtvej (Copenhague).                                                                                                              | 42        |
| 5.3.6.4. Hornsgatan (Estocolmo)                                                                                                             | 45        |
| 5.3.6.5. Resultados para los cuatro cañones                                                                                                 | 48        |
| 5.3.6.6. Variación de b con $n_v$                                                                                                           | 49        |
| 5.3.7 Comparación de diferentes parametrizaciones de la turbulencia inducida por el tránsito automotor                                      | 51        |
| 5.3.7.1 Comparación gráfica                                                                                                                 | 51        |
| 5.3.7.2 Comparación mediante indicadores estadísticos                                                                                       | 54        |
| <b>5.4 El modelo SEUS y el viento ambiental</b>                                                                                             | <b>57</b> |
| <b>5.5 Esquema de procesos químicos en aire dentro de un cañón urbano a utilizar en la estimación de la concentración de NO<sub>2</sub></b> | <b>58</b> |

|                                                                                                                                                    |             |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| <b>6. EVALUACION DEL DESEMPEÑO DEL MODELO SEMI-EMPIRICAL URBAN STREET (SEUS)</b>                                                                   | VI (1-68)   |
| <b>6.1 Introducción</b>                                                                                                                            | 1           |
| <b>6.2 Exactitud de los cálculos</b>                                                                                                               | 2           |
| <b>6.3 Discusión adicional</b>                                                                                                                     | 5           |
| <b>6.4 Estimación teórica de la incertidumbre del modelo SEUS</b>                                                                                  | 6           |
| <b>6.5 Comparación de las concentraciones estimadas mediante el modelo SEUS con las observaciones</b>                                              | 8           |
| <i>6.5.1 Cañón Urbano en Stratford Road (Birmingham)</i>                                                                                           | 9           |
| <i>6.5.1.1 Óxidos de nitrógeno</i>                                                                                                                 | 9           |
| <i>6.5.1.2 Dióxido de nitrógeno</i>                                                                                                                | 16          |
| <i>6.5.2 Cañón urbano del Boulevard Andersen (Copenhague)</i>                                                                                      | 22          |
| <i>6.5.2.1 Óxidos de nitrógeno</i>                                                                                                                 | 23          |
| <i>6.5.2.2 Dióxido de nitrógeno</i>                                                                                                                | 28          |
| <i>6.5.3 Cañón urbano de la Av. Córdoba (Buenos Aires)</i>                                                                                         | 34          |
| <i>6.5.3.1 Óxidos de nitrógeno</i>                                                                                                                 | 35          |
| <i>6.5.3.2 Dióxido de nitrógeno</i>                                                                                                                | 40          |
| <i>6.5.3.3 Monóxido de carbono</i>                                                                                                                 | 45          |
| <b>6.6 Intercomparación entre los valores estimados por el modelo SEUS y otros modelos de dispersión atmosférica aplicables a cañones urbanos.</b> | 52          |
| <b>7. CONCLUSIONES</b>                                                                                                                             | VII (1-7)   |
| <b>REFERENCIAS</b>                                                                                                                                 | VIII (1-20) |
| <b>ANEXO A</b>                                                                                                                                     | A (1-4)     |
| <b>ANEXO B</b>                                                                                                                                     | B (1-4)     |

## INDICE DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |          |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| <b>Figura 2.1:</b> Contribución porcentual a la emisión de monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> ), material particulado (PM), dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> ) y compuestos orgánicos volátiles (COV) según el sector generador para el (Fuente: US.EPA, 2011)                                                                                                                                                                          | II - 7   |
| <b>Figura 2.2:</b> Emisiones porcentuales anuales estimadas de CO y NO <sub>x</sub> de distintas fuentes en el AMBA (Fuente: Venegas et al., 2011)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | II - 8   |
| <b>Figura 2.3:</b> Ilustración esquemática del material particulado y su comparación con un cabello humano (Fuente: EEA, 2013)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | II - 16  |
| <b>Figura 2.4a:</b> Exposición a la concentración en aire de PM <sub>10</sub> en 1600 áreas urbanas (2008-2013). (Fuente: WHO, 2014a)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | II - 18  |
| <b>Figura 2.4b:</b> Niveles de material particulado fino (igual o menor que 10 µm) en µg/m <sup>3</sup> . (Amr: América, Afr: África; Emr: Mediterráneo oriental, Sear: Sudeste Asiático, Wpr: Pacífico occidental; LMI: bajos-medianos ingresos; HI: altos ingresos. Los valores de PM10 son ponderados en poblaciones urbanas regionales. (Fuente: WHO, 2014b)                                                                                                      | II - 19  |
| <b>Figura 2.5:</b> Exposición al PM <sub>2.5</sub> en 1600 áreas urbanas (2008-2013), (Fuente: WHO 2014a)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | II - 20  |
| <b>Figura 2.6.</b> Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Buenos Aires                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | II - 32  |
| <b>Figura 3.1:</b> Esquema de flujos del aire en el interior de cañones urbanos con diferentes relaciones de aspecto: a) H/W<0.3; b) H/W=0.5 y c) H/W=1.0. (Fuente: Oke, 1988).                                                                                                                                                                                                                                                                                       | III - 3  |
| <b>Figura 3.2.</b> Esquema de la circulación del aire en el interior y las intersecciones de cañones urbanos.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | III - 4  |
| <b>Figura 3.3.</b> a) Imagen obtenida en un experimento realizado en un túnel de viento que muestra la inestabilidad del flujo del aire en el tope del cañón urbano; b) Detalle de la cortante del flujo del aire en la interfaz. (Fuente: Soulhac et al., 2013)                                                                                                                                                                                                      | III - 6  |
| <b>Figura 3.4:</b> Rosas de contaminación de CO (ppm) en la calle Gillygate, York, UK. Se indica la orientación del cañón urbano y la posición de las estaciones de monitoreo: a) del lado este de la calle y b) del lado oeste de la calle. Tanto los cuadrados como los círculos rellenos se refieren a mediciones a 3.5 m de altura, los cuadrados y círculos vacíos a mediciones a 7 m y 10 m respectivamente. (Fuente: Boddy et al., 2005).                      | III - 8  |
| <b>Figura 3.5:</b> Rosas de contaminación observada y estimada de NO <sub>2</sub> en un cañón urbano de Stratford Road, Birmingham, UK, conjuntamente con la rosa de viento. La recta negra resaltada indica la orientación del cañón urbano y la estrella señala la posición de la estación de monitoreo. (Fuente: Vardoulakis et al., 2011).                                                                                                                        | III - 8  |
| <b>Figura 3.6.</b> Variación de la concentración horaria de CO en el interior de un cañón urbano con la velocidad del viento (U), para dos flujos (N) de tránsito vehicular (veh/h), en condiciones de sotavento. (Fuente: Mazzeo et al., 2003). La línea roja punteada presenta el ajuste de los valores observados de concentración (C) en función de U, para U> 5 m/s. La línea roja continua representa la curva de ajuste de C vs U considerando todos los datos | III - 10 |
| <b>Figura 4.1.</b> Esquema del cañón urbano con la señalización de los parámetros considerados en el modelo STREET                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | IV - 3   |
| <b>Figura 4.2.</b> Sectores (90°) de la dirección del viento ambiental a considerar en la aplicación del modelo STREET para calcular la concentración de contaminantes en el receptor ▲ (vista en planta).                                                                                                                                                                                                                                                            | IV - 5   |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |         |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------|
| <b>Figura 4.3.</b> Esquema de los mecanismos principales del modelo de vórtice incluido en el modelo CPBM (extraído de Yamartino y Wiegand, 1986).                                                                                                                                                                                                                        | IV – 7  |
| <b>Figura 4.4.</b> Esquema de las contribuciones consideradas en el modelo OSPM                                                                                                                                                                                                                                                                                           | IV – 10 |
| <b>Figura 4.5:</b> Dirección del flujo del aire y zona de recirculación en el interior del cañón (vista en planta)                                                                                                                                                                                                                                                        | IV – 11 |
| <b>Figura 4.6.</b> Geometría de la zona de recirculación. Caso a) la zona de recirculación se encuentra dentro del cañón; Caso b) el edificio ubicado viento abajo intercepta la zona de recirculación.                                                                                                                                                                   | IV - 13 |
| <b>Figura 5.1.</b> Imágenes del cañón urbano de Gottinger Strasse (Hannover, Alemania) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★). La flecha amarilla señala la localización del monitor. (Imágenes: Google Earth).                                                                                                                                        | V - 8   |
| <b>Figura 5.2.</b> Imágenes del cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín, Alemania) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★). La flecha amarilla señala la localización del monitor (Imágenes: Google Earth).                                                                                                                                           | V - 9   |
| <b>Figura 5.3.</b> Imágenes del cañón urbano de Jagtvej (Copenhague, Dinamarca) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★) La flecha amarilla señala la localización del monitor. (Imágenes: Google Earth)                                                                                                                                                 | V – 10  |
| <b>Figura 5.4.</b> Imágenes del cañón de Hornsgatan (Estocolmo, Suecia) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★). La flecha amarilla señala la localización del monitor. (Imágenes: Google Earth)                                                                                                                                                        | V – 11  |
| <b>Figura 5.5.</b> Definición del parámetro $\theta$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | V – 13  |
| <b>Figura 5.6.</b> Valores de $\theta$ para diferentes configuraciones de cañones urbanos (los dos primeros con eje orientado este-oeste, los otros dos con eje norte-sur) y posiciones del receptor (★). En todos los casos, el valor inicial de $\theta = 0^\circ$ se encuentra a la derecha del receptor y se incrementa siguiendo el sentido de las agujas del reloj. | V – 14  |
| <b>Figura 5.7.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ y de CO en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover).                                                                                                                                                        | V – 17  |
| <b>Figura 5.8.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ y de CO en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín).                                                                                                                                                         | V – 19  |
| <b>Figura 5.9.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ y de CO en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague).                                                                                                                                                               | V – 21  |
| <b>Figura 5.10.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de Hornsgatan (Estocolmo).                                                                                                                                                                    | V – 22  |
| <b>Figura 5.11.</b> Valores de $a$ en condiciones de sotavento y paralelas correspondientes a los cuatro cañones urbanos considerados.                                                                                                                                                                                                                                    | V – 24  |
| <b>Figura 5.12.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ y de CO en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover).                                                                                                                                                                  | V – 27  |
| <b>Figura 5.13.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ y de CO en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín).                                                                                                                                                                   | V – 28  |
| <b>Figura 5.14.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ y de CO en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague).                                                                                                                                                                         | V – 30  |
| <b>Figura 5.15.</b> Valores del parámetro $a$ obtenidos a partir de las concentraciones de $\text{NO}_x$ en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano en Hornsgatan (Estocolmo).                                                                                                                                                                               | V – 31  |
| <b>Figura 5.16.</b> Valores del parámetro $a$ en condiciones de barlovento correspondientes a los cuatro cañones urbanos considerados.                                                                                                                                                                                                                                    | V – 32  |
| <b>Figura 5.17.</b> Variación de $a$ con $\theta$ .                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | V – 34  |
| <b>Figura 5.18.</b> Valores del parámetro $b$ para diferentes densidades del tráfico automotor obtenidos considerando las concentraciones de $\text{NO}_x$ y CO en aire en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover).                                                                                                                                                | V – 39  |

|                                                                                                                                                                                                                                              |         |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------|
| <b>Figura 5.19.</b> Valores del parámetro $b$ con la densidad del tráfico obtenidos considerando las concentraciones de $\text{NO}_x$ y $\text{CO}$ en aire en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín).                                | V – 42  |
| <b>Figura 5.20.</b> Valores del parámetro $b$ con la densidad del tráfico automotor obtenidos considerando las concentraciones de $\text{NO}_x$ y $\text{CO}$ en aire en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague).                            | V – 45  |
| <b>Figura 5.21.</b> Valores del parámetro $b$ para diferentes valores de densidad del tráfico automotor en el cañón urbano Hornsgatan (Estocolmo).                                                                                           | V – 47  |
| <b>Figura 5.22.</b> Variación de $b$ con la densidad del tráfico automotor, para los cuatro cañones urbanos considerados                                                                                                                     | V – 48  |
| <b>Figura 5.23.</b> Variación de $b$ con $\theta$ para diferentes intervalos de la densidad del tráfico automotor, obtenida a partir de los resultados procedentes de los cuatro cañones urbanos.                                            | V – 49  |
| <b>Figura 5.24.</b> Variación de $b$ con $n_v$                                                                                                                                                                                               | V – 51  |
| <b>Figura 5.25:</b> Gráficos de dispersión entre las concentraciones estimadas por los distintos casos de parametrización y las concentraciones observadas. a) $U \leq 2$ m/s, b) $U > 2$ m/s                                                | V – 53  |
| <b>Figura 5.26.</b> Variación de la concentración estimada con la dirección del viento para diferentes velocidades del viento ambiental ( $U$ ). El receptor está ubicado en el lado sur de un hipotético cañón urbano orientado Este-Oeste. | V – 58  |
| <b>Figura 6.1:</b> Esquema del cañón urbano de Stratford Road. El punto rojo representa la ubicación del monitor de calidad de aire.                                                                                                         | VI – 9  |
| <b>Figura 6.2:</b> Rosas de contaminación estimada y observada de $\text{NO}_x$ en cañón urbano de Stratford Road. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.                                                                | VI – 11 |
| <b>Figura 6.3:</b> Marcha de los valores medios horarios estimados y observados de concentraciones de $\text{NO}_x$ en Stratford Road.                                                                                                       | VI – 11 |
| <b>Figura 6.4</b> Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de $\text{NO}_x$ para los distintos casos de dirección de viento.                                           | VI – 12 |
| <b>Figura 6.5:</b> Dispersión entre los valores estimados y observados de concentración de $\text{NO}_x$ en aire para los casos en que $U > 2$ m/s (izquierda) y $U \leq 2$ m/s (derecha).                                                   | VI – 15 |
| <b>Figura 6.6:</b> Rosas de contaminación estimada y observada de $\text{NO}_2$ en aire en Stratford Road. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.                                                                        | VI – 17 |
| <b>Figura 6.7:</b> Marchas de los valores estimados y observados de la concentración media horaria de $\text{NO}_2$ en aire en el cañón urbano de Stratford Road                                                                             | VI – 18 |
| <b>Figura 6.8</b> Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de $\text{NO}_2$ para los distintos casos de dirección de viento.                                           | VI – 18 |
| <b>Figura 6.9:</b> dispersión entre los valores estimados y observados de concentración de $\text{NO}_2$ para los casos en que $U > 2$ m/s (izquierda) y $U \leq 2$ m/s (derecha).                                                           | VI – 20 |
| <b>Figura 6.10:</b> Esquema del cañón del Boulevard Andersen. El punto rojo representa la ubicación del monitor de calidad de aire.                                                                                                          | VI – 22 |
| <b>Figura 6.11:</b> Rosas de valores estimados y observados de contaminación de $\text{NO}_x$ en Boulevard Andersen. La línea negra resaltada señala la orientación del cañón.                                                               | VI – 23 |
| <b>Figura 6.12:</b> Marcha de los valores horarios medios estimados y observados de concentración de $\text{NO}_x$ en el Boulevard Andersen.                                                                                                 | VI – 24 |
| <b>Figura 6.13</b> Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de $\text{NO}_x$ para los distintos casos de dirección de viento.                                          | VI – 24 |
| <b>Figura 6.14:</b> dispersión de los valores de la concentración estimada y observada de $\text{NO}_x$ en aire para los casos en que $U > 2$ m/s (izquierda) y $U$                                                                          | VI – 27 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |         |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------|
| $\leq 2$ m/s (derecha).                                                                                                                                                                                                                                                                            |         |
| <b>Figura 6.15:</b> Rosas de valores estimados y observados de contaminación de NO <sub>2</sub> en aire en Boulevard Andersen. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón                                                                                                           | VI – 29 |
| <b>Figura 6.16:</b> Marchas de valores estimados y observados de concentración de NO <sub>2</sub> en aire en el cañón urbano de Boulevard Andersen.                                                                                                                                                | VI – 30 |
| <b>Figura 6.17</b> Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de NO <sub>2</sub> para los distintos casos de dirección de viento.                                                                                              | VI – 31 |
| <b>Figura 6.18:</b> dispersión entre los valores estimados y observados de la concentración de NO <sub>2</sub> en aire en el cañón urbano de Boulevard Andersen para los casos en que $U > 2$ m/s (izquierda) y $U \leq 2$ m/s (derecha).                                                          | VI – 33 |
| <b>Figura 6.19:</b> Esquema del cañón urbano de la Av. Córdoba. El punto rojo señala la ubicación del muestreador.                                                                                                                                                                                 | VI – 34 |
| <b>Figura 6.20:</b> Rosas de contaminación estimada y observadas de concentración de NO <sub>x</sub> en aire en el cañón urbanos de la Av. Córdoba. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.                                                                                     | VI – 35 |
| <b>Figura 6.21:</b> Marchas de los valores horarios medios estimados y observados la concentración de NO <sub>x</sub> en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba.                                                                                                                                | VI – 36 |
| <b>Figura 6.22</b> Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de NO <sub>x</sub> para los distintos casos de dirección de viento.                                                                                              | VI – 37 |
| <b>Figura 6.23:</b> dispersión entre los valores estimados y observados de la concentración de NO <sub>x</sub> en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba para los casos en que $U > 2$ m/s (izquierda) y para $U \leq 2$ m/s (derecha).                                                         | VI – 39 |
| <b>Figura 6.24:</b> Rosas de los valores estimados y observados de concentración de NO <sub>2</sub> en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón urbano.                                                                                | VI – 41 |
| <b>Figura 6.25:</b> Marchas de la concentración media horaria estimada y observada de concentración de NO <sub>2</sub> en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba                                                                                                                                | VI – 41 |
| <b>Figura 6.26</b> Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de NO <sub>2</sub> para los distintos casos de dirección de viento.                                                                                              | VI – 42 |
| <b>Figura 6.27:</b> dispersión de los valores estimados y observados de concentración de NO <sub>2</sub> en aire en el cañón urbano para $U > 2$ m/s (izquierda) y $U \leq 2$ m/s (derecha).                                                                                                       | VI – 44 |
| <b>Figura 6.28:</b> Rosa de concentración de CO en la Av. Córdoba. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.                                                                                                                                                                      | VI – 46 |
| <b>Figura 6.29:</b> Marcha de concentración de CO en la Av. Córdoba                                                                                                                                                                                                                                | VI – 46 |
| <b>Figura 6.30:</b> Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de CO para los distintos casos de dirección de viento.                                                                                                          | VI – 47 |
| <b>Figura 6.31:</b> dispersión de concentración de CO para los casos en que $U > 2$ m/s (izquierda) y para $U \leq 2$ m/s (derecha).                                                                                                                                                               | VI – 49 |
| <b>Figura 6.32:</b> gráfico de dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los datos observados y estimados de concentraciones de NO <sub>x</sub> para todas las direcciones y para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS. | VI – 52 |
| <b>Figura 6.33:</b> gráfico de dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los datos observados y estimados de concentraciones de NO <sub>x</sub> para situaciones de sotavento y para los distintos modelos. La línea roja representa la                                             | VI – 54 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |                                                                                                          |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>distribución de concentración del modelo SEUS.</p> <p><b>Figura 6.34:</b> izquierda) dispersión entre los datos observados y estimados de concentración de NO<sub>x</sub>. derecha) gráfico cuantil-cuantil de las concentraciones en situación de barlovento para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS.</p> <p><b>Figura 6.35:</b> gráfico de dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los datos observados y estimados de concentraciones de NO<sub>x</sub> para los casos en que la dirección del viento es paralelo al eje de la calle y para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS.</p> <p><b>Figura 6.36:</b> indicadores estadísticos que permiten la interpretación de la comparación entre los modelos para las distintas condiciones de viento: desvío medio; error cuadrático medio normalizado; error fraccional medio; factor 2.</p> <p><b>Figura 6.37:</b> dispersión de concentración estimada y observada de NO<sub>x</sub> en Av. Córdoba para los casos en que <math>U &gt; 2</math> m/s (izq.) y para los casos en que <math>U \leq 2</math> m/s (der.) para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS.</p> <p><b>Figura 6.38:</b> indicadores estadísticos que permiten la interpretación de la comparación entre los modelos para los distintos rangos de velocidades de viento: desvío medio; error cuadrático medio normalizado; error fraccional medio; factor 2.</p> <p><b>Figura 6.39:</b> Rosa de contaminación de NO<sub>x</sub> en la Av. Córdoba para los modelos: STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX, SEUS. La línea negra gruesa representa la rosa de contaminación de los datos observados. La línea negra punteada representa la orientación del cañón.</p> <p><b>Figura 6.40:</b> Marcha de concentración de NO<sub>x</sub> en la Av. Córdoba para los modelos: STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX, SEUS. La línea negra representa la marcha observada.</p> | <p>VI – 56</p> <p>VI – 58</p> <p>VI – 60</p> <p>VI – 62</p> <p>VI – 64</p> <p>VI – 66</p> <p>VI – 67</p> |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|

## ÍNDICE DE TABLAS

|                                                                                                                                                                                                                                                                                               |         |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------|
| <b>Tabla 4.1</b> Ejemplo de aplicaciones del modelo OSPM en diferentes ciudades (BNZ: benceno; $t$ : tiempo de promedio; 1-s: 1 semana)                                                                                                                                                       | IV - 15 |
| <b>Tabla 5.1.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ y CO en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover). (N: cantidad de casos)   | V - 16  |
| <b>Tabla 5.2.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ y CO en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín). (N: cantidad de casos)    | V – 18  |
| <b>Tabla 5.3.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ y CO en aire en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague). (N: cantidad de casos)  | V – 20  |
| <b>Tabla 5.4.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ en aire en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de Hornsgatan (Estocolmo). (N: cantidad de casos)     | V - 22  |
| <b>Tabla 5.5.</b> Valor medio de $a$ y su error relativo porcentual medio $\varepsilon(\%)$ correspondiente a cada $\theta$ , para los cuatro cañones urbanos considerados en el análisis.                                                                                                    | V – 24  |
| <b>Tabla 5.6.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ y CO en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover). (N: cantidad de casos)      | V – 26  |
| <b>Tabla 5.7.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ y CO en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín). (N: cantidad de casos)       | V – 27  |
| <b>Tabla 5.8.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ y CO en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague). (N: cantidad de casos)             | V – 29  |
| <b>Tabla 5.9.</b> Valores del parámetro $a$ y de su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ estimados a partir de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de Hornsgatan (Estocolmo). (N: cantidad de casos)                | V – 30  |
| <b>Tabla 5.10.</b> Valor medio de $a$ y su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ correspondiente a cada $\theta$ , para los cuatro cañones urbanos considerados en el análisis.                                                                                                         | V – 32  |
| <b>Tabla 5.11.</b> Valores medios de $a$ y su error relativo porcentual $\varepsilon(\%)$ correspondiente a cada $\theta$ .                                                                                                                                                                   | V – 33  |
| <b>Tabla 5.12.</b> Valores del parámetro $b$ y del error relativo porcentual $[\varepsilon(\%)]$ obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de $\text{NO}_x$ y CO en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover). (V: | V – 36  |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |         |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------|
| <p>velocidad media del tránsito vehicular; <math>N_v</math>: número medio del flujo de tránsito; <math>N</math>: número de casos; <math>n_v</math>: densidad del tráfico (<math>=N_v/V</math>)).</p> <p><b>Tabla 5.13.</b> Valores del parámetro <math>b</math> y sus errores relativos porcentuales <math>[\varepsilon(\%)]</math> obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de <math>NO_x</math> y CO en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín). (<math>V</math>: velocidad media del tránsito vehicular; <math>N_v</math>: número medio del flujo de tránsito; <math>N</math>: número de casos; <math>n_v</math>: densidad del tráfico (<math>=N_v/V</math>))</p> | V – 40  |
| <p><b>Tabla 5.14.</b> Valores del parámetro <math>b</math> y del error relativo porcentual <math>[\varepsilon(\%)]</math> obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de <math>NO_x</math> y CO en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague). (<math>V</math>: velocidad media del tránsito vehicular; <math>N_v</math>: número medio del flujo de tránsito; <math>N</math>: número de casos; <math>n_v</math>: densidad del tráfico (<math>=N_v/V</math>))</p>                                                                                                                                                                                                                 | V – 42  |
| <p><b>Tabla 5.15.</b> Valores del parámetro <math>b</math> y sus errores relativos porcentuales <math>[\varepsilon(\%)]</math> obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de <math>NO_x</math> en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de Hornsgatan. (<math>V</math>: velocidad media del tránsito vehicular; <math>N_v</math>: número medio del flujo de tránsito; <math>N</math>: número de casos; <math>n_v</math>: densidad del tráfico automotor (<math>=N_v/V</math>))</p>                                                                                                                                                                                                                 | V – 45  |
| <p><b>Tabla 5.16.</b> Valores de <math>b</math> (mínimo, máximo y medio) correspondientes a diferentes rangos de densidades del tráfico automotor, <math>n_v</math>: valor representativo para cada intervalo de densidad vehicular.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | V – 50  |
| <p><b>Tabla 5.17:</b> Indicadores estadísticos para la comparación entre las concentraciones observadas y estimadas.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | V – 56  |
| <p><b>Tabla 6.1.</b> Variación del factor de proporcionalidad <math>K</math> correspondiente a cada parámetro incluido en la ecuación (6.1), para diferentes intervalos de <math>\theta</math>.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | VI – 7  |
| <p><b>Tabla 6.2:</b> Valores de los indicadores estadísticos (Chang y Hanna, 2004) para la evaluación de los valores estimados por el modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | VI – 14 |
| <p><b>Tabla 6.3:</b> Indicadores estadísticos de evaluación de los valores estimados por el modelo SEUS para los casos en que <math>U &gt; 2</math> m/s, <math>U \leq 2</math> m/s y para todos los casos.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | VI – 16 |
| <p><b>Tabla 6.4:</b> Indicadores de evaluación estadística de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | VI – 19 |
| <p><b>Tabla 6.5:</b> Indicadores estadísticos de evaluación de la performance del modelo SEUS cuando <math>U &gt; 2</math> m/s, <math>U \leq 2</math> m/s y todas las velocidades de viento.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | VI – 21 |
| <p><b>Tabla 6.6:</b> Indicadores estadísticos de evaluación de los resultados obtenidos por el modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | VI – 26 |
| <p><b>Tabla 6.7:</b> Indicadores estadísticos de evaluación del modelo</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |         |

|                                                                                                                                                                                                                        |         |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------|
| SEUS para los casos en que $U > 2$ m/s, $U \leq 2$ m/s y todas las velocidades de viento.                                                                                                                              | VI – 27 |
| <b>Tabla 6.8:</b> Indicadores estadísticos de evaluación de las concentraciones estimadas del modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento.                                                            | VI – 32 |
| <b>Tabla 6.9:</b> Indicadores estadísticos de la evaluación del modelo SEUS para los casos en que $U > 2$ m/s, $U \leq 2$ m/s y para todas las velocidades de viento.                                                  | VI – 33 |
| <b>Tabla 6.10:</b> Indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para las concentraciones de $\text{NO}_x$ en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba para distintos casos de direcciones de viento.        | VI – 38 |
| <b>Tabla 6.11:</b> Valores de los Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para los casos en que $U > 2$ m/s, $U \leq 2$ m/s y para la totalidad de los casos.          | VI – 40 |
| <b>Tabla 6.12:</b> Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para distintos casos de dirección del viento.                                                               | VI – 43 |
| <b>Tabla 6.13:</b> Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones del modelo SEUS para los casos en que $U > 2$ m/s, $U \leq 2$ m/s y para todas las velocidades de viento.                                | VI – 45 |
| <b>Tabla 6.14:</b> Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para distintos casos de dirección del viento                                                                | VI – 48 |
| <b>Tabla 6.15:</b> Indicadores estadísticos de los resultados obtenidos por el modelo SEUS para los casos en que el viento ambiental es menor o igual que 2 m/s, en los que es mayor y para todos los casos.           | VI – 50 |
| <b>Tabla 6.16:</b> Evaluación estadística de los resultados de los 4 modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para el caso de todas las direcciones de viento. Número de casos $N=4353$ .                          | VI – 54 |
| <b>Tabla 6.17:</b> Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos de situaciones de sotavento. Número de casos $N=1234$ .                          | VI – 56 |
| <b>Tabla 6.18:</b> Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos de situaciones de barlovento. Número de casos $N=1725$ .                         | VI – 58 |
| <b>Tabla 6.19:</b> Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos en que el viento es paralelo a la calle. Número de casos $N=1394$ .              | VI – 60 |
| <b>Tabla 6.20:</b> Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos en que el viento es mayor o igual a 2 m/s, menor a 2 m/s y para todos los casos. | VI – 64 |

### **1. INTRODUCCIÓN**

La contaminación del aire no es un fenómeno nuevo. En la Edad Media, el humo procedente de la quema de carbón fue considerado un problema muy serio. Al respecto, en 1307, el Rey de Inglaterra Edward I prohibió el uso del carbón en los hornos de cal que funcionaban en la ciudad de Londres. Más recientemente, aunque de ello hace algunas décadas, se presentaron varios episodios destacados de contaminación del aire, los que provocaron enfocar la atención en la necesidad de controlar la calidad del aire que respira la población. En EE.UU., el episodio más alarmante (Mazzeo, 1992; Valero, 2008) ocurrió durante cuatro días del año 1948, en Donora (Pensilvania), cuando 20 muertos y al menos 6000 personas afectadas fueron atribuidos a la contaminación del aire. En 1948, Donora tenía una población de sólo 14000 personas. Debido a esa tragedia ambiental, el índice de mortalidad per cápita fue el más alto registrado en un episodio de contaminación atmosférica. El desastre industrial de Bhopal (Lapierre y Moro, 2001), ocurrido en 1984 en la región de Bhopal (India), se originó como consecuencia de una fuga de isocianato de metilo en una fábrica de pesticidas. Se estima que entre 6000 y 8000 personas murieron en la primera semana luego del escape tóxico y al menos otras 12000 fallecieron posteriormente como consecuencia directa de la catástrofe, que afectó a más de 600000 personas, 150000 de las cuales sufrieron graves secuelas.

El más agudo de los episodios urbanos de contaminación atmosférica ocurrió en 1952 en Londres. Casi una semana de diciembre de intensa niebla, humo y altos niveles de contaminación produjeron 4000 muertes en exceso, que fueron atribuidas directamente a la exposición a los contaminantes (material particulado y dióxido de azufre).

Actualmente, la población mundial es superior a 7300 millones de personas, y la urbana llega a alrededor de 3800 millones. Se espera que la cantidad de habitantes urbanos aumente un ritmo del 2% anual durante las próximas décadas. Se proyecta que la población mundial alcance 8.1 billones en 2030, con casi todo ese crecimiento (cerca de 4900 millones de personas) concentrado en áreas urbanas. Esta aglomeración de personas y sus

## Introducción

actividades generan consecuencias en las escalas urbana, regional, continental y global.

Como contrapartida, las ciudades son centros de crecimiento económico, educativo, avance tecnológico y cultural, y ofrecen oportunidades con el objetivo de que el crecimiento poblacional se efectúe en forma sustentable.

La formulación e implementación de estrategias de manejo integral efectivo de la calidad del aire son cruciales para enfrentar el desafío de proteger la salud de la población y su bienestar, así como preservar los ecosistemas. Algunas de las actuales estrategias tecnológicas efectivas de reducción de emisiones de contaminantes a la atmósfera se encuentran disponibles para aplicar en la mayoría de las fuentes emisoras.

En la atmósfera de las grandes ciudades, frecuentemente, se presentan altas concentraciones de contaminantes. La contaminación del aire urbano, generalmente, se incrementa constantemente, principalmente, debido al incremento del parque automotor. Una prioridad para determinar la magnitud del problema es implementar, poner en funcionamiento y mantener redes urbanas de monitoreo de calidad de aire. Sin embargo, las mediciones realizadas por monitores son puntuales, no pudiendo conocerse los niveles de contaminación existentes entre los mismos.

Mediciones atmosféricas más extensivas, conjuntamente con el modelado de la calidad de aire urbano, podrían definir estrategias óptimas de control de emisiones. Los encargados de establecer políticas ambientales deberían utilizar esta información para balancear los beneficios sociales y económicos de las mejoras en la salud de la población y los costos del control de las emisiones. En la práctica, debido a grandes incertidumbres en los valores de contaminación del aire y en sus efectos en la salud, las mediciones y los modelos de dispersión atmosférica pueden ser utilizados para ayudar al establecimiento de prioridades en el control de diferentes fuentes de emisión de contaminantes primarios para cumplir con distintas metas de mejoría en la calidad del aire.

## Introducción

La contaminación del aire urbano depende de la competencia entre los procesos de emisión, que contribuyen a aumentar las concentraciones de contaminantes y los procesos atmosféricos de transporte, dispersión, transformación química de contaminantes y deposición que reducen y/o remueven la contaminación. El impacto que causa en los niveles de contaminación la dispersión y la remoción depende, entre otros factores, de las condiciones meteorológicas locales.

Las concentraciones de contaminantes en el aire ambiental urbano son el resultado de las emisiones locales, así como también de las contribuciones aportadas por las fuentes más cercanas. Por otro lado, la dimensión de las ciudades y la intensidad de emisión de las fuentes, también, influyen sobre la contribución local.

La geometría urbana raramente es uniforme y regular. Debido a ello, la escala de estudio de la contaminación urbana adquiere importancia. En la escala local, el flujo del aire está influido por pequeñas variaciones en la morfología de los edificios y resulta muy dificultoso estimar adecuadamente las concentraciones de contaminantes en el aire. Por ejemplo, el concepto de cañón urbano, o arteria flanqueada por edificios a ambos lados de la calle, puede ser definido y reconocido como la unidad estándar de la escala local en los estudios urbanos para perspectivas de mediciones o de modelado de la calidad de aire.

Cuando el viento tiene dirección perpendicular o casi perpendicular a la calle del cañón urbano se puede desarrollar en el interior del cañón un flujo de aire en forma de espiral o helicoidal. El aire cruza perpendicularmente la calle del cañón urbano, e impacta en la pared del lado opuesto (barlovento) que induce el movimiento descendente del mismo. Luego, se transporta horizontalmente cerca del fondo del cañón y es forzado a ascender rozando la otra pared (sotavento). De esta manera, en determinadas condiciones, se desarrolla un vórtice en el aire interior del cañón. Como consecuencia de este flujo de aire y de las emisiones de contaminantes procedentes de los automotores que circulan por la calle se incrementa (puede ser hasta varias veces mayor) la concentración de contaminantes en el aire en la zona de sotavento. En estas

condiciones, la variación espacial de la concentración de contaminantes en aire en la calle dependerá de la ausencia o presencia de ese vórtice.

La concentración de contaminantes en aire en los cañones urbanos puede ser considerada que está conformada por la adición de dos aportes: uno que es consecuencia de las emisiones provenientes del tránsito automotor local en la calle del cañón, y otro, correspondiente a la contaminación de fondo urbana que corresponde a los contaminantes que circulan en el aire dentro de la canopia urbana e ingresan al cañón desde una altura cercana al nivel de los techos de los edificios.

Algunos modelos de dispersión atmosférica se desarrollaron para ser aplicados en cañones urbanos. Estos modelos pueden ser utilizados en el ordenamiento del tránsito automotor, planificación urbana, interpretación de los datos de monitoreo de calidad de aire, pronóstico de la contaminación del aire, exposición de la población a los contaminantes (Ganguly y Broderik, 2010; Holmes y Morawska, 2006; Jensen et al, 2009; Kukkonen et al, 2003; Vardoulakis et al, 2003). Los modelos de calidad del aire aplicables a cañones urbanos pueden ser agrupados en dos categorías importantes: paramétricos y numéricos. Dentro del primer grupo, la aplicación de técnicas matemáticas requiere de la formulación de parametrizaciones simples. Entre los modelos paramétricos se encuentran: STREET (Johnson et al., 1973) y STREET-BOX (Mensink y Lewycky, 2001), o más desarrollados como los modelos de Cañón Pluma-Caja (CPBM) (Yamartino y Wiegand, 1986), Assessing the Environment Of Locations In Urban Streets (AEOLIUS) (Buckland y Middleton, 1999), OSPM (The Danish Operational Street Pollution) (Berkowicz, 2000; Berkowicz et al., 2008) y Semi-Empirical Parameterized Street Canyon (SEP-SCAM) (Papathanassiou et al., 2008). En el segundo grupo de modelos, las aproximaciones numéricas incluyen técnicas tales como la dinámica de fluido computacional (CFD) (Eichhorn, 1996; Stern y Yamartino, 2001; Murena et al., 2009; Parra et al., 2010; Schatzmann y Leitl, 2011; Solazzo et al., 2011) y simulaciones de grandes torbellinos (LES) (Zhang et al., 2011; Li et al., 2012; Moonen et al., 2013). Dentro de este grupo, los modelos más simples requieren menor cantidad de información de entrada y recursos computacionales que los que utilizan técnicas de simulación más avanzadas. De todos modos, éstos no

## Introducción

consideran ciertas características, tales como los procesos de dispersión relacionados con la configuración de los edificios en las intersecciones urbanas, la forma de los techos de los edificios, etc. Sin embargo, los modelos numéricos generan salidas adicionales detalladas como características del flujo y la turbulencia y pueden ser utilizados para estudiar la estructura del flujo del aire dentro cañones urbanos.

Operativamente, se aplican los modelos paramétricos, mientras que los numéricos, actualmente, son utilizados en investigación, principalmente del flujo de aire en cañones urbanos.

La motivación principal de este trabajo de tesis doctoral es introducir, deducir y evaluar un modelo operacional de dispersión de contaminantes en cañones urbanos denominado Semi-Empirical Urban Street (SEUS), que incluye nuevas parametrizaciones de las turbulencias relacionadas con a) el viento y b) generada por el movimiento de los vehículos en el aire. Se presenta la aplicación del análisis dimensional, no encontrado en la literatura especializada consultadas, para obtener la ecuación fundamental de la concentración local de contaminantes en aire en cañones urbanos. Esta concentración depende, entre otros parámetros, de la escala de velocidad dispersiva, que es función de la turbulencia natural del aire y de la turbulencia inducida por el movimiento de los vehículos en el aire dentro de los cañones urbanos. En este trabajo de tesis, también, se obtienen formas funcionales del parámetro adimensional relacionado con la turbulencia natural del aire en función de la dirección del viento y de otro parámetro adimensional vinculado con la turbulencia del aire generada por el movimiento de los vehículos con la densidad del tránsito automotor. Esta forma del modelo de dispersión de contaminantes aplicable a cañones urbanos puede ser utilizado para evaluar la concentración de contaminantes inertes en aire.

También, se presenta la incorporación de un esquema de reacciones químicas para su aplicación a la estimación de la concentración en aire de dióxido de nitrógeno.

## Introducción

Adicionalmente, se analiza la sensibilidad de los resultados del modelo a variaciones de las variables de entrada mediante la aplicación de la metodología de propagación de errores.

La evaluación del modelo se efectúa con datos observados en cañones urbanos en las siguientes arterias: Stratford Road (Birmingham, Inglaterra), Boulevard Andersen (Copenhague, Dinamarca) y avenida Córdoba (Buenos Aires, Argentina). También, se realiza una comparación de las estimaciones obtenidas con SEUS con las de distintos modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET-BOX).

Este modelo puede ser aplicado a cañones urbanos con diferentes configuraciones geométricas utilizando información del tránsito automotor, datos meteorológicos y datos de contaminación de fondo urbano.

## **2. CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA URBANA**

### **2.1. Contaminación del aire**

El crecimiento de la población y el avance de la ciencia y de la técnica condujeron al uso cada vez más generalizado de nuevas tecnologías, generando de este modo un deterioro paulatino y creciente del ambiente. El primer cambio significativo que incidió en forma notable sobre la calidad del aire se presentó en el siglo XII cuando se sustituyó la madera por el carbón como elemento combustible para la calefacción residencial y la cocción de los alimentos. Sin embargo, mientras las poblaciones eran pequeñas y su tecnología sencilla, el impacto de la vida humana sobre el ambiente fue mínimo y/o simplemente local. Al ir creciendo aún más la población, y perfeccionando y/o desarrollando la tecnología, los problemas ambientales se hicieron más significativos. El rápido avance tecnológico que comenzó una vez finalizada la Edad Media condujo a la primera Revolución Industrial, y ésta a la industrialización concentrada que comenzó a fines del siglo XVIII y que trajo aparejado el uso y la explotación masiva de combustibles fósiles. Esto produjo una revolución en la extensión y la intensidad de las emisiones, y en la variedad de contaminantes dispersados en la atmósfera.

El uso del carbón para abastecer de combustible al masivo aumento de la producción industrial, particularmente de hierro y más tarde de acero, fue el pilar sobre el que se basó la primera revolución industrial. La combustión del carbón genera humo, partículas y dióxido de azufre, y la fundición de metales, junto con el resto de los primeros procesos industriales, particularmente la fabricación de productos químicos, grandes cantidades de diversos gases y residuos perjudiciales para el ambiente. Durante el siglo XIX, el consumo mundial de carbón y de hierro se multiplicó, y debido a la falta de control de las emisiones de contaminantes a la atmósfera se produjo desafortunada e inevitablemente, un gran aumento de la contaminación ambiental en general y atmosférica en particular.

Otro origen importante de la contaminación atmosférica que ha aumentado desde la Segunda Guerra Mundial, fue debido al uso cada vez más extendido del motor de combustión interna para la impulsión, tanto de maquinaria como de vehículos utilizados en el transporte de materiales y de la población. Esta tecnología se ha difundido en todo el mundo (aunque la mayor parte de la contaminación se genera en los países industrializados) ha encontrado múltiples aplicaciones. Pero, con pocos controles o políticas nacionales que regulen su uso o la generación de gases residuales con el objeto de proteger el medio ambiente. Los procesos descontrolados generadores de contaminantes atmosféricos continuaron al menos hasta épocas recientes cuando, en los años '70 se comenzó a tomar conciencia del daño que se estaba causando al hábitat humano y ecosistemas.

Los motores de combustión interna producen diversos contaminantes: dióxido de carbono, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, entre otros. Una vez emitidos a la atmósfera generan diferentes formas de contaminación del aire, entre las que se incluyen algunos tipos de peróxidos y ozono. En combinación, estos gases de escape reaccionan con la luz solar para crear niebla fotoquímica, que se presenta en la actualidad en varias ciudades del mundo.

A los contaminantes propios generados por la combustión, se agregaron otros contaminantes producidos por aditivos adicionados a los combustibles para mejorar el rendimiento. En especial, y por su importancia en relación a su contribución a la contaminación del aire, puede mencionarse el plomo. Hacia los '20, se empezaron a fabricar motores con mayor compresión, y para que funcionaran correctamente se requería un combustible con mayor octanaje. Dado que añadir tetraetilo de plomo como aditivo del combustible produce el mismo efecto que mejorar las técnicas de refinado, se empezó a utilizarlo, ya que resultaba más simple de obtener y más económico. Por ejemplo, entre 1946 y 1968, la cantidad de plomo usado por kilómetro en EE.UU aumentó el 80%, a medida que se introdujeron motores más potentes y de mayor compresión (Sarlingo, 1998).

El fenómeno de la contaminación desde el punto de vista geográfico se ha extendido desde una escala local o circunscripta al entorno inmediato de

plantas industriales y ciudades, a tener un carácter transnacional, debido a que la dispersión atmosférica de contaminantes posibilitó que se propagasen hasta las más remotas regiones del planeta. En escala temporal, el rango de cobertura se extiende desde varias décadas para los problemas de salud y de daño de materiales regionales, a las consecuencias globales que pueden cambiar las condiciones de vida para el hombre y la naturaleza en las próximas décadas. La modificación de estas circunstancias en beneficio de la conservación de la vida que se conoce, requiere de una comprensión acabada del fenómeno que permita establecer bases adecuadas para la neutralización del problema.

El estudio de la contaminación atmosférica ha sido motivo de una gran variedad de estudios y análisis en todo el mundo industrializado y en desarrollo, cubriéndose aspectos relacionados, tales como la incidencia de diferentes actividades generadoras de contaminantes, las relaciones de la contaminación con niveles de desarrollo y de ingresos, la concentración y dispersión de contaminantes, etc. En particular, se investigó el desarrollo y validación de herramientas específicas destinadas al estudio de estos fenómenos, como el modelado de la dispersión atmosférica de contaminantes en relación a parámetros meteorológicos y urbanos. Desafortunadamente, la sociedad ha tomado conciencia recientemente de las serias consecuencias de la contaminación ambiental, y dada la complejidad de los estudios y el tiempo que demanda la obtención de series de datos de calidad de aire adecuados, no todos los países están en condiciones de elaborar bases de datos suficientemente completas que permitan determinar valores estadísticos confiables. Por otra parte, muchas veces los datos son relevados en pocas estaciones de monitoreo, siendo por lo tanto, válidos sólo localmente, o provienen de estimaciones hechas en base a inventarios poco confiables, por lo que se deben tener muchas precauciones al comparar datos de diferentes orígenes. En particular los organismos internacionales como OMS (Organización Mundial de la Salud), AEE (Agencia Ambiental Europea) o US.EPA (Agencia de Protección Ambiental de EE.UU) entre otros, han desarrollado bases de datos con series temporales suficientemente largas y con una importante cobertura geográfica que permiten obtener valores

confiables para el cálculo de tendencias, valores de concentraciones de distintos contaminantes, etc.

Puesto que las ciudades son, por su naturaleza, concentraciones de seres humanos, materiales y actividades, exhiben los valores más altos de contaminación atmosférica y, por lo tanto, es en ellas donde mayor es el impacto de la contaminación, y por ser éstas la puerta de salida para la transformación del medio ambiente antes señalada, son motivo de estudios que revisten especial interés. Debido a su conformación geométrica y a las características del tránsito automotor, se producen fenómenos de concentración y transporte complejos, que requieren el desarrollo de herramientas especiales para caracterizar el comportamiento de los contaminantes en cuanto a su concentración en la atmósfera.

Dado que la atmósfera es un sistema muy complejo en el cual suceden simultáneamente muchos procesos físicos y químicos, el modelado de la dispersión atmosférica permite establecer el marco de referencia necesario para integrar la comprensión alcanzada de los procesos atmosféricos individuales (química, transporte, remoción, etc.) y estudiar sus interacciones. Este modelado, básicamente permite estimar la concentración de un contaminante en aire en un punto receptor mediante cálculos realizados a partir de la información disponible sobre la fuente o fuentes de emisión, sobre las condiciones meteorológicas y sobre las características de la superficie. La combinación de las últimas técnicas de medición científica con las últimas técnicas de modelado constituye así la mejor aproximación para avanzar realmente en la comprensión del medio atmosférico. Algunos ejemplos de modelos de dispersión atmosférica a escala urbana desarrollados durante las últimas décadas son el modelo UAM (Morris y Myers, 1990), el modelo DAUMOD (Mazzeo y Venegas, 1991, 2010; Venegas et al., 2011); el modelo Danish OML (Olesen, 1995), el modelo urbano UK-ADMS (Carruthers et al., 1994; CERC, 2003; McHugh et al., 1997) y el modelo UDM-FMI (Karppinen et al., 2000).

Se entiende por contaminación atmosférica la introducción directa o indirecta mediante la actividad humana de sustancias o energías en la atmósfera, que

puedan tener efectos perjudiciales para la salud humana o calidad del ambiente, o que puedan causar daños a los bienes materiales o deteriorar o perjudicar el disfrute u otras utilizaciones legítimas del ambiente (Ley 1356/LCABA/04, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 2004).

La extensión espacial del transporte y la dispersión de los contaminantes en la atmósfera pueden ser de gran escala, regional, urbana o local. El tiempo que un contaminante tarda en dispersarse varía dependiendo de la escala espacial considerada. Para la gran escala, este tiempo es de semanas a meses, para la escala regional el tiempo es de días, en la escala urbana varía de horas a días y en la microescala se trata de minutos.

### *2.1.1 Clasificación de los contaminantes atmosféricos*

Los contaminantes pueden clasificarse en primarios o secundarios. Los primarios son los emitidos directamente por las fuentes y los secundarios son generados por reacciones químicas que ocurren en la atmósfera a partir de los primarios. La concentración de contaminantes en el aire depende del tipo de contaminante, la emisión de contaminantes, la formación de contaminantes secundarios, las características atmosféricas y los factores topográficos.

### *2.1.2 Fuentes de emisión de los contaminantes*

Las fuentes de emisión de contaminantes del aire se pueden dividir en dos tipos: fuentes naturales y fuentes antropogénicas.

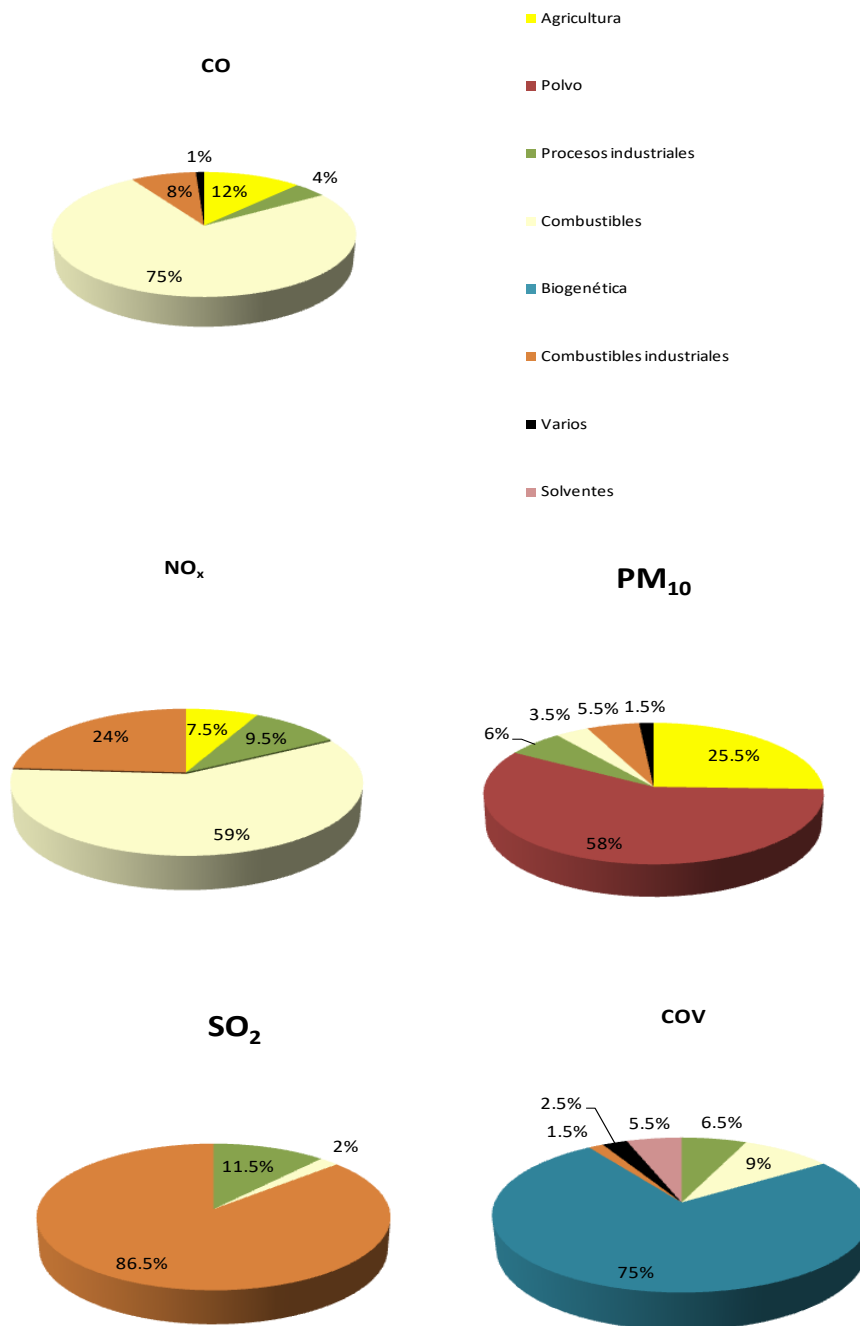
Entre las fuentes naturales se encuentran los incendios forestales, erupciones volcánicas, fermentaciones anaeróbicas, procesos biológicos de la vegetación y polvo del suelo levantado por el viento.

Las fuentes antropogénicas de emisión pueden ser fijas o móviles. Entre las primeras se encuentran, por ejemplo, las centrales térmicas de generación eléctrica, las plantas industriales, las chimeneas de distintas instalaciones industriales, comerciales y residenciales, los edificios con ventilaciones desde

donde proceden emisiones fugitivas, las piletas de tratamiento de aguas, etc. Entre las fuentes de emisión móviles se encuentran los automóviles, camiones, motocicletas, trenes, aviones, barcos y maquinarias de construcción.

La Figura 2.1 muestra la comparación entre fuentes y contaminantes generados por distintos sectores (USEPA, 2011), en EE.UU. En la misma puede notarse la gran preponderancia de las fuentes móviles, según el combustible utilizado, en la generación de monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ). También, puede encontrarse que las fuentes fijas, fuertes consumidoras de fuel oil, son las principales responsables de la generación del dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ). Para los compuestos orgánicos volátiles (COV), la mayor contribución se debe a las actividades relacionadas con la biogénesis y para el material particulado (PM), el polvo.

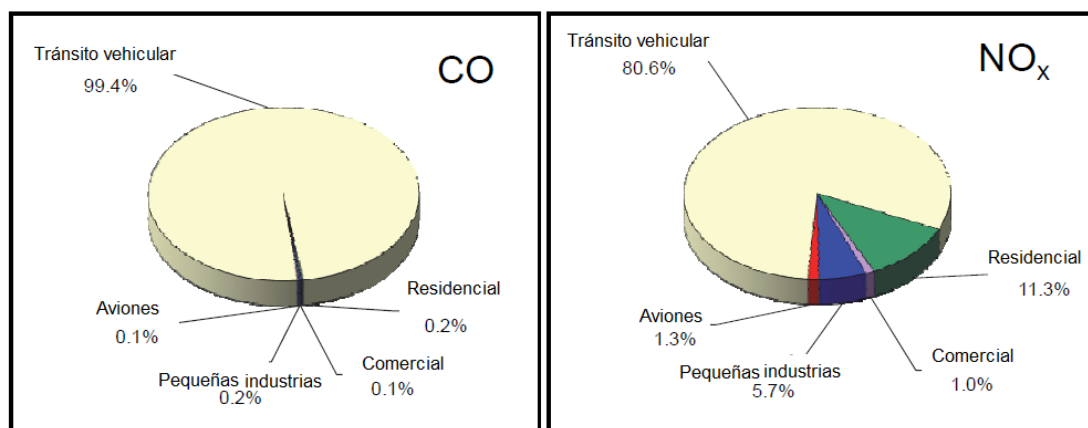
## Contaminación atmosférica urbana



**Figura 2.1:** Contribución porcentual a la emisión de monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), material particulado (PM), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y compuestos orgánicos volátiles (COV) según el sector generador para el (Fuente: US.EPA, 2011)

La Figura 2.2 presenta la distribución porcentual de la emisión anual según la fuente de emisión en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) del monóxido de carbono (CO) y de los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>). En esta Figura se puede observar que el mayor porcentaje para ambos

contaminantes proviene del tránsito vehicular (99.4% para el CO) y 80.6% (NO<sub>x</sub>).



**Figura 2.2:** Emisiones porcentuales anuales estimadas de CO y NO<sub>x</sub> de distintas fuentes en el AMBA (Fuente: Venegas et al., 2011).

### 2.1.3 Impactos de la contaminación del aire

- *En la salud*

Los contaminantes atmosféricos son responsables de efectos agudos y crónicos en la salud de los seres humanos (WHO, 2005, 2006a, 2006b, 2007, 2008, 2013). La mayoría de los estudios de impacto sobre la salud analizados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) se concentran en los efectos respiratorios y cardiovasculares atribuidos a la exposición a la contaminación del aire. Al mismo tiempo, está creciendo la evidencia de la existencia de otros efectos causados por la exposición a los contaminantes del aire en diferentes momentos de la vida, que van desde la exposición prenatal hasta la vida adulta. Por ejemplo, la exposición a contaminantes del aire durante el embarazo se ha asociado con un menor crecimiento fetal, nacimiento prematuro y abortos espontáneos (WHO, 2005; Winckelmans et al., 2015).

Los efectos sobre la salud se relacionan tanto con la exposición a corto plazo como a largo plazo. A corto plazo la exposición (durante menos de un par de horas o días) se vincula con efectos graves para la salud. Mientras que la exposición a largo plazo (durante meses o años) está asociada con los efectos crónicos en la salud humana. Los impactos de la contaminación del aire en la

salud pueden ser cuantificados y expresados como mortalidad y morbilidad. La mortalidad refleja la reducción de la esperanza de vida debido a la exposición a la contaminación del aire, mientras que la morbilidad está relacionada con la enfermedad concurrente, desde efectos menores como tos, a enfermedades graves que pueden requerir hospitalización.

- *En el ambiente*

Asimismo, los contaminantes atmosféricos pueden dañar el ambiente. El deterioro de los vegetales se presenta como consecuencia del depósito de sustancias contaminantes sobre la superficie de las hojas o por penetración de las mismas a través de los estomas de las mismas. Distintas especies vegetales presentan diferente sensibilidad a los agentes tóxicos. Éstos pueden causar caída precoz de las hojas, disminución del tamaño del fruto y/o un crecimiento de la planta inferior al normal. Por ejemplo, el ozono puede dañar los cultivos y otras vegetaciones, afectando su crecimiento. El depósito atmosférico de compuestos de azufre y de nitrógeno tiene efectos acidificantes sobre los suelos y las aguas dulces. El depósito de compuestos de nitrógeno, también puede dar lugar a la eutrofización (un exceso de nutrientes que puede conducir a cambios en la diversidad de las especies y a invasiones de nuevas especies).

Además, los metales pesados y los contaminantes orgánicos persistentes pueden conducir a graves impactos en los ecosistemas. Esto se debe a su toxicidad ambiental pero, en algunos casos, también es debido a su tendencia a la 'bioacumulación' (proceso por el cual la toxina no puede ser digerida y excretada por los animales, y por lo tanto, se acumula lentamente en el sistema del animal, causando problemas de salud crónicos. En los animales, la sensibilidad varía notablemente con las especies y con el tipo de contaminante. Los impactos ambientales de la contaminación del aire dependen de la sensibilidad de los ecosistemas a la acidificación, a la eutrofización y a los metales pesados.

- *En el clima*

La contaminación atmosférica y el cambio climático son problemas distintos, pero se encuentran vinculados en aspectos importantes. Varios contaminantes del aire son también "forzantes del clima", un término usado para describir los contaminantes que también tienen un impacto en el clima del planeta y el calentamiento global en el corto plazo (décadas). A nivel del suelo, el ozono (O<sub>3</sub>) y las partículas son ejemplos de contaminantes del aire que son forzantes climáticos y contribuyen directamente a los cambios positivos o negativos del forzamiento radiativo global.

El ozono cerca de la superficie terrestre, además de tener un impacto severo en la salud de las personas y en ecosistemas, también contribuye al calentamiento global dado que absorbe energía infrarroja emitida por la Tierra y genera efectos de calentamiento ambiental. El tiempo de vida del ozono, como forzante radiativo que posee un fuerte efecto a escala regional es corto. Además, el ozono afecta el proceso de fotosíntesis de la vegetación provocando un déficit en la absorción de dióxido de carbono de la planta y contribuyendo al aumento del efecto invernadero

Las partículas finas de material particulado (PM), el otro gran contaminante del aire, también tiene impactos importantes en la atmósfera. El carbono puede ser uno de los constituyentes del material particulado (PM) y tiene un efecto de calentamiento global, mientras que otros constituyentes de PM (por ejemplo, sulfatos y nitratos) pueden enfriar la atmósfera. Las partículas pueden ser también, forzantes indirectos en la modificación climática, cambiando las propiedades de las nubes, tales como la reflectividad de las mismas, y la distribución, la formación y la precipitación.

- *En los bienes y materiales*

Por otra parte, también existen impactos de los contaminantes sobre los materiales. Estos dependen no sólo de los niveles de contaminación sino que también intervienen otros factores, como por ejemplo, la temperatura, la humedad y la interacción entre diferentes sustancias presentes (Tidblad y

Kucera, 1998). Los efectos de los contaminantes sobre los materiales son la sedimentación, la abrasión, el ataque químico y la corrosión.

## **2.2 Contaminación del aire urbano**

El deterioro de la calidad del aire se presenta como un problema importante en una gran cantidad de centros urbanos de países industrializados y en desarrollo (UNEP/WHO, 1993).

La contaminación del aire en una ciudad tiene dos contribuciones significativas: la *contaminación urbana de fondo* (contaminantes procedentes de las fuentes de emisión urbanas, que son transportados por el flujo atmosférico por encima de los edificios) y la *contaminación local* (generada por los vehículos en cada cañón urbano).

La gestión de la calidad del aire urbano incluye la cuantificación de las emisiones de contaminantes que ingresan a la atmósfera y la evaluación de los niveles de concentración de contaminantes en el aire (ya sea mediante el monitoreo de la calidad del aire o la aplicación de modelos de dispersión atmosférica).

La exposición a sustancias tóxicas es relativamente mayor en aquellas áreas urbanas donde existe alta densidad de población y de tránsito vehicular. Esto se presenta, generalmente, cerca de las arterias con mayor circulación automotor y en el centro de las ciudades donde la topografía urbana y el microclima pueden generar condiciones de limitada dispersión atmosférica originando un aumento de la concentración de contaminantes en aire en algunos sectores.

Se han observado altos niveles de contaminación del aire en los cañones urbanos. En estos casos, transeúntes, ciclistas, vendedores, conductores de automotores y residentes están comúnmente expuestos a concentraciones de contaminantes que pueden exceder los límites máximos admisibles de calidad de aire establecidos para la zona.

La naturaleza y relevancia de los problemas originados por la contaminación del aire en las áreas urbanas dependen de las condiciones meteorológicas locales, la distribución espacio-temporal de las fuentes de emisión, las normas de calidad de aire existentes y la eficiencia en el control de emisiones de contaminantes.

En el aire urbano existen simultáneamente diferentes contaminantes que pueden actuar de manera aislada o combinada (sinergismo) sobre el organismo humano. La peligrosidad de un contaminante depende de su capacidad para formar un contaminante secundario más peligroso que el primario.

## **2.3 Principales contaminantes presentes en las áreas urbanas**

### *2.3.1 Monóxido de carbono (CO)*

Es un gas insípido, incoloro e inodoro. Es poco soluble en agua, inflamable (arde con llama azul), pero no mantiene la combustión. Una de las principales fuentes de emisión del monóxido de carbono es el caño de escape de vehículos nafteros y gasoleros, sin dispositivos de depuración. El CO naturalmente se encuentra en el aire originado en incendios forestales y de los océanos.

El CO es un contaminante asfixiante que reduce la capacidad de la sangre para transportar oxígeno a los diferentes órganos (Burnett et al., 1998). De esta manera, las exposiciones cortas a altas concentraciones de CO en aire pueden causar un impacto agudo en el organismo humano. El CO se combina con la hemoglobina formando carboxihemoglobina, bloqueando así la capacidad de transporte del oxígeno (O<sub>2</sub>) de la sangre. La carboxihemoglobina es más estable que la oxihemoglobina. El CO tiene una afinidad con la hemoglobina aproximadamente 200 veces mayor que la del oxígeno, por lo que a altas concentraciones puede ser mortal.

Las emisiones a la atmósfera de CO pueden reducirse mediante el aumento de la relación aire/combustible en los motores, pero con el riesgo de aumentar la

formación de óxidos de nitrógeno. Las reducciones de CO más eficaces se realizan utilizando convertidores catalíticos.

### *2.3.2 Óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ )*

En un proceso de la combustión, se emite una mezcla gaseosa de dióxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ ) y monóxido de nitrógeno ( $\text{NO}$ ), en la cual más del 90% se encuentra en forma de  $\text{NO}$ . El  $\text{NO}$  es un gas incoloro, inodoro y no inflamable. El  $\text{NO}_2$  es un gas pardo-rojizo, no inflamable y tóxico. El gas formado por  $\text{NO} + \text{NO}_2$  es denominado óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ). Los incendios forestales, las descargas eléctricas, procesos anaeróbicos y procesos biológicos del suelo generan óxidos de nitrógeno.

Los óxidos de nitrógeno son más solubles en agua que el dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ). Permanecen inactivos en la tráquea, y llegan en forma gaseosa a los alvéolos pulmonares. La nocividad del  $\text{NO}$  es reducida y su principal importancia se encuentra en ser un precursor del  $\text{NO}_2$ . El  $\text{NO}_2$  es responsable de efectos de corto y largo plazo sobre la salud humana.

El  $\text{NO}_2$  es un contaminante del aire que afecta principalmente al sistema respiratorio humano. La exposición a corto plazo a  $\text{NO}_2$  puede originar efectos adversos para la salud, tales como cambios en la función pulmonar en los grupos vulnerables de la población, mientras que la exposición a largo plazo puede conducir a efectos más graves, como el aumento de la susceptibilidad a infecciones respiratorias. Estudios epidemiológicos han demostrado que los síntomas de la bronquitis en niños asmáticos aumentan en relación con la exposición a largo plazo al  $\text{NO}_2$ . La función pulmonar reducida, también está vinculada al  $\text{NO}_2$  en concentraciones que actualmente pueden encontrarse en ciudades de Europa y de América del Norte (WHO, 2008). Cabe señalar que como el  $\text{NO}_2$  está altamente correlacionado con otros contaminantes (en particular, con el material particulado) es difícil diferenciar los efectos del  $\text{NO}_2$  de otros contaminantes en los estudios epidemiológicos.

El  $\text{NO}_2$  es uno de los compuestos de nitrógeno reactivo que también puede tener efectos adversos en los ecosistemas, ya que tiene efectos acidificantes, aunque también, puede constituir un importante nutriente. Como ya se ha mencionado, el exceso de depósitos de nitrógeno reactivo sobre la superficie terrestre puede conducir a un exceso de nutrientes de nitrógeno en los ecosistemas, causando eutrofización (exceso de oferta de nutrientes) en los ecosistemas terrestres y acuáticos, y pudiendo conducir a cambios biológicos en los animales terrestres, acuáticos y en las comunidades de plantas, incluyendo la pérdida de biodiversidad (EEA, 2010).

Las emisiones de los óxidos de nitrógeno a la atmósfera se pueden reducir mediante la optimización del proceso de combustión o por medio de convertidores catalíticos instalados en los caños de escape de gases de los vehículos.

### *2.3.3 Dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ )*

Casi todos los combustibles fósiles contienen alguna fracción de compuestos azufrados. Durante la combustión se genera dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ). Es un gas incoloro, de olor picante e irritante a concentraciones superiores a 3 ppm y 2.2 veces más pesado que el aire. La hulla (una forma de carbón) al quemarse, produce  $\text{SO}_2$  debido a que contiene pirita (bisulfuro de hierro,  $\text{FeS}_2$ ). Los compuestos con azufre son característicos de las emisiones de gases provenientes del caño de escape de los automóviles que utilizan gas oíl como combustible. Asimismo, el  $\text{SO}_2$  se origina también a partir de los biocombustibles utilizados para la calefacción doméstica, la generación de energía y el transporte. Los volcanes son la fuente natural de emisión de  $\text{SO}_2$  más importante. Por otra parte, los hidrocarburos contienen pocos compuestos de azufre y en baja proporción.

Los estudios epidemiológicos sugieren que el  $\text{SO}_2$  puede afectar al sistema respiratorio y a las funciones pulmonares, además de causar irritación de los ojos. La inflamación de las vías respiratorias puede provocar tos, secreción de mucosa, agravamiento del asma y bronquitis crónica, y hace que las personas

sean más propensas a las infecciones del tracto respiratorio. De acuerdo con un estudio de la WHO (2008), la mortalidad y los ingresos hospitalarios por enfermedades cardíacas aumenta durante los días con niveles más altos de concentración de  $\text{SO}_2$  en aire. El efecto del  $\text{SO}_2$  se potencia en presencia de material particulado.

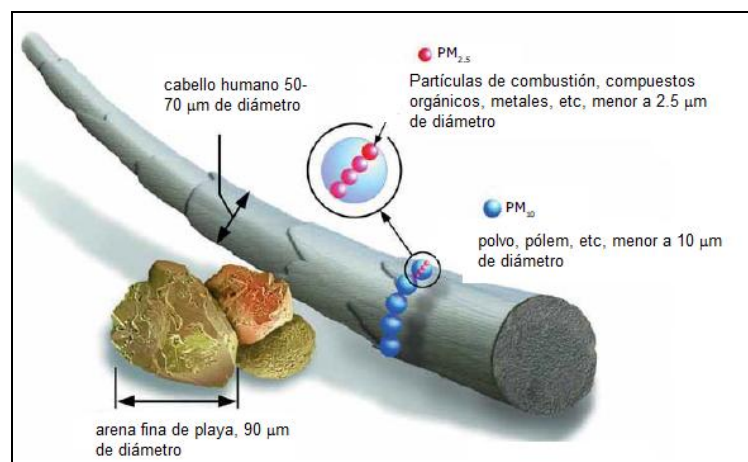
El dióxido de azufre contribuye al depósito ácido en la superficie del suelo causando efectos adversos en los ecosistemas acuáticos en los ríos y lagos, daños a los bosques y acidificación de los suelos. En ciertas condiciones biogeoquímicas, el azufre inicialmente se puede almacenar en suelos con liberación lenta posterior, proceso conocido como acidificación pospuesta. Por lo tanto, las medidas de reducción de emisiones de  $\text{SO}_2$  pueden tener efecto positivo durante varias décadas después de haber sido adoptadas.

La emisión de  $\text{SO}_2$  a la atmósfera se puede reducir con éxito con el uso de combustibles con menor contenido de azufre; como por ejemplo, gas natural o petróleo en lugar de carbón. En las grandes fábricas de los países industrializados, la desulfuración del gas de combustión es una técnica reglamentada.

#### *2.3.4 Material particulado en suspensión ( $\text{PM}_{10}$ , $\text{PM}_{2.5}$ )*

El material particulado en suspensión es el término general utilizado para denominar una mezcla de partículas (sólidos y líquidos) en suspensión en el aire, con una amplia gama de tamaños y composiciones químicas. El material particulado  $\text{PM}_{2.5}$  está conformado por "partículas finas" que tienen un diámetro igual o menor a 2.5 micrómetros. El  $\text{PM}_{10}$  está constituido por partículas con un diámetro menor o igual a 10 micrómetros (ver Figura 2.3). El material particulado en suspensión tiene una velocidad de sedimentación muy baja, por lo que puede permanecer suspendido durante un período largo. Este material puede estar constituido por diferentes tipos de sustancias. Existe una fracción inorgánica, generalmente compuesta por sulfatos, nitratos, hierro y plomo y una fracción orgánica, constituida por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP).

Por otra parte, el material particulado conocido como aerosol, puede clasificarse en partículas primarias y partículas secundarias. Las partículas primarias ingresan en la atmósfera directamente. Las partículas secundarias se forman en la atmósfera a partir de la oxidación y la transformación de las emisiones gaseosas primarias. Estas emisiones gaseosas que contribuyen a la formación de partículas, también se conocen como gases precursores. Los gases precursores más importantes de partículas secundarias son el  $\text{SO}_2$ , los  $\text{NO}_x$ , el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (considerados partículas ultrafinas, como el 1,3-butadieno, etano, propano y algunos aldehídos).



**Figura 2.3:** Ilustración esquemática del material particulado y su comparación con un cabello humano (Fuente: EEA, 2013).

Las fuentes naturales de PM incluyen la sal de mar, el polvo en suspensión, el polen y las cenizas volcánicas, mientras que son principales fuentes antropogénicas la quema de combustibles en la generación de energía eléctrica de origen térmico y en los vehículos, y la incineración de la madera o del carbón para la calefacción y cocinas domésticas de los hogares en algunos países del mundo.

Los metales pesados, también se encuentran en la atmósfera en forma de partículas. Son elementos de masa atómica elevada y alta densidad. Algunos de estos metales son: mercurio, cadmio, cromo, cobre, plomo, manganeso, níquel, molibdeno, antimonio, selenio, vanadio.

El plomo se utiliza como aditivo de la gasolina por su acción antidetonante, pero ha sido eliminado en la mayor parte del mundo industrializado. Aún se utiliza en algunos países en desarrollo y economías en transición, donde también las emisiones de las actividades industriales desempeñan un papel negativo.

Otros metales pesados, que se producen principalmente como derivados de las industrias metalúrgicas y extractivas, son carcinogénicos o tóxicos, afectando, entre otros, al sistema nervioso central (manganeso, mercurio, plomo), los riñones o el hígado (mercurio, plomo, cadmio, cobre) o la piel, los huesos, o dientes (níquel, cadmio, cobre, cromo) (Zevenhoven y Kilpinen, 2001).

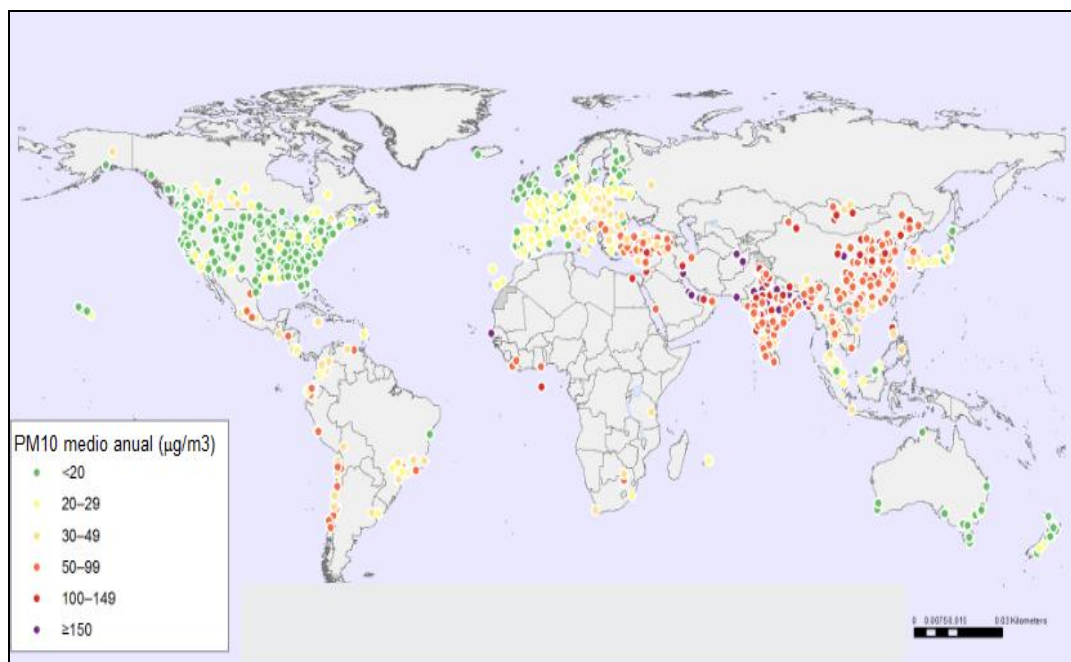
La Figura 2.4a muestra la concentración media anual ponderada por población urbana de material particulado con diámetro aerodinámico menor o igual a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) en 1600 áreas urbanas distribuidas en todo el mundo a partir de mediciones disponibles realizadas durante el período 2008-2013 por diversas organizaciones nacionales o regionales (EEA, US.EPA, New Zeland Ministry for the Environment, Asia Clean Air Initiative, Central Pollution Control Board India, Agencia de Protección Ambiental de la ciudad Autónoma de Buenos Aires, y otros organismos especializados oficiales, etc.) que fueron recopilados por la Organización mundial de la Salud (OMS) (WHO, 2014a). Las concentraciones observadas por región varían entre 26 y 208  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . El promedio mundial es 71  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

La Figura 2.4b resume la situación mostrando los niveles de concentración relevados agrupándolos por región y nivel de ingresos asociado (WHO, 2014b).

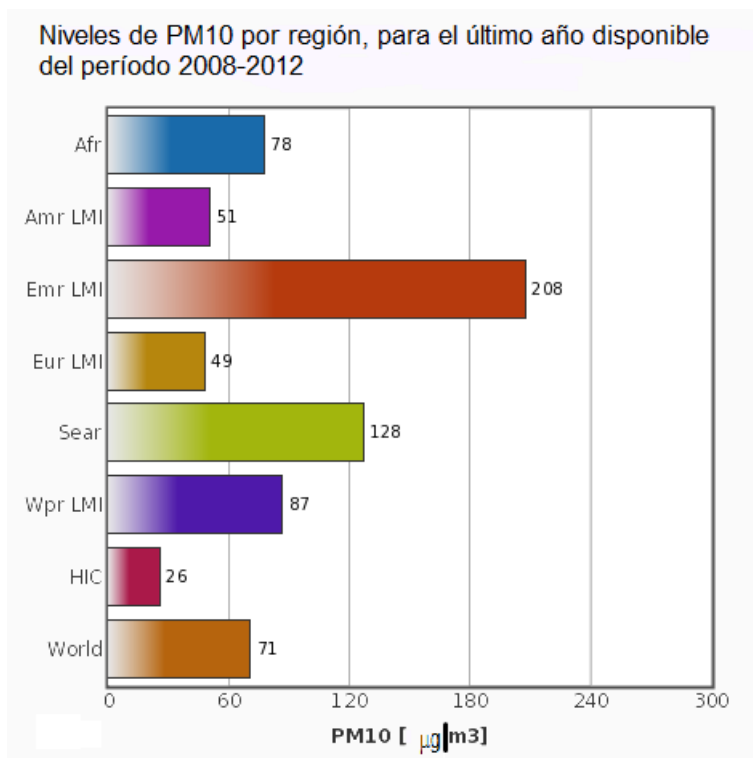
En esas Figuras se puede observar que la exposición al  $\text{PM}_{10}$  se presenta en mayor medida en el sudeste asiático, zona geográfica asociada a efectos meteorológicos especiales como los vientos provenientes de los desiertos de Mongolia y China. Existen, también grandes exposiciones en la zona árabe, asociadas al efecto de arrastre de polvo desde las zonas desérticas (WMO, 2012). En Europa oriental y zonas densamente pobladas de Asia y Arabia, las altas concentraciones se pueden asociar también al efecto de quema de biomasa y carbón para calefacción y cocción, como al uso de automotores

## Contaminación atmosférica urbana

antiguos que carecen de mejoras en el sistema de quemado de combustibles, como así también al uso de combustibles de mala calidad (Blakanov et al., 2016). En ciudades de Chile, Perú y México, la alta contaminación se asocia a su ubicación en depresiones topográficas que dificultan la dispersión de los contaminantes. En menor medida, muchas ciudades de Norteamérica, Australia y Europa, también están afectadas por concentraciones de partículas  $PM_{2.5}$  debido a la asociación de este tipo de partículas con la quema de combustibles para autotransporte y la actividad industrial.



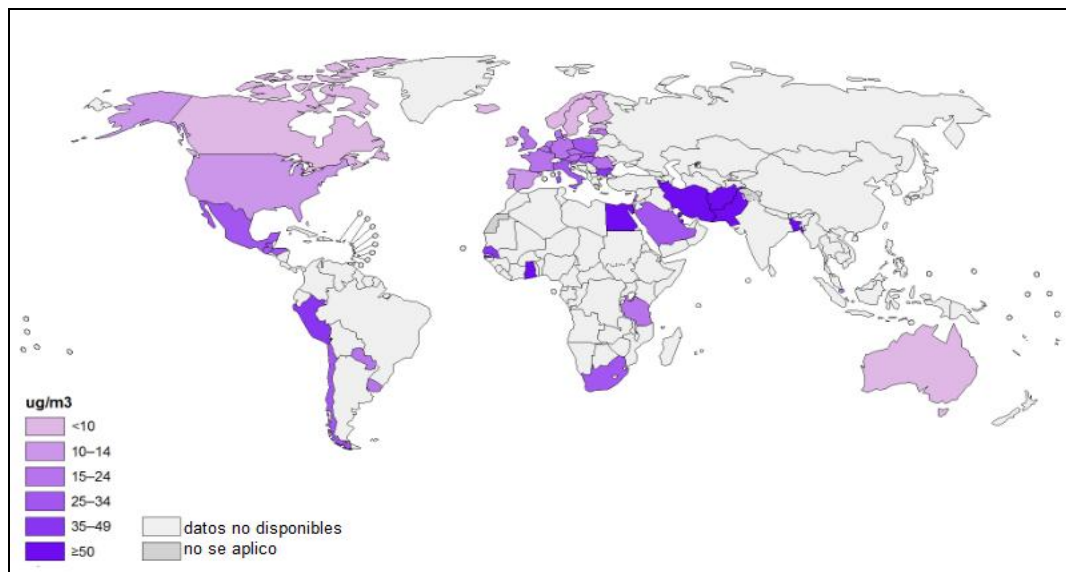
**Figura 2.4a:** Exposición a la concentración en aire de  $PM_{10}$  en 1600 áreas urbanas (2008-2013). (Fuente: WHO, 2014a)



**Figura 2.4b:** Niveles de material particulado fino (igual o menor que  $10\ \mu\text{m}$ ) en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . (Amr: América, Afr: África; Emr: Mediterráneo oriental, Sear: Sudeste Asiático, Wpr: Pacífico occidental; LMI: bajos-medianos ingresos; HI: altos ingresos. Los valores de PM10 son ponderados en poblaciones urbanas regionales. (Fuente: WHO, 2014b)

Las mayores concentraciones se presentan generalmente en países en desarrollo. Así, los habitantes de países con ingresos bajos y medianos sufren desproporcionadamente la carga de morbilidad derivada de la contaminación del aire ambiente, lo que se constata por el hecho de que el 88% de las 3.7 millones de defunciones prematuras anuales, se producen en esos países, y la mayor carga de morbilidad se registra en las regiones del Pacífico occidental y el Asia sudoriental. Las últimas estimaciones de la carga de morbilidad reflejan el importantísimo papel que cabe a la contaminación del aire en las cardiopatías y las defunciones prematuras. Más de lo que estimaban los científicos anteriormente (WHO, 2014c).

La Figura 2.5 realizada por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2014a) muestra la distribución espacial de la exposición al material particulado (concentraciones medias anuales) con diámetro aerodinámico menor o igual a  $2.5\ \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) en diferentes países durante el período 2008-2013.



**Figura 2.5:** Exposición al PM<sub>2.5</sub> en 1600 áreas urbanas (2008-2013), (Fuente: WHO 2014a).

La colección de datos para la construcción de estas estadísticas es dificultosa, especialmente por la determinación de las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> en aire que requiere métodos de medición más elaborados que no se aplican en la mayoría de los países. Debido a ello, se carece de información directa obtenida de mediciones locales. Para estos casos, se utilizan métodos de observación satelital que han demostrado ser bastante adecuados para la determinación de concentraciones de PM<sub>2.5</sub> en aire (Chu et al., 2003).

La exposición al PM<sub>2.5</sub> se presenta con mayor intensidad en la zona árabe, posiblemente debido a la volatilidad del petróleo y derivados, seguido por algunos países africanos, México, Chile y Perú. Por último, también algunos países con elevado nivel económico, como ser los que están ubicados en Norteamérica, Europa y Australia, también se encuentran afectados.

Son principales contribuyentes al PM<sub>2.5</sub>, el sulfato de amonio secundario y el nitrato de amonio secundario, conjuntamente con los gases de combustión emitidos por los automotores que explican entre el 50 y el 70 % de la masa de este contaminante (Chow et al., 1992). Un estudio realizado en San Pablo (Brasil) (Andrade et al., 1993) mostró que los residuos de la combustión del

gas oíl y de la nafta contribuyen con el 41% y el polvo derivado de la fricción de los neumáticos de los automotores contra el suelo en el 28%.

En Europa, Querol et al. (2004) revelaron que los aerosoles carbónicos e inorgánicos secundarios contribuyen con la mayor parte de  $PM_{2.5}$  en localidades ubicadas al borde de las rutas.

Se encontró que el material particulado con diámetro igual o inferior a  $10\ \mu m$ , especialmente la fracción más fina con diámetro aerodinámico igual o menor a  $2.5\ \mu m$ , está asociado con la mortalidad y con un incremento del número de casos diarios de asma (Harrison y Yin, 2000). El material particulado puede penetrar hasta los pulmones si su tamaño lo permite, y sus efectos nocivos sobre la salud dependen de su composición química. Las partículas inertes interfieren en los mecanismos de limpieza de los conductos respiratorios (disminuyen el movimiento de las cilias y la mucosidad).

Estudios epidemiológicos atribuyen los efectos de salud más graves de la contaminación del aire al material particulado (WHO, 2006). Estudios recientes muestran asociaciones entre concentraciones de material particulado y la mortalidad a niveles muy por debajo del actual nivel guía anual de la OMS de calidad del aire para  $PM_{2.5}$  ( $10\ \mu g/m^3$ ) (EEA, 2013).

La Organización Mundial de la Salud (WHO, 2013) relaciona la exposición a largo plazo a las partículas finas ( $PM_{2.5}$ ) con el aumento de las enfermedades cardiovasculares y respiratorias, así como con las enfermedades respiratorias infantiles (Tsangari et al., 2016).

Las emisiones de partículas de origen antropogénico se pueden reducir mediante el uso de combustibles más limpios, mejores técnicas de combustión y una serie de tecnologías de filtración o de impactadores inerciales<sup>1</sup> y la sustitución de máquinas de combustión por dispositivos que no requieran la quema de combustibles.

---

<sup>1</sup> Son dispositivos de purificación de aire en los que se imprime velocidad a un gas portador de aerosoles, para luego forzarle a realizar un cambio brusco de dirección. Los aerosoles de cantidad de movimiento alta mantienen la dirección original e impactan contra un material colector para ser luego retirados.

### 2.3.5 Ozono ( $O_3$ )

El ozono es un contaminante secundario. Es un gas azulado, 1.6 veces más pesado que el aire y es altamente reactivo. Se forma por reacciones fotoquímicas en condiciones específicas de luz solar. El ozono ataca las moléculas biológicas, transformando la cadena de hidrocarburos en sustancias oxidadas, como los aldehídos, las cetonas o los ácidos carboxílicos.

El ozono ( $O_3$ ), también tiene un marcado efecto sobre la salud humana, como indican estudios epidemiológicos recientes que muestran efectos de mortalidad considerablemente mayores que lo que se pensaba (WHO, 2013). Los altos niveles de concentración de ozono causan problemas respiratorios, reducen la función pulmonar, y conducen a enfermedades pulmonares como el asma (WHO, 2008). Se han encontrado, en la actualidad, nuevas evidencias de efectos negativos de la exposición a largo plazo al ozono que impactan en la mortalidad y en la salud reproductiva. Su acción se potencia en presencia simultánea de dióxido de azufre.

El ozono troposférico absorbe parte de la energía infrarroja emitida por la Tierra y crea efectos de calentamiento en su entorno inmediato. El ozono es un contaminante de corta vida, actúa como forzante radiativo con efectos a escala regional. Además, el ozono disminuye la fotosíntesis, y por lo tanto, también reduce la absorción por las plantas del dióxido de carbono.

### 2.3.6 *Compuestos orgánicos volátiles (COV)*

Los COV tienen origen, mayormente en una gran cantidad de hidrocarburos que no son completamente quemados o son transformados químicamente (por ejemplo: benceno, tolueno, etano, etileno, pentano). Son generados directa o indirectamente por los vehículos como resultado de los diferentes procesos que componen el ciclo de vida de los combustibles en su uso para el transporte vehicular (evaporación durante el transporte y carga de tanques, filtrado de combustible, combustión, etc.).

Los efectos de los COV se manifiestan en su participación en la alteración del equilibrio de la transformación fotoquímica que sufre el dióxido de nitrógeno debida a la incidencia de la luz, con transformación en óxido nítrico y ozono, y posterior recomposición en NO<sub>2</sub> con destrucción del O<sub>3</sub> ( $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$ ). La presencia de COV impide que esta reacción se produzca, lo que se traduce en un aumento de O<sub>3</sub> (WHO, 2006a).

La eliminación del plomo como aditivo de la nafta no fue completamente eficaz para disminuir la contaminación por el uso de combustibles, debido a que al aumentarse el número de octanos del combustible se incrementó la emisión de hidrocarburos aromáticos, como por ejemplo el benceno. Las concentraciones de benceno han aumentado en muchos ambientes urbanos, también debido a la introducción de convertidores catalíticos (Richter y Williams, 1998). Entre el 80% y el 85% de las emisiones de benceno en Europa son causadas por el transporte automotor (Fenger, 1999). Las exposiciones durante un período largo a niveles altos de benceno aumentan el riesgo de que una persona desarrolle cáncer.

En menor medida, son contribuyentes de COV las industrias químicas, y la evaporación de solventes.

## **2.4 La calidad del aire en áreas urbanas**

### *2.4.1 Consideraciones generales*

Más allá de los progresos significativos realizados en la calidad de los combustibles y en la tecnología de los impulsores mecánicos (principalmente motores de combustión interna), actualmente los ambientes urbanos son afectados principalmente por las emisiones provenientes de los automotores, fundamentalmente debido al crecimiento experimentado por el parque automotor mundial que creció 10 veces en los últimos 50 años, alcanzando en 2010 la cantidad de 1000 millones de vehículos (Stacy et al., 2012).

Por otra parte, el crecimiento de la población mundial fue del 42% en 45 años (de 2.5 a 5.9 miles de millones entre 1945 y 1990) con un crecimiento urbano

del 14 % (30% en 1944 y 44% en 1990). Se considera como asentamiento urbano aquel que tiene más de 2000 habitantes (Fenger, 1999). El crecimiento de la natalidad y la migración hacia las ciudades dio lugar a la aparición de las megaciudades, ciudades que, según la definición de las Naciones Unidas, tienen más de 10 millones de habitantes (ONU-Hábitat, 2010). Estas megaciudades generan actividades humanas intensivas, que incluyen actividades sociales y económicas con el consiguiente consumo de energía, necesidades de transporte, de calefacción, de refrigeración, etc., lo que conduce a una gran emisión de contaminantes por lo que las mismas ejercen una considerable presión de alcance regional y aún global con influencia sobre el planeta (WMO, 2012).

Se han efectuado estudios y formulado políticas para tratar de mejorar los niveles de contaminación del aire en las megaciudades. Sin embargo, y como ejemplo de la complejidad que éstas presentan, no siempre fueron efectivas, y por el contrario resultaron neutras y en algunos casos hasta nocivas. En este sentido, se pueden mencionar las políticas de incentivo para despoblar los centros urbanos, que al hacer necesaria la radicación de personas, hotelería y centros de venta en la periferia, provocaron el consiguiente aumento del transporte automotor y por lo tanto el aumento en la contaminación del aire por la mayor participación de este sector.

### *2.4.2 Estudios de calidad del aire urbano realizados*

Existen diferentes estudios realizados por distintos autores donde se analiza la calidad del aire en diversos lugares del mundo (Achad et al., 2014; Dueque et al., 2016; Ferrerire et al., 2015; Gallagher et al., 2015; Iodice et al., 2016; Mangia et al., 2011; Blakanov et al., 2016; Ozcan, 2012; Parrish et al., 2011, Reggente et al., 2015; Ribeiro et al., 2016; Van den Bossche et al., 2015).

Molina et al. (2004) definen a una megaciudad como un área metropolitana con más de 10 millones de habitantes. En ese trabajo, Molina et al. analizan el estado de los contaminantes y las políticas seguidas en diferentes megaciudades. Los 9 casos de estudio que se eligieron para analizar, varían

desde áreas urbanas relativamente limpias correspondientes a áreas industrializadas de países desarrollados, hasta ciudades de países en desarrollo con relativamente alta contaminación. Estas áreas son: 1) Los Ángeles, EE UU; 2) Ciudad de México, México; 3) Toronto, Canadá; 4) Delhi, India; 5) Beijing, China; 6) Santiago, Chile; 7) San Pablo, Brasil; 8) Bogotá, Colombia; y 9) El Cairo, Egipto.

Afirman que no existe una estrategia única para hacer frente a los problemas de la contaminación del aire en las megaciudades, requiriéndose un tratamiento holístico que tenga en cuenta los factores científicos, técnicos, de infraestructura, económicos, sociales, y políticos, que conduzca a la elección de un conjunto de las mejores políticas adecuadas a los desafíos que impone cada ciudad. Para poder implementar esas medidas es necesario acompañarlas con una eficaz persuasión del público por medio del diálogo ciudadano para generar su aceptación y apoyo. Solo se habrá alcanzado un resultado satisfactorio cuando se puedan implementar estrategias de control del aire que sean aceptadas y abrazadas por la población.

Mohan y Kandya (2007) realizaron un estudio de las variaciones anuales y estacionales del índice de calidad del aire (AQI) durante un período de 9 años (1996-2004), basado en promedios de concentración de contaminantes del aire en Nueva Delhi, India. En este trabajo se hizo un intento de cuantificar los cambios del AQI anual y estacional (invierno, verano, monzón y post-monzón) para los 9 años. Se analizaron las mediciones de siete sitios de monitoreo (Nizamuddin, Ashok Vihar, Shahzada Bagh, Shahadara, Janakpuri, Sirifort e ITO) en Nueva Delhi y se compararon las tendencias entre las diferentes áreas. Se encontró que el sitio con mejor de calidad de aire fue Shahzada Bagh seguido por Shahadara, ambas clasificadas como zonas industriales, y a cuyas industrias le fueron aplicadas políticas de mejora ambiental durante los últimos años previos al estudio. El sitio con peor calidad de aire fue ITO, debido al aumento en la densidad del tránsito automotor. El cambio de estación del invierno al verano empeoró el AQI, posiblemente debido al incremento de las reacciones fotoquímicas que tuvieron un mayor rol al cambiar la naturaleza de las emisiones, impuesto por las diferentes medidas de control de la contaminación tomadas, tales como la implementación del GNC, significativo

viraje hacia el gas licuado en los hogares, etc. A partir de 2004, se observó una declinación del AQI en las áreas cercanas a la línea de subterráneos (iniciada en 2002), disminución no acompañada en las áreas más alejadas.

Suresh y Mukesh (2008) formularon un plan de manejo de calidad de aire (AQMP) para megaciudades como Nueva Delhi, India, teniendo en cuenta datos claves de entrada. Esta formulación se basó en estudios realizados por Longhurst et al. (1996) y Beatti et al. (2001). Además, llevaron a cabo un análisis de vulnerabilidad para evaluar el stress debido al aire contaminado de esta región. Este análisis incluyó índices de vulnerabilidad de "mediano a alto" y "bajo" en carreteras urbanas y/o intersecciones de calles y áreas residenciales, respectivamente. Este estudio reveló que la contaminación del aire en las intersecciones de calles y en las carreteras urbanas es crítica. Este problema alcanzó dimensiones amenazantes. Aun introduciendo tecnologías de control de emisiones avanzada y la aplicación de GNC (gas natural comprimido), los motores de los vehículos siguen siendo la fuente dominante de contaminación atmosférica urbana.

Martin et al. (2010) describen la evolución de los niveles de  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$  en el aire desde enero a diciembre de 2007, abarcando los cuatro períodos estacionales de Ciudad Real ubicada en el centro-sur de España. Las mediciones se llevaron a cabo utilizando muestreadores pasivos (muestreadores Radiello). Se tomaron once muestras semanalmente, en diferentes sitios de monitoreo. Estas mediciones se compararon con otros estudios realizados en Ciudad Real. También se analizaron las condiciones meteorológicas (temperatura, presión, humedad relativa, velocidad y dirección del viento). Los niveles de ozono encontrados tuvieron un valor medio de  $38.5 \pm 3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y de  $20.8 \pm 3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el  $\text{NO}_2$ , en ambos casos se encuentran debajo de los valores umbrales de acuerdo con RD 1796/2003 (Real Decreto, España). Por lo tanto, concluyen que la calidad de aire en Ciudad Real es buena. Los mayores valores del ozono se obtuvieron en áreas suburbanas, donde la influencia del tráfico automotor es menor. Y los mayores valores de concentraciones de  $\text{NO}_2$  en aire se encontraron en el área céntrica de la ciudad, donde la cantidad los vehículos es mayor. Encontraron una relación inversa entre los niveles de  $\text{O}_3$  y  $\text{NO}_2$ . No obtuvieron relaciones definidas entre los valores de las variables

meteorológicas y los niveles de  $O_3$ . Se encontró que en el área del aeropuerto, el ozono tiene un nivel anual que excede el valor límite.

Parrish et al. (2011) compararon y contrastaron el progreso de la calidad de aire en megaciudades de Norteamérica como Ciudad de México, Los Ángeles, Nueva York, y Houston (Tejas) (que con una población de aproximadamente 6 millones de habitantes no es considerada una megaciudad, pero es un gran centro urbano de especial interés, ya que en él se localiza una gran parte de las instalaciones industriales petroquímicas de los EE.UU.). Se discuten las diferencias en la topografía, las condiciones meteorológicas y las características de la emisión de los contaminantes que dan lugar a notables diferencias en la calidad del aire en las megaciudades, así como en sus impactos sobre la tropósfera y concluyen que los desarrollos urbanos e industriales pueden acompañarse simultáneamente con logros en las mejoras de la calidad del aire, lo que puede ser replicado en otras partes del mundo, especialmente en países en desarrollo donde el rápido crecimiento económico conjuntamente con densas poblaciones deben coexistir con metas ambientales aceptables.

Mangia y et al. (2011) buscaron obtener un estudio epidemiológico más completo del área de Brindisi (Italia), superficie caracterizada por la presencia de una zona industrial importante y un alto impacto ambiental ubicado sobre el borde este. Se presentaron series multi-anales (de 1992-2007) de  $SO_2$ ,  $NO_2$ , y  $PM_{10}$ . Los datos mostraron una tendencia descendente significativa de  $SO_2$  desde 1992 a 2007, mientras que para las series de las concentraciones de  $PM_{10}$  en aire, la tendencia descendente se presenta en el período 1992-1994. Para los tres contaminantes hay una tendencia estacional marcada, especialmente para las concentraciones de  $NO_2$  y  $PM_{10}$ . Las series de las concentraciones de  $NO_2$  en aire muestran mayores valores en invierno. Inversamente, las series de las concentraciones de  $PM_{10}$  muestran sus máximos valores en los meses de verano asociada a una correlación moderada con la temperatura y a una correlación baja con los otros contaminantes. El análisis de las series por sectores de la dirección del viento reveló la influencia de la planta industrial y del puerto. Las series de concentración exhiben una

alta concentración y una marcada correlación entre ellos y los vientos que soplan del sector este.

El estudio ESCAPE (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects) investiga los efectos a largo plazo de la exposición a la contaminación atmosférica sobre la salud humana en Europa. Cyrus et al. (2012) presentan la variación espacial de las concentraciones medidas de  $\text{NO}_2$  y de  $\text{NO}_x$  en aire entre y dentro de 36 áreas de estudio de ESCAPE (cohortes<sup>2</sup>) en toda Europa. En todas las áreas de estudio se midieron concentraciones de  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}_x$  utilizando métodos estandarizados entre octubre de 2008 y abril de 2011. Se seleccionaron 41 sitios de medición por área de estudio, incluyendo ámbitos urbanos (zonas con menos de 3000 vehículos en un radio de 50 m por día), ámbito regional (zonas urbanas donde no se puede caracterizar, por su escasa población, un ámbito urbano) y calles (con más de 10000 vehículos por día). Las mediciones se llevaron a cabo durante tres temporadas diferentes. Se encontró una variabilidad espacial sustancial en las concentraciones de  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}_x$  entre y dentro de las áreas de estudio; 40% de la varianza total de  $\text{NO}_2$  fue atribuible a la variabilidad entre las áreas de estudio y el 60% a la variabilidad dentro de las áreas de estudio. Para el  $\text{NO}_x$  los valores correspondientes fueron respectivamente del 30% y 70%. La variabilidad espacial dentro del área fue determinada, principalmente, por las diferencias en las concentraciones a nivel de la calle y en el ámbito urbano. La relación entre la concentración a nivel de la calle y el ámbito urbano de  $\text{NO}_2$  varió entre 1.09 y 3.16 en todas las áreas (el valor medio fue de 1.63). La relación para el  $\text{NO}_x$  estuvo entre 1.14 y 4.24 siendo el valor medio 1.93. Las relaciones entre el ámbito regional y el urbano fueron menores que 0.63 y 0.60, variando entre 0.24 y 0.91 para  $\text{NO}$  y  $\text{NO}_x$ , respectivamente. Las mayores concentraciones medias se observaron en la zona Mediterránea de Europa y las más bajas en el norte. Se encontraron contrastes significativos en el promedio anual de las concentraciones de  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}_x$  y especialmente dentro de 26 áreas en Europa.

Achad et al. (2014) analizaron cuantitativamente muestras de aerosol tomadas durante 2010 y 2011 en un punto receptor de la ciudad de Córdoba, Argentina,

---

<sup>2</sup> Cohorte: Población de características estadísticas similares

para determinar la composición elemental del aerosol usando SR-XRF (synchrotron radiation X-ray fluorescence spectroscopy). Se aplicó un análisis utilizando un modelo receptor a las mediciones del  $PM_{2.5}$ . Se identificaron cuatro fuentes de emisión: tránsito ( $13 \pm 2$ )  $\mu g/m^3$ , procesos de combustión incluyendo la quema de biomasa ( $15 \pm 1$ )  $\mu g/m^3$ , residuos minerales ( $7 \pm 2$ )  $\mu g/m^3$  e industriales ( $8 \pm 1$ )  $\mu g/m^3$ . Se llevó a cabo la identificación de las fuentes mediante la investigación de los perfiles de las mismas, la estacionalidad de las contribuciones de la fuente, la comparación entre los datos literarios y el estudio de la ciudad. Para analizar las contribuciones de metales tóxicos a las fracciones de menor tamaño, se tomaron muestras de aerosoles, entre mayo y agosto de 2011, en dos fracciones de tamaños adicionales ( $PM_{0.25-0.5}$ ,  $PM_{0.5-1}$ ). Un resultado importante de este trabajo es que los metales tóxicos realizan una contribución importante a las fracciones más finas ( $PM_{0.25-0.5}$ ). Los resultados de este análisis demuestran a las autoridades locales y nacionales la necesidad urgente de llevar a cabo inventarios de emisión para implementar sistemas de monitoreo de calidad de aire y para fijar regulaciones de  $PM_{2.5}$ .

La calidad del aire en la ciudad Autónoma de Buenos Aires ha sido, también, motivo de estudio desde comienzos de la década del '60. Existen diferentes estudios que evaluaron mediante el análisis de los resultados de mediciones realizadas en diferentes campañas y/o de la aplicación de modelos de dispersión atmosférica, algunos aspectos de la calidad del aire en la ciudad de Buenos Aires. Entre los más recientes se encuentran, Aramendia et al. (1995); Arkouli et al. (2010); Bocca et al. (2006); Bogo et al. (1999, 2001, 2003); Borthagaray y Fernández Prini (2001); Fernández Prini y San Román (2000); Gassmann y Ulke (2008); Mazzeo y Venegas (2002, 2004, 2008); Martin et al. (2007); Mazzeo et al. (2005, 2010); Venegas y Mazzeo (2000, 2005, 2006, 2010); Venegas et al. (2001); Vogt et al. (2007); Reich et al. (2006).

Martin et al. (2007) analizaron el PM del aire en el micro centro de la ciudad de Buenos Aires, y evaluaron su impacto en las vías respiratorias. Estudiaron la respuesta a la instilación intranasal de partículas en el aire urbano en un modelo de corto tiempo de exposición. Con respecto al tamaño, la superficie y

la distribución, el PM resultó estar compuesto por partículas pequeñas ultrafinas esféricas.

Gassmann y Ulke (2008) estudiaron el transporte, hacia el área metropolitana de Buenos Aires (AMBA) de partículas de humo generadas en incendios incontrolados de bosques y pastizales en los municipios de Campana y Zárate (100 km al norte de Buenos Aires, Argentina) en febrero y marzo del 2000. Estas partículas provocaron una reducción prolongada de la visibilidad. La región afectada por el humo se ubicó entre unos 50 km y 150 km de las fuentes de emisión. El transporte por el viento leve y las condiciones estables cercanas a la superficie en la capa límite nocturna inhibió los procesos de dispersión, incrementando significativamente la concentración del PM.

Considerando que los contaminantes originados en una ciudad pueden ser transportados a áreas vecinas, Mazzeo et al. (2010) describen y utilizan una metodología (aplicable sólo para contaminantes inertes) desarrollada para estimar el transporte de CO desde la Ciudad Autónoma de Buenos Aires hacia los municipios colindantes. Se mostró que los municipios del área metropolitana ubicados al oeste y al noroeste de la ciudad de Autónoma de Buenos Aires son los más afectados por la emisión de CO.

Con mediciones realizadas entre mayo de 2006 y mayo de 2007, Arkouli et al. (2010) proponen determinar la distribución temporal y horizontal de la concentración de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$  por primera vez en la ciudad Autónoma de Buenos Aires. Muestran, también, sus variaciones y sus relaciones con variables relevantes que caracterizan el potencial de contaminación del aire urbano. Las altas concentraciones de  $PM_{10}$  fueron observadas cuando el viento provenía desde la ciudad y las concentraciones más bajas cuando el viento provenía desde el Río de La Plata. Los resultados de mediciones al azar de PM en 60 lugares mostraron que el  $PM_{2.5}$  estaba más homogéneamente distribuido en el aire de la ciudad que el  $PM_{10}$ .

El objetivo del estudio de Venegas y Mazzeo (2010) fue: a) diseñar una red de monitoreo de calidad de aire urbana en la ciudad Autónoma de Buenos Aires de varios contaminantes,  $NO_x$  (expresado como en  $NO_2$ ) CO y  $PM_{10}$ , para

detectar altas concentraciones y violaciones de una concentración de referencia (CR) (asumida como el 50% del valor guía de calidad de aire) y b) evaluar la cobertura espacial representativa de las violaciones detectadas. La metodología desarrollada está basada en el análisis de resultados obtenidos en la aplicación de dos modelos de dispersión de dispersión atmosférica (DAUMOD e ISCST3).

En otro estudio, Venegas et al. (2011) presentan los resultados de una versión de alta resolución espacial y temporal del inventario de emisiones de monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), y la evaluación de la calidad del aire en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA). El inventario incluye fuentes móviles (automóviles particulares, taxis, colectivos vehículos pesados y emisiones de las operaciones en los Aeropuertos) y fuentes fijas (emisiones residenciales, comerciales y edificios industriales). El inventario de emisión para el AMBA estaba caracterizado por la presencia de una contribución importante de CO y NO<sub>x</sub> emitidos por fuentes móviles. La distribución espacial de las emisiones del CO y NO<sub>x</sub> presenta una variación importante en el AMBA.

En la actualidad, la Agencia de Protección Ambiental (APrA) de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, opera tres estaciones de monitoreo continuo que integran una red de monitoreo de calidad del aire y registran valores horarios de CO, NO, NO<sub>2</sub> y PM<sub>10</sub>. Estas estaciones se encuentran ubicadas (Figura 2.6) en: a) una zona residencial-comercial con alto flujo vehicular, en Av. Córdoba y Rodríguez Peña (estación Córdoba), b) un área con flujo vehicular medio y con incidencia relativa de algunas fuentes fijas de emisión, en Av. Brasil al 100 (estación La Boca) y c) un área residencial-comercial con flujo medio de automotores y próxima a un parque, en Av. Patricias Argentinas y Cangallo (estación Centenario).



**Figura 2.6.** Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Buenos Aires

Los valores registrados en estos lugares no muestran una calidad del aire comprometida para los contaminantes mencionados. En los tres lugares, los valores de las concentraciones horarias de contaminantes en aire medidas son influenciados principalmente por las emisiones procedentes de los automotores que circulan en las avenidas y calles adyacentes a los sensores de detección de esos contaminantes. Los mayores niveles de concentración de contaminantes se presentan en la Estación de Monitoreo de la Av. Córdoba, debido a que se encuentra en el interior de un cañón urbano.

La Agencia de Protección Ambiental de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires pone a disposición de los ciudadanos los valores de la concentración de contaminantes con acceso “on line”. Asimismo, elabora informes mensuales para cada contaminante registrado en cada estación, con las estadísticas correspondientes.

*A lo largo de este capítulo introductorio, se han expuesto los conceptos generales sobre los que se basa y a lo que apuntan los estudios referidos a la contaminación del aire. Se presentó un breve repaso de su historia se han comentado algunos de los tantos problemas en relación a la misma. Se clasificaron los contaminantes atmosféricos, se describen sus fuentes, los impactos sobre la salud, el ambiente, el clima y en los materiales.*

*Luego se ha realizado un enfoque urbano de la contaminación del aire, describiendo puntualmente cuales son los principales contaminantes presentes.*

*Por último se ha particularizado acerca de la calidad del aire en áreas urbanas, detallando estudios realizados.*

*En el siguiente capítulo se tratará la dispersión de contaminantes dentro de un cañón urbano, los diversos mecanismos que influyen en la misma y se describirán distintas parametrizaciones que permiten representarla.*

### **3. DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN CAÑONES URBANOS**

#### **3.1 Cañones urbanos**

Desde el punto de vista de la calidad del aire, las ciudades no pueden ser consideradas como entidades homogéneas debido a que los mayores niveles de contaminación del aire se presentan en el interior de los cañones urbanos (micro-escala local) y en las intersecciones de dos arterias, donde la dilución de los contaminantes emitidos por los vehículos que circulan por las calles está limitada significativamente por los edificios que bordean las mismas.

El término "cañón urbano", idealmente se refiere a una calle angosta con edificios nivelados de manera continua en ambos lados de la misma (Nicholson, 1975). En la realidad, se aplica una definición más amplia del término en la que se incluyen las calles urbanas que no necesariamente están bordeadas por edificios cuyas alturas sean iguales.

La dinámica del aire dentro de un cañón es caracterizada por la geometría de los cañones urbanos la que desempeña un papel predominante en la dinámica del aire, ya que es la que controla los procesos de microescala (Hunter et al., 1992). Resulta conveniente expresar las dimensiones de un cañón urbano en términos de su relación de aspecto ( $H/W$ ), que es definida como el cociente entre la altura media de los edificios ( $H$ ) y el ancho de la calle ( $W$ ). Un cañón urbano es regular cuando su relación de aspecto es aproximadamente igual a 1 y no existen espacios no construidos entre edificios. Un cañón correspondiente a una avenida puede tener una relación de aspecto menor a 0.5, mientras que el valor representativo de  $H/W$  para un cañón urbano profundo puede ser 2. La longitud ( $L$ ) de un cañón urbano está dada por la distancia entre las dos intersecciones de arterias con la calle del cañón. Los cañones urbanos pueden ser clasificados como "cortos" ( $L/H \approx 3$ ), "medios" ( $L/H \approx 5$ ) y "largos" ( $L/H \approx 7$ ).

Asimismo, los cañones urbanos pueden considerarse "simétricos", si los edificios a ambos lados de la calle tienen alturas similares, o "asimétricos" si existen diferencias entre la altura de las construcciones a los dos costados.

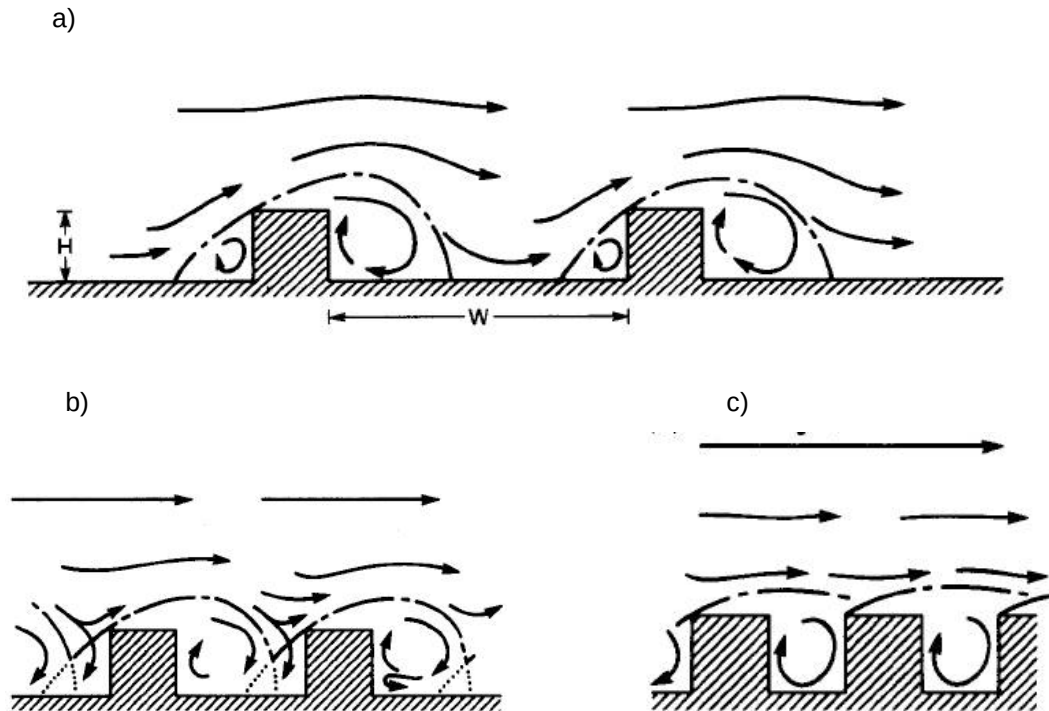
### **3.2 Circulación del aire dentro de un cañón urbano**

La característica más distintiva del flujo de aire en el interior de un cañón urbano es la formación de un vórtice interno, que determina que la dirección del viento a nivel de la calle sea opuesta a la del flujo del aire por encima de los edificios. La presencia de un vórtice en el aire interior de un cañón urbano fue detectada por Albrecht (1933) y verificada posteriormente por Georgii et al. (1967).

Es necesario distinguir entre el flujo del aire por encima de los edificios (viento ambiental) y la circulación del aire local dentro de la cavidad de un cañón urbano. Dependiendo de la velocidad y dirección del viento ambiental, se pueden identificar tres características principales del movimiento del aire en el cañón urbano:

- 1) velocidad del viento ambiental débil, menor que 1.5-2.0 m/s.
- 2) velocidad del viento ambiental mayor que 1.5-2.0 m/s y dirección perpendicular o casi perpendicular al eje de la calle.
- 3) velocidad del viento ambiental mayor que 1.5-2.0 m/s y dirección paralela o casi paralela al eje de la calle.

Cuando el viento ambiental es mayor que 1.5-2.0 m/s (2) y perpendicular al eje del cañón urbano, el flujo del aire en el interior del mismo puede ser descrito mediante tres tipologías, dependiendo de su relación de aspecto (Hosker, 1985; Hussain y Lee, 1980; Oke, 1988) (Figura 3.1).



**Figura 3.1:** Esquema de flujos del aire en el interior de cañones urbanos con diferentes relaciones de aspecto: a)  $H/W < 0.3$ ; b)  $H/W = 0.5$  y c)  $H/W = 1.0$ . (Fuente: Oke, 1988).

En la Figura 3.1 se presentan los siguientes casos:

a) Cuando los edificios a ambos lados de la calle están muy separados, o sea, la calle del cañón urbano tiene un ancho mayor que la altura media de los edificios de los costados del cañón ( $H/W < 0.3$ ) y actúan como elementos rugosos aislados: el aire que fluye a sotavento del primer edificio debe recorrer una distancia suficientemente grande antes de encontrar el próximo obstáculo.

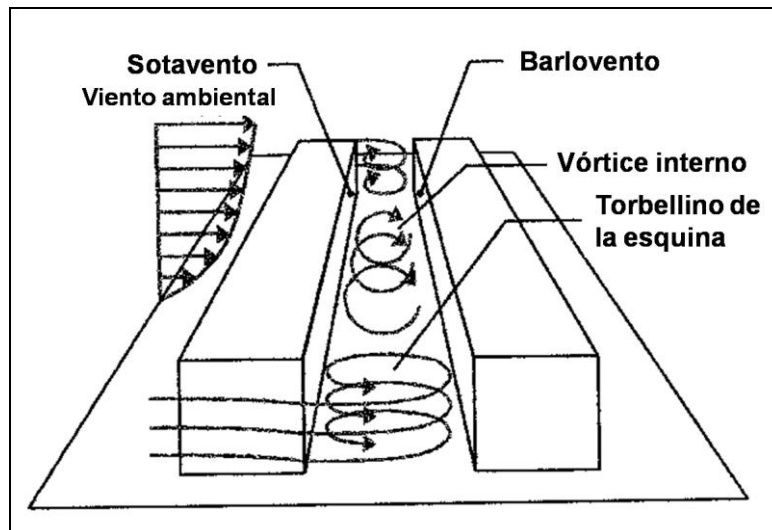
b) Cuando los edificios no están tan espaciados ( $H/W = 0.5$ ) y el flujo del aire perturbado tiene una distancia insuficiente para reajustarse antes de encontrar el edificio del lado opuesto.

c) Cuando  $H/W = 1.0$ , situación en la que el flujo del aire dentro del cañón está caracterizado por un vórtice.

En este último caso, desde un punto de vista tridimensional debería observarse una reflexión del viento en la pared situada a barlovento en el cañón (Johnson y Hunter, 1999; Nakamura y Oke, 1988).

Cuando el viento ambiental es oblicuo respecto del eje de la calle, la reflexión puede inducir flujos del aire en forma de espiral a lo largo del cañón. Con vientos paralelos al eje del cañón pueden producirse otros efectos complejos de canalización.

Si existen áreas adicionales de baja presión y circulaciones locales del aire cerca de las intersecciones, éstas pueden generar vórtices horizontales en las esquinas. En cañones relativamente cortos, los vórtices en las esquinas pueden ser suficientemente intensos como para inhibir un vórtice estable cuya circulación es perpendicular a la calle (Figura 3.2). Este efecto de ventilación desaparece al aumentar la longitud de la calle (Theurer, 1999).



**Figura 3.2.** Esquema de la circulación del aire en el interior y las intersecciones de cañones urbanos.

En cañones relativamente profundos ( $H/W > 1.3$ ), el vórtice principal se encuentra separado del nivel del suelo, con el aire casi estancado en la zona inferior (DePaul y Sheih, 1986). Cuando la relación de aspecto aumenta ( $H/W = 2.0$ ) puede observarse un vórtice secundario menor rotando en sentido contrario al principal (Pavageau et al., 1997, Zhong et al., 2015). En cañones más estrechos ( $H/W = 3.0$ ), puede aparecer un tercer vórtice (Jeong y Andrews, 2002; Vardoulakis et al., 2003). En muchos casos, algunos vórtices pequeños y débiles se desarrollan en las esquinas laterales inferiores del cañón urbano.

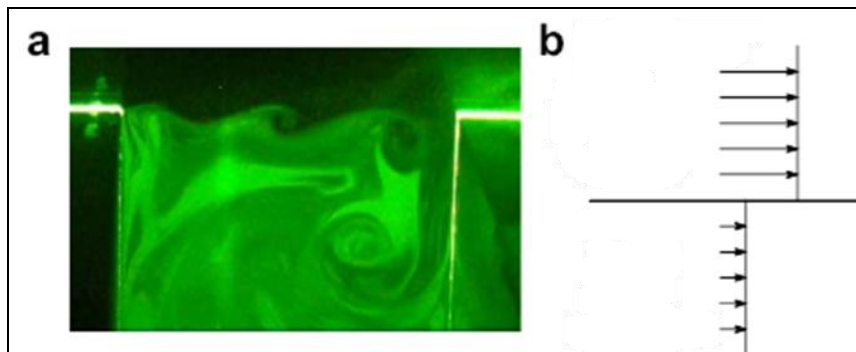
El flujo del aire en el interior de un cañón urbano, también se encuentra afectado por la turbulencia mecánica en el aire inducida por el movimiento de los vehículos (Eskridge y Rao, 1986; Kastner-Klein et al., 2003; Mazzeo y Venegas, 2005, 2011; Mazzeo et al., 2007, Thaker et al., 2016) o creada por los elementos rugosos ubicados dentro de un cañón (árboles, balcones, molduras) (Hoydysh y Dabberdt, 1994; Theurer, 1999). Por otra parte, la forma e intensidad de los vórtices pueden ser afectadas, también, por la estabilidad de la atmósfera y otros efectos térmicos inducidos por el calentamiento diferencial de las paredes y la calle (Kwak et al., 2014; Sini et al., 1996, Tan et al., 2015).

### **3.3 Dispersión de contaminantes en un cañón urbano.**

Debido al efecto nocivo que los contaminantes emitidos en el interior de un cañón urbano puede tener sobre los transeúntes, desde hace algunas décadas se estudian las características de la dispersión de contaminantes en cañones urbanos (Berkowicz et al., 1996; Buckland, 1998; Cheng et al., 2009; Hertel y Berkowicz, 1989a; Johnson et al., 1973; Kastner-Klein et al., 2001b; Kim y Baik, 2004; Kumar et al., 2008; Kwak et al., 2016; Li et al., 2008; Mazzeo y Venegas, 2005, 2010, 2011; Mazzeo et al., 2007; Mensink y Lewycky, 2001; Nikolova et al., 2011; Park et al., 2015; Weber et al., 2006; Wehner y Weidensohler, 2003; Yim et al., 2014).

La dispersión de contaminantes emitidos por los vehículos que circulan en diferentes calles de una ciudad, generalmente depende de los intercambios verticales del aire con la canopia urbana y horizontales con las calles laterales (Riain et al., 1998). Existen evidencias empíricas (Louka et al., 2000) que muestran que la recirculación en la calle está acoplada con el viento ambiental a través de una cortante que se genera a nivel del techo. Esta cortante es inestable, semejante a la inestabilidad de Kelvin-Helmholtz, que conduce a una intermitencia en la recirculación del aire en la calle, y por lo tanto, de la ventilación del aire en la calle. En la Figura 3.3 se ilustra el efecto de la

inestabilidad del flujo del aire en el tope de un cañón urbano mediante los resultados obtenidos por Soulhac et al. (2013) en un túnel de viento.



**Figura 3.3.** a) Imagen obtenida en un experimento realizado en un túnel de viento que muestra la inestabilidad del flujo del aire en el tope del cañón urbano; b) Detalle de la cortante del flujo del aire en la interfaz. (Fuente: Soulhac et al., 2013)

Como resultado del intercambio de aire a nivel del techo de los edificios, entre el interior del cañón urbano y la capa límite atmosférica urbana, los contaminantes son introducidos en la capa límite contribuyendo a la contaminación de "fondo". El cociente entre los niveles de la concentración de contaminantes en el aire interior de un cañón urbano y las de fondo, generalmente es mayor que la unidad.

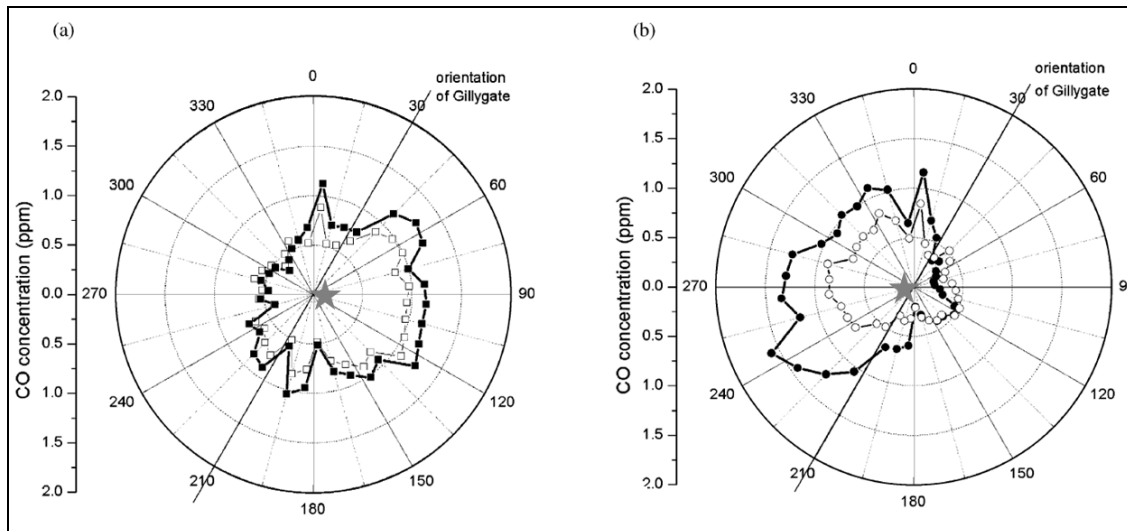
La concentración de contaminantes en el aire del interior de los cañones urbanos, decrece con la altura siguiendo, generalmente, una distribución exponencial. Sin embargo, también pueden observarse algunos patrones más complejos dependiendo del lado de la calle, la distancia a las paredes, y de las características de los edificios y de los árboles (Jicha et al., 2000; Kastner-Klein y Plate, 1999). La variación vertical exponencial no es aplicable a las sustancias emitidas por el tránsito vehicular cuyo tiempo de vida sea corto (por ejemplo, NO, NO<sub>2</sub>). Se ha observado que en condiciones ambientales que favorecen la actividad fotoquímica, la concentración de NO<sub>2</sub> en aire dentro del cañón urbano puede aumentar con la altura (Väkevä et al., 1999).

Los resultados provenientes de mediciones realizadas "in situ" en cañones urbanos (Berkowicz et al., 2002; Boddy et al., 2005; DePaul y Sheih 1985; Kalthoff et al. 2005; Mazzeo et al., 2007; Qin y Kot, 1993; Schatzmann et al., 2001; Thaker et al., 2016) muestran que las concentraciones en aire de contaminantes emitidos por los vehículos, son mayores del lado de sotavento

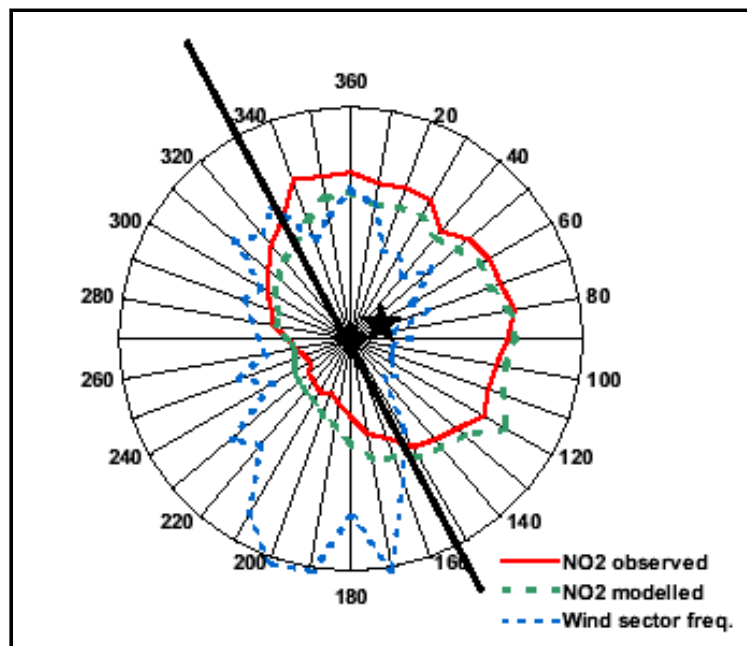
del cañón urbano, respecto de las observadas del lado situado a barlovento. Las mayores concentraciones a sotavento resultan de la acumulación de contaminantes que son transportados localmente por el vórtice interno que abarca la mayor parte del cañón urbano. Mazzeo et al. (2007) encontraron que las concentraciones de CO a sotavento pueden ser tres o cuatro veces mayores que las concentraciones de fondo y las de NO<sub>x</sub> pueden ser un orden de magnitud mayor. Los experimentos realizados en túneles de viento (Hoydysh y Dabberdt, 1988) para condiciones de viento perpendicular al eje de la calle indican que las concentraciones a sotavento pueden llegar a ser dos órdenes de magnitud mayores que las del lado a barlovento.

Las rosas de contaminación constituyen una herramienta gráfica que permite mostrar sintéticamente la variación de la concentración media con la dirección del viento. El centro de la rosa representa la ubicación del monitor, la magnitud se indica por la longitud de los radios y la dirección por el ángulo de los mismos, que se relacionan directamente con las direcciones marcadas en el compás y la referencia norte del mismo. Algunos ejemplos de rosas de contaminación para cañones urbanos se presentan en la Figura 3.4 (Rosa de contaminación de CO (ppm) en Gillygate, York, UK) y en la Figura 3.5 (Rosa de contaminación de NO<sub>2</sub> en Stratford Road, Birmingham, UK).

En la Figura 3.4 es posible observar que, para el caso estudiado, la concentración de CO en aire es mayor a menor altura sobre el cañón. En las Figuras 3.4 y 3.5 se observa que, en las condiciones de sotavento, las concentraciones de contaminantes en aire son mucho mayores que en condiciones de barlovento.



**Figura 3.4:** Rosas de contaminación de CO (ppm) en la calle Gillygate, York, UK. Se indica la orientación del cañón urbano y la posición de las estaciones de monitoreo: a) del lado este de la calle y b) del lado oeste de la calle. Tanto los cuadrados como los círculos rellenos se refieren a mediciones a 3.5 m de altura, los cuadrados y círculos vacíos a mediciones a 7 m y 10 m respectivamente. (Fuente: Boddy et al., 2005).



**Figura 3.5:** Rosas de contaminación observada y estimada de NO<sub>2</sub> en un cañón urbano de Stratford Road, Birmingham, UK, conjuntamente con la rosa de viento. La recta negra resaltada indica la orientación del cañón urbano y la estrella señala la posición de la estación de monitoreo. (Fuente: Vardoulakis et al., 2011).

La distribución de los contaminantes emitidos desde los vehículos dentro de un cañón urbano, inicialmente, se encuentra afectada por las características propias de su emisión, luego por la turbulencia correspondiente al aire ambiental en el interior del cañón urbano y finalmente por la turbulencia

generada por el movimiento de los automóviles. Estos procesos pueden actuar simultáneamente.

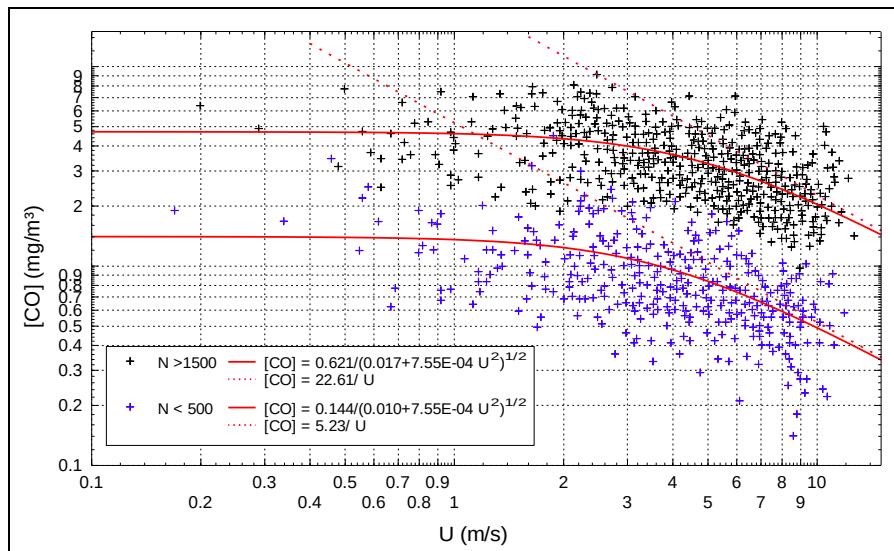
Como se mencionó anteriormente, cuando el viento ambiental es perpendicular al eje longitudinal del cañón, el torbellino transporta los contaminantes emitidos cerca del suelo hacia la pared del edificio ubicada a sotavento donde se presentan las concentraciones mayores. También, existen flujos del aire en el interior del cañón urbano, inestabilizados térmicamente por la insolación y por el calor generado por las paredes de los edificios y por los vehículos. Berkowicz et al., (2004); Boddy et al., (2005); Hoydysh y Chiu (1971); Hoydysh et al., (1974); Hussain y Lee (1980); Jacko (1972); Karra et al., (2011); Kennedy y Kent (1977); Madalozzo et al., (2014); Park et al., (2015); Rafailidis (1997); Wedding et al., (1977) estudiaron la influencia de la geometría del cañón sobre la dispersión de los contaminantes en su interior. Se encontró que las estructuras de los edificios tienen una marcada influencia en el transporte de contaminantes por el flujo medio y turbulento (Tominaga et al., 2013).

La dispersión de los contaminantes en aire en un cañón urbano está dominada principal e indirectamente por el viento ambiental que condiciona la generación del vórtice del aire y la turbulencia atmosférica en el interior del mismo. Sin embargo, el desarrollo del vórtice requiere que la velocidad del viento ambiental sea mayor a 2 m/s. Cuando el viento ambiental es menor que 1.5-2.0 m/s, la capacidad del viento para dispersar los contaminantes emitidos dentro del cañón se encuentra fuertemente disminuida. Debido a que la concentración de contaminantes en aire es inversamente proporcional a la velocidad del viento, se espera que las condiciones más comprometidas de calidad del aire se presenten en situaciones cercanas a la calma. Si bien en general esto es así, las concentraciones observadas en cañones urbanos muestran que cuando el viento es muy débil, éstas están controladas por otro mecanismo de dispersión existente dentro del cañón urbano.

En la Figura 3.6 se presenta la variación de la concentración horaria de CO registrada a sotavento en un cañón urbano, con velocidad del viento ambiental (U), para dos condiciones de flujo de tránsito automotor  $N > 1500$  veh/h y  $N < 500$  veh/h. En ambas condiciones de flujo de tránsito automotor, la

concentración de contaminantes en aire dentro del cañón urbano aumenta con la disminución de la velocidad del viento ambiental ( $U$ ). Cuando la velocidad del viento ambiental es mayor a 5 m/s, es este proceso el que domina la dispersión de los contaminantes y los valores verifican la relación  $C \propto 1/U$ .

Sin embargo, a medida que el viento se debilita el incremento de la concentración disminuye. Este comportamiento de la concentración de contaminantes dentro del cañón urbano en condiciones de viento muy débil, pone en evidencia la existencia de otro mecanismo que domina la dispersión de los contaminantes y que limita el aumento de la concentración: la generada por los vehículos que circulan en el interior del cañón.



**Figura 3.6.** Variación de la concentración horaria de CO en el interior de un cañón urbano con la velocidad del viento ( $U$ ), para dos flujos ( $N$ ) de tránsito vehicular (veh/h), en condiciones de sotavento. (Fuente: Mazzeo et al., 2003). La línea roja punteada presenta el ajuste de los valores observados de concentración ( $C$ ) en función de  $U$ , para  $U > 5$  m/s. La línea roja continua representa la curva de ajuste de  $C$  vs  $U$  considerando todos los datos

Como lo muestran los resultados incluidos en la Figura 3.6, esta turbulencia producida por el tránsito automotor (denominada usualmente TPT) es un factor importante para la dilución de contaminantes en las calles en condiciones de viento débil.

### **3.4 Turbulencia inducida por el movimiento de los vehículos dentro del cañón urbano.**

De acuerdo con lo expuesto, la concentración de contaminantes en aire dentro de un cañón urbano depende de la velocidad y dirección del viento y de la turbulencia generada por los vehículos, por lo que también depende de la intensidad del tránsito automotor, del porte de los vehículos y de la velocidad de éstos. La generación de la turbulencia por el movimiento de los autos ha sido objeto de diferentes investigaciones teóricas y experimentales (Di Sabatino et al., 2003; Eskridge y Hunt, 1979; Eskridge et al., 1991; Gronskei 1988; Kastner- Klein et al., 2000a, 2003; Ketzel et al., 1999; Kondo y Tomizuka, 2009; Mazzeo y Venegas, 2005, 2011; Rao et al., 2002; Solazzo et al., 2011; Stern y Yamartino, 2001; Thomson y Eskridge, 1987). Sahlodin et al. (2007) y Alonso- Estébanez et al. (2012) describen los efectos de los vehículos que circulan a gran velocidad por carreteras.

El efecto del tránsito automotor en el flujo medio de aire, la turbulencia y la concentración en los cañones urbanos ha sido objeto de estudios realizados en túneles de viento, entre otros, por Kastner-Klein et al. (1999) y (2001b). Estos autores han simulado diferentes configuraciones de tránsito con placas de metal montadas sobre dos cintas moviéndose en sentido contrario, simulando así el efecto de vehículos moviéndose en ambas direcciones a lo largo de la calle en túneles de viento (Kastner-Klein, 1999). El viento se consideró directamente perpendicular al eje de la calle. Con el objetivo de garantizar la independencia de los resultados del número de Reynolds, se varió la velocidad del viento entre 5 m/s y 12 m/s para asegurar un flujo turbulento. Mientras la componente longitudinal (normal al eje del cañón) del flujo medio se encontraba levemente afectada por la cantidad de carriles (uno ó dos) de tránsito automotor existente, la componente del flujo medio lateral (a lo largo del cañón) estuvo fuertemente afectada. Para ambas configuraciones del tránsito automotor la intensidad de la turbulencia dentro del cañón urbano, en particular en la parte baja y cercana a la pared de sotavento en el cañón, fue mucho más grande que en el caso sin tránsito automotor. También, se encontró que la presencia del tránsito automotor y su disposición afecta la distribución de la concentración sobre el lado sotavento del cañón (Kastner-

Klein et al., 2001b). En los casos sin circulación de vehículos y dos carriles de tránsito automotor, el patrón de concentración fue aproximadamente simétrico con respecto al plano transversal central al cañón. Cuando se presentó un único carril de tránsito, la distribución de concentración resultó fuertemente sesgada enfatizando la componente del flujo medio significativa a lo largo del cañón.

Vachon et al. (2001) describieron los mismos efectos de los movimientos del tránsito automotor en el campo de turbulencia en un cañón urbano analizando datos reales. Las mediciones fueron efectuadas en una calle de la ciudad de Nantes (Francia) durante el experimento Nantes99. En la parte más baja del cañón urbano, se encontraron incrementos en los niveles de la energía cinética turbulenta del aire, los cuales pueden ser atribuidos a la turbulencia creada por el movimiento de los vehículos. Cerca del tránsito automotor, la turbulencia fue mayor en los dos lados (sotavento y barlovento). Sin embargo, a sotavento la influencia fue más pronunciada y el alcance vertical en esta región fue superior que del lado barlovento. Esto indica nuevamente la advección de la turbulencia creada por el tránsito en la región del mismo hacia sotavento debido al vórtice inducido por el viento en el cañón.

A pesar de que los resultados obtenidos en los experimentos realizados en túneles de viento y en campo tienen una contribución significativa para un mejor entendimiento de los efectos de TPT en el flujo y dispersión de contaminantes en cañones urbanos y su interacción con el flujo inducido por el viento, la incorporación de los efectos del tránsito automotor en modelos de dispersión aun se encuentra en un estado rudimentario. En la literatura especializada, existen sólo algunas pocas parametrizaciones relativamente simples de la TPT.

#### *3.4.1 Diferentes parametrizaciones de la turbulencia inducida por el tránsito (TPT)*

En cañones urbanos la turbulencia del aire creada por el movimiento de vehículos no debe ser considerada como una simple superposición de estelas

vehiculares independientes. Algunos autores (Berkowicz et al., 1997; Kastner-Klein et al., 2003; Kondo y Tomizuka, 2009; Mazzeo y Venegas, 2005; Murena et al. 2009; Plate, 1982; Rao, 2009; Stern y Yamartino 2001; Solazzo et al., 2011; Vardoulakis et al., 2003) han propuesto diversas expresiones para parametrizar la turbulencia del aire inducida por el tránsito automotor, algunas de las cuales se describen a continuación.

Berkowicz et al. (1997) proponen que los vehículos que circulan en la calle sean considerados elementos de distorsión del flujo del aire creando una turbulencia adicional del aire ( $\sigma_{w0}^2$ ) expresada como

$$\sigma_{w0}^2 = d^2 \cdot v^2 \cdot D \quad (3.1)$$

en donde  $v$  es la velocidad vehicular media,  $D$  es la densidad de los elementos en movimiento y  $d$  es una constante empírica relacionada con el coeficiente de arrastre aerodinámico de los elementos.

La densidad del tráfico vehicular en la calle depende del área relativa ocupada por los autos en movimiento con respecto al área de la calle.

$$D = \frac{N \cdot S^2}{v \cdot W} \quad (3.2)$$

donde  $N$  es el número de automotores circulando por unidad de tiempo,  $S^2$  es el área horizontal ocupada por un único automotor y  $W$  es el ancho de la calle.

Sustituyendo (3.2) en (3.1), se obtiene:

$$\sigma_{w0}^2 = d^2 \cdot \left( \frac{N \cdot v \cdot S^2}{W} \right) \quad (3.3)$$

Esta expresión indica que la turbulencia creada por el tránsito automotor aumenta con el flujo vehicular ( $N \cdot v$ ) y disminuye con el incremento del ancho del cañón urbano.

La expresión (3.3) considera un único tipo de vehículo. Si la flota vehicular está conformada por vehículos de diferentes tamaños, el valor de  $\sigma_{w0}$  se obtiene a

partir de la contribución debida a cada tipo de vehículo. Por ejemplo, si la flota está integrada por vehículos livianos (particulares) y vehículos pesados,  $\sigma_{w0}$  está dada por:

$$\sigma_{w0}^2 = \left( \frac{d_p^2 \cdot N_p \cdot v_p \cdot S_p + d_t^2 \cdot N_t \cdot v_t \cdot S_t}{W} \right) \quad (3.4)$$

donde  $N_p$  y  $N_t$ , son el número de vehículos livianos y pesados que circulan por unidad de tiempo,  $v_p$  y  $v_t$ , son el promedio de velocidad de los vehículos livianos y pesados,  $S_p$  y  $S_t$ , son el área horizontal ocupada por un vehículo liviano o pesado, y  $d_p$  y  $d_t$  son constantes empíricas adimensionales relacionadas con los coeficientes aerodinámicos para cada tipo de vehículo.

Por otra parte, Di Sabatino et al. (2003) parametrizaron la turbulencia producida por el tránsito automotor considerando distintas condiciones de densidades vehiculares. Para ello, consideran que, de acuerdo con la mecánica de los fluidos, la desviación estándar de las fluctuaciones de velocidad  $\sigma_t$  es una medición representativa de la energía cinética turbulenta (TKE), y por lo tanto es también una medida de TPT. La energía cinética turbulenta producida por el tránsito vehicular por unidad de masa ( $TKE_t$ ), puede caracterizarse por medio de las desviaciones de las tres componentes de velocidad producidas por el tránsito ( $\sigma_{ut}, \sigma_{vt}, \sigma_{wt}$ ),  $\sigma_t$ , ha sido definida como:

$$TKE_t = 0.5(\sigma_{ut}^2 + \sigma_{vt}^2 + \sigma_{wt}^2) \equiv 0.5\sigma_t^2 \quad (3.5)$$

Asimismo, considerando que las fluctuaciones de velocidad relacionadas con el tránsito automotor varían marcadamente en el espacio, una magnitud representativa de la TPT debe basarse en el valor medio espacial de la desviación estándar de las fluctuaciones de velocidad:

$$\sigma_{mt} = \frac{1}{V_t} \iiint \sigma_t dx dy dz \quad (3.6)$$

De estas consideraciones, surge que la parametrización de la TPT propuesta por Di Sabatino et al. (2003) se centra en la derivación de una formulación

basada en principios físicos para  $\sigma_{mt}$  y en la determinación adecuada de los volúmenes sobre los que se promedia ( $V_t$ ).

El análisis de TPT está basado en el balance de producción-disipación de energía cinética turbulenta generada por un vehículo o una fila de vehículos en el cañón urbano. Llamando  $P$  a la energía cinética turbulenta producida por uno o más vehículos, en el volumen total considerado, la forma general que la expresa es:

$$P = N.v.C_D.\left(\frac{1}{2}\rho.v^2\right).h^2 \quad (3.7)$$

donde  $N$  es el número de vehículos produciendo turbulencia,  $C_D$  es el coeficiente de arrastre medio de los vehículos,  $v$  es la velocidad media vehicular,  $h$  es la escala de longitud geométrica de los vehículos y  $\rho$  es la densidad del fluido.

La producción de energía cinética turbulenta por unidad de masa  $P_t$  es entonces:

$$P_t = \frac{N.v.C_D.\left(\frac{1}{2}\rho.v^2\right).h^2}{\rho.V_t} = \frac{\frac{1}{2}.N.C_D.v^3.h^2}{V_t} \quad (3.8)$$

El volumen promedio  $V_t$  puede ser el volumen de una capa relativamente delgada en la base del cañón urbano que se restringe a la región ocupada por el tránsito, puede ser el volumen de todo el cañón, o puede ser un volumen intermedio.

La forma general para el cálculo de la energía cinética turbulenta disipada por unidad de masa  $\varepsilon$  está dada por:

$$\varepsilon = c_1.\frac{\sigma_{mt}^3}{l_\varepsilon} \quad (3.9)$$

donde  $l_\varepsilon$  es la escala de longitud de disipación de energía cinética turbulenta y  $c_1$  es una constante adimensional. Igualando las ecuaciones (3.8) y (3.9) se obtiene:

$$\sigma_{mt}^3 = c_2 \cdot N \cdot \frac{C_D \cdot h^2 \cdot l_\varepsilon \cdot v^3}{V_t} \quad (3.10)$$

donde  $c_2 = (2c_1)^{-1}$

Para distinguir entre distintas configuraciones del tránsito, los autores consideran tres situaciones de densidad de tránsito: baja, moderada e intensa.

✓ *Baja densidad de tránsito, sin interacciones entre las estelas de los vehículos.*

En este caso, no existe interacción entre las estelas turbulentas de aire producidas por los vehículos, por lo que es necesario considerar la turbulencia en la estela de cada vehículo.

El tamaño de la estela está relacionado con la escala geométrica de longitud del vehículo, que también determinará la escala de longitud de disipación. Por lo tanto, los parámetros incluidos en la ecuación (3.10) pueden considerarse como:

$$N = 1 \quad (3.11)$$

$$V_t \propto h^3 \quad (3.12)$$

$$l_\varepsilon \propto h \quad (3.13)$$

Utilizando las ecuaciones (3.11) a (3.13) se obtiene la siguiente expresión para la energía cinética turbulenta media  $\sigma_{wt}^2$  en cada estela particular:

$$\sigma_{wt}^2 = c_3 \cdot C_D^{2/3} \cdot v^2 \quad (3.14)$$

donde  $c_3$  es otra constante adimensional.

Para la implementación de modelos de dispersión atmosférica en cañones urbanos, el interés no es la turbulencia de una estela particular sino la media del conjunto de estelas  $\sigma_{ct}^2$  en una parte del cañón urbano de longitud  $L$ , ancho  $W$  y altura  $H$ . Para el caso de las estelas que no interactúan entre sí, el valor  $\sigma_{ct}^2$  puede estar definido promediando los volúmenes:

$$N \cdot \sigma_{wt}^2 \cdot V_w = \sigma_{ct}^2 \cdot V_c \quad (3.15)$$

donde  $V_w \propto h^3$  corresponde al volumen de la estela y  $V_c$  es el volumen dentro del cañón sobre el cual se promedia. Este volumen  $V_c$  no es necesariamente igual a  $L \cdot W \cdot H$  y puede definirse como:

$$V_c = L \cdot S_c \quad (3.16)$$

donde  $S_c \leq W \cdot H$  es el área de la sección transversal del cañón en el que la TPT está activa. En particular:  $S_c = W \cdot h$  se refiere al caso en que la turbulencia es promediada sobre la capa donde se encuentra el tránsito y  $S_c = W \cdot H$  se refiere al caso en que la turbulencia es promediada sobre todo el cañón.

Asimismo, el número de vehículos que circulan se puede expresar como:

$$N = L / L_v = L \cdot n_v \quad (3.17)$$

con  $L_v$  la distancia entre los vehículos y  $n_v$  el número de vehículos por unidad de longitud.

Introduciendo las ecuaciones (3.16), (3.17) y (3.14) en la ecuación (3.15) se obtiene la siguiente expresión:

$$\sigma_{ct}^2 = b \cdot v^2 = c_4 \cdot n_v \cdot C_D^{2/3} \cdot v^2 \cdot \frac{h^3}{S_c} \quad (3.18)$$

Esta expresión (con una nueva constante adimensional  $c_4$ ) muestra el comportamiento esperado de  $\sigma_{ct}^2$  directamente proporcional a la densidad del tránsito y a la velocidad del mismo ( $\sigma_{ct}^2 \propto n_v \cdot v^2$ ) y conceptualmente coincide

con la parametrización de la TPT dada por la expresión (3.4). Más específicamente, la ecuación (3.18) coincide con la parametrización (3.4) si  $S_c = W.h$  y  $c_4 = d^2.C_D^{-2/3} \cdot \frac{A}{A_p}$  donde  $d^2$  es el factor relacionado con el coeficiente de arrastre y  $A$  y  $A_p$  son el área media frontal y el área en plana del vehículo respectivamente.

✓ *Moderada densidad del tránsito, con interacción entre las estelas de los vehículos.*

En el caso de las densidades intermedias de tránsito, con interacción entre las estelas, se considera la turbulencia media producida por una fila de vehículos. En este caso:

$$N=L.V_h \quad (3.19)$$

$$V_t=V_c=L.S_c \quad (3.20)$$

$$l_\varepsilon \propto h \quad (3.21)$$

La energía cinética turbulenta media puede ser inmediatamente expresada como:

$$\sigma_{ct}^2 = c_5 (n_v.C_D)^{2/3} . v^2 . \frac{h^3}{S_c^{2/3}} = b.v^2 \quad (3.22)$$

donde se introduce una nueva constante proporcional adimensional ( $c_5$ ).

En este caso, el coeficiente de arrastre  $C_D$  se mantiene constante o cambia levemente si existe alguna pequeña congestión de los vehículos. Por lo tanto, para una geometría de cañón dada, la relación  $\frac{\sigma_{ct}^2}{v^2}$  cambia con la densidad de

tránsito de acuerdo con  $n_v^{2/3}$ , de forma más suave que en el caso anterior, el

cual presentaba una dependencia lineal de  $\frac{\sigma_{ct}^2}{v^2}$  con  $n_v$ .

✓ *Intensa densidad de tránsito, con fuerte interacción entre las estelas de los vehículos.*

En el caso de tránsito congestionado, la aproximación es la misma que en el caso anterior, pero se asume que los vehículos están densamente congestionados entonces la escala de longitud efectiva para la disipación es la distancia entre los vehículos y no la escala de longitud de las estelas:

$$l_{\varepsilon} \propto L_v = \frac{1}{n_v} \quad (3.23)$$

En este caso la energía cinética turbulenta media puede ser expresada como:

$$\sigma_{ct}^2 = bv^2 = c_6 \cdot C_D^{2/3} v^2 \cdot \frac{h^{4/3}}{S_c^{2/3}} \quad (3.24)$$

Esta expresión (con una nueva constante adimensional  $c_6$ ) muestra que si la densidad del tránsito es muy alta, el efecto de la TPT resulta independiente del número de vehículos. Es importante notar que si el espacio entre los vehículos decrece,  $C_D$  se reducirá debido al resguardo que un vehículo produce sobre los otros y consecuentemente  $\frac{\sigma_{ct}^2}{v^2}$  también decrecerá.

Resumiendo, la parametrización de la turbulencia inducida por el tránsito ( $\sigma_{w0}$ ) propuesta por Di Sabatino (en este trabajo, denominada  $\sigma_{ct}$ ) para los distintos tipos de densidad vehicular resulta:

- Baja  $\sigma_{w0}^2 = b.v^2 = c_4 \cdot n_v \cdot C_D^{2/3} \cdot v^2 \cdot \frac{h^3}{S_c} \quad (3.18)$

- Moderada  $\sigma_{w0}^2 = b.v^2 = c_5 \cdot (n_v \cdot C_D)^{2/3} \cdot v^2 \cdot \frac{h^3}{S_c^{2/3}} \quad (3.22)$

- Intensa  $\sigma_{w0}^2 = bv^2 = c_6 \cdot C_D^{2/3} v^2 \cdot \frac{h^{4/3}}{S_c^{2/3}} \quad (3.24)$

Kastner-Klein et al. (2003) aplican las parametrizaciones propuestas por Di Sabatino et al. (2003), utilizando valores de campañas de medición de flujo de tránsito en tres cañones urbanos europeos. En ese trabajo, los autores consideran los siguientes criterios para definir las condiciones de densidad del tránsito y los valores para las constantes  $c_4$  y  $c_5$ :

- Densidad vehicular baja ( $n_v < 0.04$  1/m): se aplica la ecuación (3.18) considerando  $c_4 = 0.06$ .
- Densidad vehicular intensa ( $n_v > 0.04$  1/m): se aplica la ecuación (3.22) considerando  $c_5 = 0.007$ .

Solazzo et al. (2007) evaluaron las parametrizaciones de la TPT propuestas por Di Sabatino et al. (2003) (dadas por las ecuaciones (3.18), (3.22) y (3.24)) asumiendo las siguientes condiciones:

- Densidad vehicular baja ( $n_v < 0.037$  1/m): se aplica la ecuación (3.18) considerando  $c_4 = 0.03$ .
- Densidad vehicular moderada ( $0.037$  1/m  $< n_v < 0.05$  1/m): se aplica la ecuación (3.22) considerando  $c_5 = 0.0025$ .
- Densidad vehicular intensas ( $n_v > 0.05$  1/m): se aplica la ecuación (3.24) considerando  $c_6 = 0.0049$ .

Las formulaciones fueron evaluadas usando seis series de datos independientes de concentraciones de CO observadas en cañones urbanos de ciudades europeas. Se realizaron análisis estadísticos y de sensibilidad para evaluar el desempeño de las distintas formulaciones de la turbulencia inducida por los vehículos cuando eran consideradas en un modelo de dispersión de contaminantes dentro de un cañón urbano. Los resultados mostraron que el desempeño del modelo fue significativamente sensible a las distintas formas de parametrización de la TPT. Los mejores resultados se obtuvieron considerando las parametrizaciones más detalladas de la TPT, dependiendo de la densidad del tránsito.

Por otra parte, Mazzeo y Venegas (2010) propusieron una parametrización de la TPT obtenida a partir de datos conseguidos en una campaña de medición (flujo de tránsito, concentraciones de CO y NO<sub>x</sub> en aire) realizada en un cañón urbano de Goettinger Strasse (Hannover, Alemania). Esos autores obtienen una expresión empírica para  $\sigma_{w0}^2$  en situaciones de sotavento, en función de la dirección del viento y la densidad del tránsito vehicular ( $n_v$ ), dada por:

$$\sigma_{w0}^2 = [m(n_v)^n] v^2 \quad (3.25)$$

donde el coeficiente  $m$  tiene unidades de (veh<sup>-n</sup> km<sup>n</sup>) y el exponente  $n$  es adimensional. Los valores de  $m$  se estiman a partir de

$$m = 9.861E-07 + 2.989E-08 \beta + 3.493E-10 \beta^2 - 2.311E-12 \beta^3$$

donde las unidades de cada factor numérico son tales que expresando  $\beta$  en grados sexagesimales (°), se obtiene  $m$  y los valores de  $n$  se obtienen mediante la expresión

$$n = 2.7542 (\beta + 14.1)^{-0.3098}$$

donde las unidades de los coeficientes numéricos corresponden a  $\beta$  expresado en grados sexagesimales (°). El valor de  $\beta$  depende de la dirección del viento ambiental (WD), si  $WD \geq 163^\circ$ , el valor de  $\beta$  se calcula como  $[\beta = WD - 163^\circ]$  y si  $WD < 163^\circ$ ,  $[\beta = WD + (360^\circ - 163^\circ)]$  (en este caso,  $163^\circ$  es la orientación del eje del cañón considerado). Estas expresiones son válidas para  $5 \text{ veh km}^{-1} \leq (n_v) \leq 50 \text{ veh km}^{-1}$ .

Solazzo et al. (2011) proponen una parametrización de la turbulencia producida por el tránsito automotor, agregándole un término extra de energía cinética turbulenta que actúa en la mitad inferior del cañón. La forma funcional propuesta es función de la densidad vehicular y está dada por:

$$\sigma_{w0}^2 = bv^2 = K_1 \left( 1 - \exp\left(\frac{-n_v}{k_2}\right) \right) v^2 \quad (3.26)$$

donde  $K_1=0.0012$ ,  $k_2=0.031$  son parámetros empíricos,  $n_v$  es la densidad del tránsito y  $v$  es la velocidad media del flujo vehicular.

*A lo largo de este capítulo se ha introducido el concepto de cañón urbano y se ha descrito cómo es la circulación del aire dentro del mismo, analizándose la influencia de la velocidad del viento ambiental, de la relación de aspecto del cañón (edificios a ambos lados de la calle con gran separación, con menor separación y con poca separación) y de la turbulencia generada por los movimientos de los vehículos.*

*Se han presentado diversos trabajos en donde muestran que las concentraciones de contaminantes dentro del cañón son mayores del lado sotavento del mismo, resultado del transporte local realizado por el vórtice interno que se forma como consecuencia de las características antes mencionadas, que abarca la mayor parte del cañón. Se ha mostrado que para vientos de baja intensidad la capacidad del viento de dispersar contaminantes emitidos dentro del cañón se ve disminuida, esperándose en situaciones de calma, las condiciones más comprometidas de calidad del aire. En estas condiciones es la turbulencia inducida por el tránsito (TPT) la principal responsable de la distribución de contaminantes.*

*Se han descrito diferentes parametrizaciones de la turbulencia inducida por el tránsito desarrolladas por diversos autores, entre los cuales, tres de estos (Berkowicz et al., (1997) y las formulaciones hechas por Kastner-Klein et al., (2003) y Solazzo et al., (2007) de las parametrizaciones hechas por Di Sabatino et al. (2003)) se utilizarán para comparar los resultados obtenidos con la parametrización desarrollada en este trabajo de tesis (capítulo 5).*

*El estudio de la dispersión de contaminantes en la atmósfera, con fines de investigación o regulatorios, se realiza mediante la utilización de modelos de dispersión atmosférica, que permiten relacionar las condiciones de emisión y de ventilación del cañón urbano con los niveles de concentración de contaminantes en aire. En el capítulo 4 se presentarán distintos modelos de dispersión atmosférica en cañones urbanos existentes en la bibliografía.*

## **4. MODELOS DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA APLICABLES A CAÑONES URBANOS**

### **4.1. Introducción**

Las principales fuentes de contaminación del aire ambiental en áreas urbanas son los vehículos automotores. En los cañones urbanos, principales receptores de la contaminación vehicular, la calidad del aire suele encontrarse deteriorada, en muchas ocasiones no cumpliendo con los estándares ambientales debido a una reducida ventilación atmosférica. Estos aspectos sumados al hecho de que la emisión de contaminantes ocurre cerca del nivel del suelo, muy próximo a los receptores, pueden causar impactos adversos en la salud humana.

El estudio de la dispersión de contaminantes en la atmósfera, con fines de investigación o regulatorios, se realiza mediante la utilización de modelos de dispersión atmosférica, que permiten relacionar las condiciones de emisión y de ventilación del cañón con los niveles de concentración de contaminantes en aire en cañones urbanos.

En las últimas décadas se realizaron diferentes estudios relacionados con la dispersión de contaminantes en cañones urbanos (Assael et al., 2008; Berkowicz et al., 1996; Brasseur et al., 2014; Cheng et al., 2009; Douros et al., 2014; Ganguly y Broderich, 2011; Hülsmann et al., 2014; Kastner-Klein et al., 2001a, 2001b; Kim y Baik, 2004; Kumar et al., 2008; Li et al., 2008; Mazzeo y Venegas, 2005, 2010, 2011; Murena et al., 2008, 2009, 2012; Taseiko et al., 2009; Vardoulakis et al., 2007; Venegas y Mazzeo, 2012a, 2012b; Weber et al., 2006; Wehner y Weidensohler, 2003). Asimismo, se han desarrollado modelos de dispersión de contaminantes válidos para su aplicación en cañones urbanos, que incluyen desde expresiones analíticas hasta modelos basados en la dinámica de los fluidos (Chu et al., 2005; Huang et al., 2000). Los modelos que simulan estos procesos pueden ser paramétricos, estar basados en relaciones empíricas o semi-empíricas, o utilizar métodos numéricos de resolución de ecuaciones representativas de la dinámica y termodinámica de los fluidos y de la dispersión de contaminantes en la atmósfera.

En la actualidad, la aplicación operacional de modelos complejos de dispersión atmosférica de contaminantes es muy limitada. En consecuencia, surge la necesidad generalizada de disponer de métodos específicos de modelado para evaluar la contaminación del aire originada por las emisiones del tránsito automotor en cañones urbanos, que sean simples, operativos y confiables. Estos modelos deberían encarar, también la posibilidad de dar respuesta a las exigencias regulatorias que, generalmente se plantean respecto de los valores de la concentración de contaminantes y su comparación con las normas de calidad de aire vigentes.

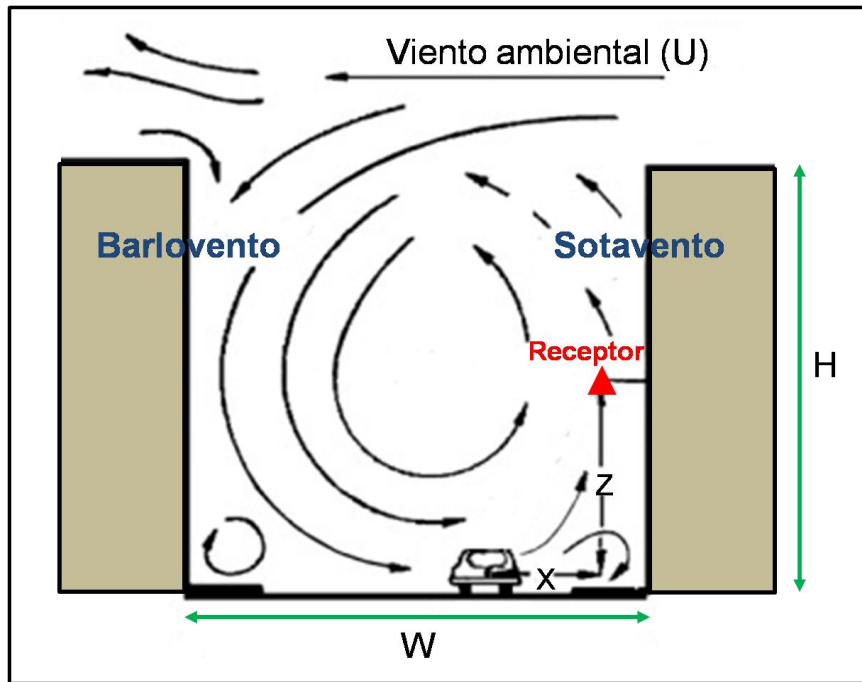
Existen pocos modelos de dispersión atmosférica que permiten realizar evaluaciones rutinarias del impacto de las emisiones vehiculares sobre la calidad del aire en cañones urbanos. Entre éstos, los más utilizados en el pasado y en la actualidad son: STREET (Johnson et al., 1973), OSPM (Hertel y Berkowicz, 1989a), AEOLIUSF (Buckland, 1998) y STREET BOX (Mensink y Lewycky, 2001). Los modelos STREET y STREET-BOX son principalmente variaciones de un modelo “de caja”. Los modelos OSPM y AEOLIUSF basan su desarrollo en conceptos introducidos por Yamartino y Wiegand (1986) en el modelo Canyon Plume Box Model (CPBM). Los cuatro son modelos paramétricos y semi-empíricos.

A continuación, se presenta una breve descripción de las hipótesis, suposiciones y principales expresiones de estos modelos operacionales.

#### **4.2. El modelo STREET**

El modelo STREET (Johnson et al., 1973) fue derivado empíricamente utilizando mediciones de concentraciones de contaminantes realizadas en un cañón urbano en San José (California, EE.UU.). Este modelo asume que la concentración de contaminantes en aire en el interior de un cañón urbano resulta de las contribuciones debidas a las emisiones generadas por los vehículos que circulan en la calle o concentración "local" y las concentraciones de “fondo” que resultan del impacto de otras fuentes de emisión ubicadas fuera del cañón.

El modelo STREET calcula la concentración de contaminantes inertes en aire a ambos lados (sotavento y barlovento) de la calle. Está compuesto 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 ambiental (Figura 4.1):



**Figura 4.1.** Esquema del cañón urbano con la señalización de los parámetros considerados en el modelo STREET

a) Receptores ubicados a sotavento: se supone que la concentración "local" ( $C_{sot}$ ) es inversamente proporcional a la distancia entre la fuente lineal y el receptor, y se calcula mediante la siguiente expresión:

$$C_{sot} = \frac{K Q}{(U + 0.5) \left[ (x^2 + z^2)^{1/2} + L_D \right]} \quad (4.1)$$

donde  $K$  es una constante cuyo valor debe ser determinado empíricamente,  $Q$  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 (Figura 4.1.),  $U$  es la velocidad del 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) Receptores ubicados a barlovento: la expresión original propuesta por Johnson et al. (1973) fue modificada para tener en cuenta la disminución vertical de la concentración dentro del cañón urbano, 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 a barlovento" ( $C_{bar}$ ) se estima mediante (Dabberdt et al., 1973):

$$C_{bar} = \frac{K Q (H - z)}{W(U + 0.5) H} \quad (4.2)$$

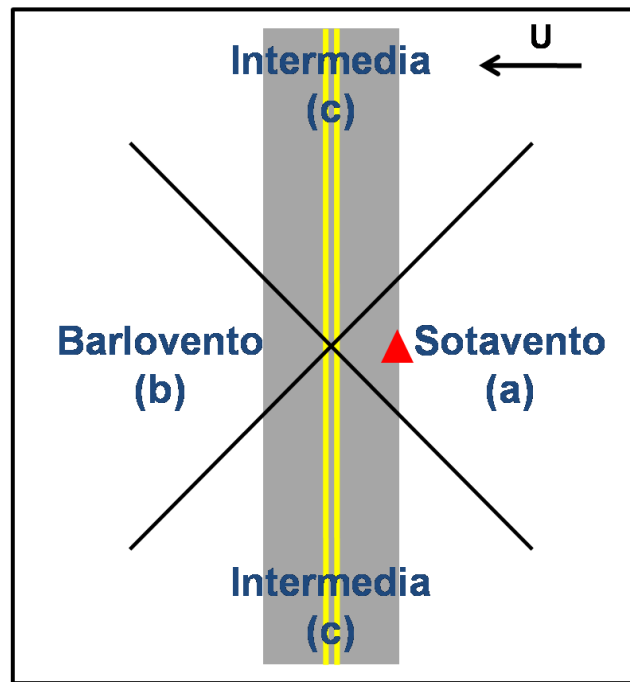
donde  $H$  y  $W$  son la altura media de los edificios y el ancho del cañón urbano, respectivamente (Figura 4.1.).

c) Condiciones de dirección del viento ambiental paralelo o casi paralelo a la dirección de la calle: la concentración "local" de contaminantes en aire ( $C_{int}$ ) se calcula promediando los valores obtenidos con las ecuaciones (4.1) y 4.2):

$$C_{int} = 0.5 (C_{sot} + C_{bar}) \quad (4.3)$$

La parametrización original del modelo STREET, que como se mencionó anteriormente, fue obtenida a partir de observaciones realizadas en un cañón urbano de First Street en San José, California (EE.UU.) sugiere que el valor de la constante empírica  $K$  es 7. Se aconseja estimar el valor de  $K$  cuando el modelo es utilizado en un cañón urbano de diferentes características.

Para encuadrar los tres casos considerados (a), b) y c)) con relación a la dirección del viento ambiental, Johnson et al. (1973) sugieren definir cuatro sectores de  $90^\circ$ , centrandos los mismos alrededor de las líneas paralela y perpendicular al eje de la calle del cañón, como se ejemplifica en la Figura 4.2.



**Figura 4.2.** Sectores (90°) de la dirección del viento ambiental a considerar en la aplicación del modelo STREET para calcular la concentración de contaminantes en el receptor ▲ (vista en planta).

El modelo evalúa concentraciones mayores a sotavento que a barlovento, reproduciendo, de esta forma, una de las características más importantes de la dispersión de contaminantes en el interior de los cañones urbanos. Sin embargo, este modelo no incluye características más detalladas de la dispersión de contaminantes en el cañón urbano, y su principal limitación es la simplificada parametrización que hace de la dependencia de la dirección del viento ambiental. Por otra parte, este modelo no es recomendado para ser utilizado cuando las velocidades de viento son menores que 1 m/s, aunque debido a su simplicidad es frecuentemente aplicado en la evaluación de los casos más comprometidos de niveles de contaminación, los cuales están asociados a condiciones de baja velocidad del viento.

A pesar de sus limitaciones, el modelo STREET ha constituido y constituye todavía una herramienta útil para obtener una evaluación preliminar de la calidad de aire en cañones urbanos. Debido a ello, suele ser utilizado en aplicaciones ingenieriles.

Algunos resultados obtenidos a partir de aplicaciones del modelo STREET pueden encontrarse en los trabajos de Bogo et al. (1999), Chang et al., (1995),

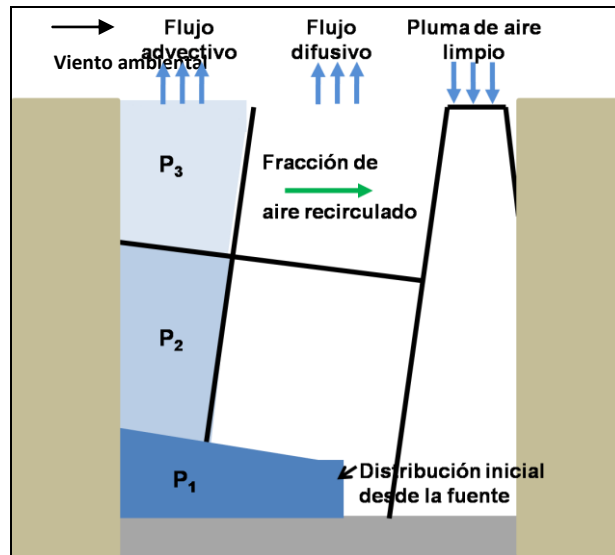
Gualtieri (2010), Mensink et al. (2006), Rubio et al. (2008), Vardoulakis et al. (2002, 2003); Venegas y Mazzeo (2012b).

#### **4.3. El modelo CPBM**

A mediados de la década del '80, Yamartino y Wiegand (1986) publicaron el modelo Canyon Plume Box Model (CPBM) que combina un modelo de pluma gaussiana aplicable al cálculo del impacto directo de los contaminantes emitidos por los vehículos que circulan por la calle, con un modelo de caja para incorporar la contribución del impacto adicional de los contaminantes afectados por el vórtice del flujo del aire que se desarrolla dentro de un cañón urbano. El flujo del aire dentro del cañón urbano es estimado utilizando la metodología propuesta por Hotchkiss y Harlow (1973) para las componentes transversales ( $u$  y  $w$ ) de la velocidad del aire y un perfil logarítmico para la componente longitudinal ( $v$ ).

Asimismo, el modelo CPBM incluye un esquema empírico para evaluar las desviaciones estándar que representan los parámetros turbulentos de las componentes del flujo del aire. La turbulencia del aire se estima incluyendo una componente mecánica relacionada con la velocidad del viento ambiental y una componente térmica que depende de la radiación solar global y del número de vehículos que circula por la calle del cañón. Esta última tiene en cuenta el calor liberado por los vehículos en la calle.

La Figura 4.3 presenta un esquema de las principales características del modelo de vórtice en el aire del CPBM que incluye la contribución directa (modelo de la pluma gaussiana) y la fracción de aire recirculando dentro del cañón urbano.



**Figura 4.3.** Esquema de los mecanismos principales del modelo de vórtice incluido en el modelo CPBM (extraído de Yamartino y Wiegand, 1986).

La pluma de contaminantes emitidos desde los vehículos es dividida en tres segmentos ( $P_1$ ,  $P_2$  y  $P_3$ ) los cuales siguen trayectorias rectilíneas y se utilizan expresiones de plumas gaussianas.

El mayor impacto ocurre a sotavento, en particular en la zona de la contribución de la pluma  $P_1$ . El coeficiente de dispersión vertical ( $\sigma_z$ ) está dado por

$$\sigma_z(t) = \frac{H_i}{\sqrt{2\pi}} + \sigma_w t \quad (4.4)$$

donde  $H_i$  es la altura inicial de la pluma que depende del tamaño y de la velocidad de los vehículos,  $\sigma_w$  es la turbulencia evaluada cerca de la base del cañón y  $t$  es el tiempo de transporte de los contaminantes, dado por  $t = x/u_b$  con  $x$  la distancia a la fuente (los vehículos) y  $u_b$  es la velocidad del flujo del aire transversal al cañón evaluada a la altura efectiva de la fuente (generalmente considerada como la mitad de la altura de los automotores).

Para los segmentos  $P_2$  y  $P_3$  de la pluma, se consideran expresiones similares para  $\sigma_z$ , que incluyen los parámetros turbulentos y de la velocidad de transporte calculados aplicando el modelo de Hotchkiss y Harlow (1973) y promediados a lo largo de las trayectorias de las plumas.

La concentración de contaminantes en los receptores ubicados a sotavento, se obtiene sumando la concentración estimada por el modelo de la pluma gaussiana y la contribución ( $C_R$ ), debida a los contaminantes que recirculan dentro del cañón urbano. Esta última se estima realizando un balance de masa dentro del cañón. La expresión incluida en el modelo CPBM para estimar  $C_R$  es la siguiente

$$C_R = \frac{Q}{u_b} \frac{F}{(W/2)((1-F))} \quad (4.5)$$

donde  $Q$  es la tasa de emisión de contaminantes por unidad de longitud,  $W$  es el ancho del cañón y  $F$  es la fracción de material que recircula dentro del cañón y está dada por

$$F = \exp(-t_s / \tau) \quad (4.6)$$

donde  $t_s$  es la escala temporal relacionada con el tiempo de recirculación del vórtice, expresada como  $t_s = 2H/u_b$ . La escala temporal  $\tau$ , determina la velocidad de ventilación del cañón y está expresada en función de las componentes advectiva ( $\tau_A$ ) y difusiva ( $\tau_D$ ),

$$\tau^{-1} = \tau_A^{-1} + \tau_D^{-1} \quad (4.7)$$

siendo

$$\tau_A^{-1} = \frac{\sqrt{2\pi} \sigma_j w_j}{H W} \quad (4.8)$$

$$\tau_D^{-1} = \frac{(W - 2\sqrt{2\pi} \sigma_j) \sigma_{wt}}{\sqrt{2\pi} H W} \quad (4.9)$$

$\sigma_j$  representa la dimensión del aire 'limpio' en el tope del cañón (determinada empíricamente como 0.25 m),  $w_j$  es la velocidad de la pluma y  $\sigma_{wt}$  es la velocidad turbulenta en el tope del cañón.

Para los receptores ubicados a barlovento, la concentración de contaminantes resulta sólo de la contribución del aire que ha recirculado dentro del cañón urbano. La dilución debida a la entrada de aire 'limpio' desde el tope del cañón, se estima asumiendo un crecimiento lineal del tamaño de la corriente descendente con una tasa de crecimiento proporcional a  $\sigma_u$  (la desviación estándar de la componente de la velocidad transversal al cañón).

El modelo de 'vórtice' (pluma + recirculación) es aplicado cuando la advección originada por el vórtice domina sobre la difusión, es decir, se verifica

$$u_b \geq \frac{1}{2} \sigma_{ub} \quad (4.10)$$

donde  $\sigma_{ub}$  es la turbulencia media transversal al cañón estimada a la altura efectiva de la fuente.

Cuando la dirección del viento es aproximadamente paralela al eje del cañón o en condiciones de viento débil, la expresión (4.10) no se cumple. En este caso, el modelo CPBM incluye un modelo de dispersión 'sin vórtice'. Las concentraciones son estimadas asumiendo una pluma que se desplaza a lo largo del eje del cañón y se diluye con una velocidad  $v$  (componente de la velocidad del aire paralela al eje del cañón). Los parámetros de dispersión de la pluma gaussiana son calculados considerando un crecimiento lineal en función de los parámetros turbulentos y del tamaño de la pluma inicial que depende del tamaño y velocidad de los vehículos.

El modelo CPBM fue verificado con datos observacionales del experimento Bonner Strasse realizado en Colonia (Alemania) (Yamartino y Wiegand, 1986). Un sub-conjunto de datos de este experimento fue utilizado para determinar los parámetros empíricos que se encuentran en las expresiones incluidas en el modelo CPBM.

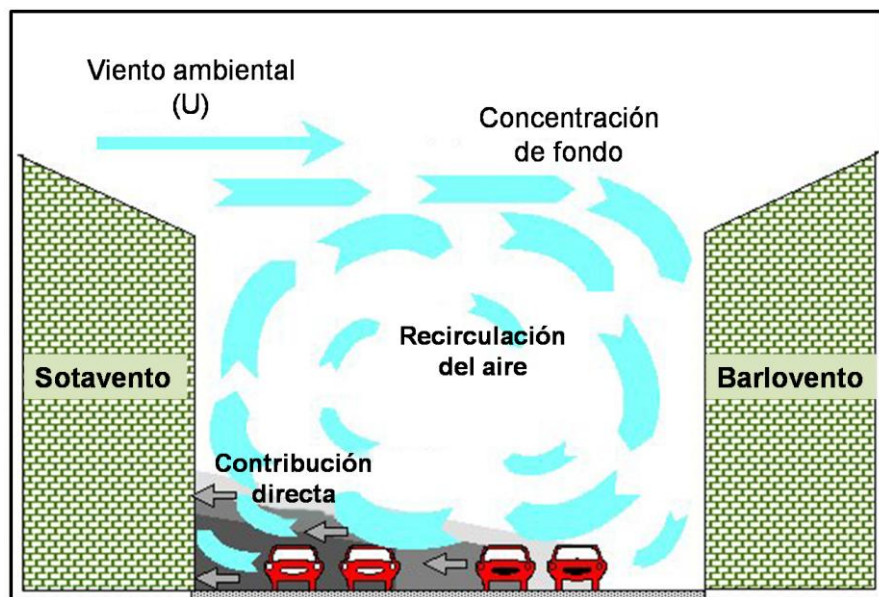
El modelo CPBM no ha sido ampliamente utilizado y los artículos publicados sobre aplicaciones del mismo son escasos. Recientemente, Gualtieri (2010) compara concentraciones horarias de CO estimadas utilizando el modelo

CPBM en un cañón urbano de la ciudad de Florencia (Italia) con valores observados y con resultados de otros modelos (STREET y OSPM).

#### 4.4. El modelo OSPM

El Operational Street Pollution Model (OSPM) (Hertel y Berkowicz, 1989a, 1989b; Berkowicz et al. 1997; Berkowicz, 2000) está basado en principios similares a los introducidos en el modelo CPBM. En este modelo, la concentración total ( $C_s$ ) resulta del aporte directo de las emisiones vehiculares ( $C_d$ ) (que se calcula mediante un modelo de pluma), más el aporte debido a los contaminantes que recirculan ( $C_r$ ) dentro del cañón urbano (evaluado mediante un modelo de caja), más la concentración de fondo ( $C_b$ ) proveniente de las emisiones de las fuentes externas al cañón. Por lo tanto:  $C_s = C_d + C_r + C_b$ .

La Figura 4.4 muestra un esquema de los principios básicos del modelo OSPM.

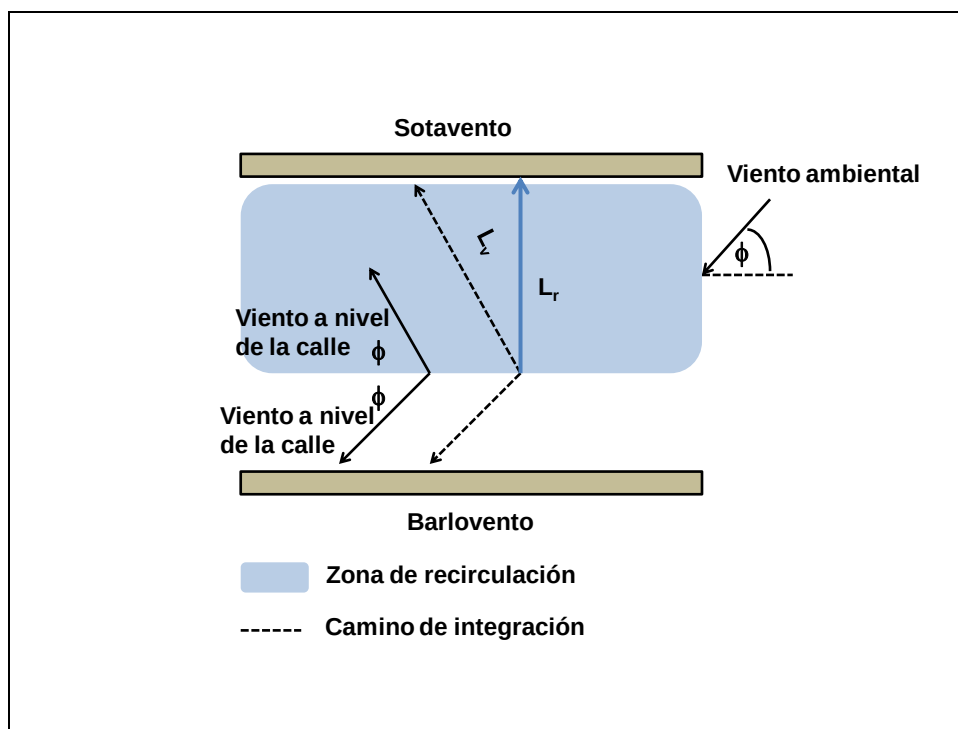


**Figura 4.4.** Esquema de las contribuciones consideradas en el modelo OSPM

La contribución directa se calcula usando un modelo de pluma gaussiana. Se asume que las emisiones provenientes del tráfico automotor están uniformemente distribuidas en el cañón. Las emisiones se modelan como un número de fuentes lineales infinitesimales alineadas perpendicularmente a la dirección del viento a nivel de la calle y de ancho  $dx$ . La contribución de la concentración debida a cada fuente lineal está dada por:

$$dC_d = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{Q}{u_b W \sigma_z(x)} dx \quad (4.11)$$

donde  $Q$  es el caudal másico de emisión por unidad de longitud ( $\mu\text{g}/\text{m}\cdot\text{s}$ ),  $W$  (m) es el ancho de la calle,  $u_b$  (m/s) es la velocidad del viento a nivel de la calle y  $\sigma_z(x)$  (m) es el parámetro de dispersión vertical a la distancia  $x$ (m) viento abajo. La ecuación (4.11) se integra a lo largo del recorrido del viento a nivel de la calle. Los principios fundamentales para la estimación del camino de integración para esta ecuación se presentan en la Figura 4.5.



**Figura 4.5:** Dirección del flujo del aire y zona de recirculación en el interior del cañón (vista en planta)

El camino de integración de la expresión (4.11), como se indica en la Figura 4.5, depende de la dirección del viento, de la extensión de la zona de recirculación y del ancho de la calle.

Si la dirección del viento en el tope del cañón forma un ángulo  $\phi$  con el eje de la calle, el viento a nivel de la calle en la zona de recirculación también formará un ángulo  $\phi$  con el eje de la calle, pero la componente transversal estará reflejada especularmente. Fuera de la zona de circulación la dirección del viento a nivel de la calle es la misma que a nivel del techo. El modelo asume que la escala de

longitud del vórtice ( $L_v$ ) es dos veces la altura media de los edificios localizados a sotavento. Cuando el viento ambiental es inferior a 2 m/s, se asume una disminución lineal de  $L_v$  con la velocidad del viento. Esto es consistente con la evidencia experimental que indica que la circulación del vórtice se desvanece a medida que la velocidad del viento se debilita.

La componente de  $L_v$  normal a la calle es  $L_v \sin(\phi)$ . La extensión máxima de la zona de recirculación ( $L_r$ ) (Figura 4.5) está dada por el menor valor entre el ancho de la calle  $W$  y la componente  $L_v \sin(\phi)$ ; por lo tanto:

$$L_r = \min(W, L_v \sin(\phi)) \quad (4.12)$$

La dispersión vertical de la pluma de contaminantes depende de dos procesos dependientes de la turbulencia mecánica: la turbulencia generada en las estelas de los vehículos y la turbulencia generada por el viento. Se desprecian los efectos de la estratificación térmica sobre la turbulencia generada dentro del cañón urbano. La turbulencia generada por el tráfico automotor ( $\sigma_{wo}$ ) depende de la intensidad del mismo, y se estima mediante la siguiente expresión

$$\sigma_{wo} = B \sqrt{\frac{v_c N_c S_c^2 + v_h N_h S_h^2}{W}} \quad (4.13)$$

donde  $N_c$  y  $N_h$  son el número de automotores de pasajeros y de vehículos pesados, respectivamente;  $v_c$  y  $v_h$  es la velocidad media de cada tipo de automotor;  $S_c^2$  y  $S_h^2$  son las áreas horizontales medias que ocupan un vehículo de pasajeros y un vehículo de tránsito pesado, respectivamente y  $B$  es un coeficiente empírico (= 0.3).

La turbulencia mecánica total ( $\sigma_w$ ) queda expresada mediante:

$$\sigma_w = \sqrt{(\alpha u_b)^2 + \sigma_{wo}^2} \quad (4.14)$$

$\alpha$  es una constante de proporcionalidad empírica (=0.1).

El coeficiente de dispersión vertical ( $\sigma_z$ ) de la pluma de contaminantes a una distancia ( $x$ ) está dado por

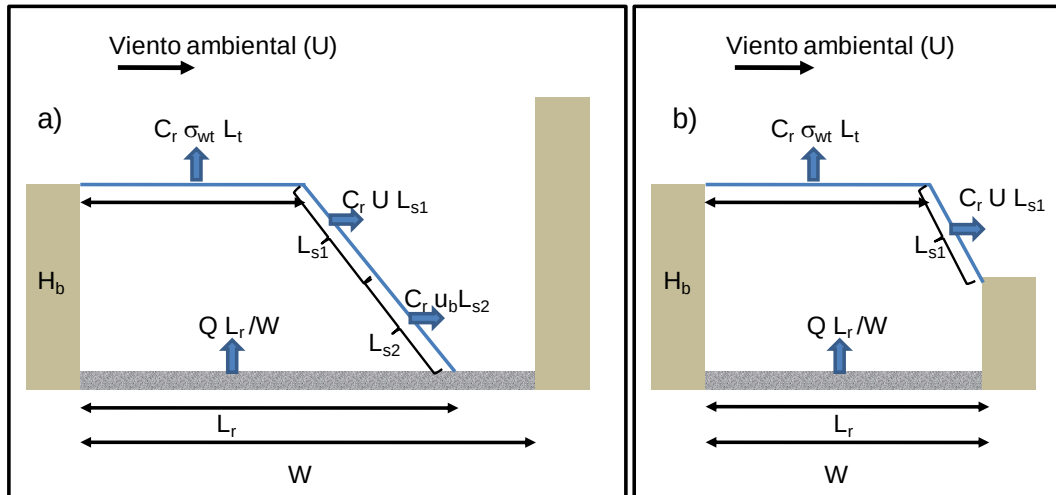
$$\sigma_z(x) = \sigma_w \frac{x}{u_b} h_0 \quad (4.15)$$

donde  $h_0$  es la dimensión inicial media de las estelas de los vehículos y se asume que su valor es  $h_0=2$  m.

Para el caso especial en el que la dirección del viento ambiental sea perpendicular al eje de la calle, la expresión correspondiente de la contribución directa está dada por:

$$C_d = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{Q}{W \sigma_w} \ln \left[ \frac{h_0 + (\sigma_w / u_b) W}{h_0} \right] \quad (4.16)$$

La contribución debida a la recirculación ( $C_r$ ) se computa usando un modelo de caja. El principio se basa en suponer que la tasa de contaminantes que ingresa en la zona de recirculación es igual a la tasa de salida y que los contaminantes están bien mezclados dentro de la zona. Esta zona se puede representar como un trapecio (Figura 4.6) cuyo tope tiene una longitud  $L_t$ .



**Figura 4.6.** Geometría de la zona de recirculación. Caso a) la zona de recirculación se encuentra dentro del cañón; Caso b) el edificio ubicado viento abajo intercepta la zona de recirculación.

En ambos casos esquematizados en la Figura 4.6 la masa de contaminantes emitidos por unidad de tiempo y por unidad de longitud que ingresa en la zona de recirculación está dada por  $QL_r/W$ , donde  $L_r$  es el ancho de la zona de recirculación (como se indicó en la Figura 4.5). En el caso de cañones angostos,  $L_r$  puede considerarse igual al ancho del cañón  $W$  (Figura 4.6b).

La tasa total de contaminantes que egresan a través del tope y de los laterales de la zona de recirculación, está dada por  $C_r(\sigma_{wt} L_t + U L_{s1} + u_b L_{s2})$  donde  $L_t$ ,  $L_{s1}$  y  $L_{s2}$  son estimados teniendo en cuenta la geometría del cañón urbano y la extensión de la zona de recirculación (Figura 4.6) y  $\sigma_{wt}$  es la desviación estándar de las velocidades de “ventilación” del cañón, dada por

$$\sigma_{wt} = \sqrt{(\lambda U)^2 + \beta \sigma_{wo}^2} \quad (4.17)$$

donde  $\lambda(=0.1)$  y  $\beta(=0.4)$  son constantes empíricas.

Si el vórtice ocupa la totalidad del cañón urbano, la contribución directa en el receptor ubicado a barlovento es nula y la única contribución estará dada por la componente de recirculación. La concentración de contaminantes en el sector de sotavento se considerará la suma de las componentes directa y de recirculación. La contribución directa es, generalmente, mucho mayor que la componente debida a la recirculación.

Si el vórtice abarca la totalidad del cañón urbano (que para el modelo OSPM, se verifica cuando  $W/H \leq 1$ ), la contribución debida a la recirculación está dada por:

$$C_r = \frac{Q}{\sigma_{wt} W} \quad (4.18)$$

El OSPM puede aplicarse para estimar las concentraciones de contaminantes inertes y también las concentraciones de dióxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ ) en aire. Para este último caso, el OSPM incluye un esquema de reacciones químicas válido dentro de cañones urbanos que tiene en cuenta la producción de  $\text{NO}_2$  debida a la reacción del monóxido de nitrógeno ( $\text{NO}$ ) con el ozono ( $\text{O}_3$ ) y la fotodisociación de  $\text{NO}_2$  que permite la obtención de  $\text{NO}$  y  $\text{O}_3$ . Se asume un estado estacionario y la expresión considerada para estimar la concentración total de  $\text{NO}_2$  está dada por:

$$[\text{NO}_2] = 0.5 (A - (A^2 - 4([\text{NO}_x] [\text{NO}_2]_o + [\text{NO}_2]_n D))^{1/2}) \quad (4.19)$$

donde

$$[\text{NO}_2]_n = [\text{NO}_2]_v + [\text{NO}_2]_b$$

$$[\text{NO}_2]_o = [\text{NO}_2]_n + [\text{O}_3]_b$$

$$A = [\text{NO}_x] + [\text{NO}_2]_o + R + D$$

$R = J/k$  (ppb) es el coeficiente de equilibrio fotoquímico,  $J$  es el coeficiente de fotodisociación (1/s) y  $k$  es el coeficiente de reacción (1/ppb.s),

$D = k/\tau$  es el coeficiente de tasa de intercambio con el aire exterior al cañón, siendo  $\tau$  el tiempo de residencia de los contaminantes dentro del cañón urbano.

$[\text{NO}_2]_v$  es la concentración de  $\text{NO}_2$  debida a las emisiones directas vehiculares.

El subíndice “ $b$ ” indica concentración “de fondo urbana”.

El modelo OSPM es ampliamente utilizado en diversas ciudades del mundo. Desde su aparición a fines de la década del '80 este modelo ha sido aplicado en diferentes tipos de cañones urbanos con el objeto de validar sus estimaciones o con fines operativos en estudios epidemiológicos. Algunos de los más relevantes estudios en los que se han aplicado diferentes versiones del modelo OSPM se presentan en la Tabla 4.1.

**Tabla 4.1** Ejemplo de aplicaciones del modelo OSPM en diferentes ciudades (BNZ: benceno;  $t$ : tiempo de promedio; 1-s: 1 semana)

| Contaminante                       | $t$ | Calle, Ciudad, País                       | Referencia                 |
|------------------------------------|-----|-------------------------------------------|----------------------------|
| $\text{NO}_x$                      | 1-h | Vesterbrogade, Copenhagen, Dinamarca      | Hertel y Berkowicz (1989a) |
| $\text{NO}_x$                      | 1-h | St. Olavs Gate, Oslo, Noruega             | Hertel y Berkowicz (1989b) |
| $\text{NO}_x$ , CO                 | 1-h | Jagtvej & Bredgade, Copenhagen, Dinamarca | Hertel y Berkowicz (1991)  |
| $\text{NO}_x$ , $\text{NO}_2$ , CO | 1-h | Jagtvej & Bredgade, Copenhagen, Dinamarca | Berkowicz et al. (1996)    |
| $\text{NO}_x$ , $\text{NO}_2$      | 1-h | H.C. Andersens Bld.,                      | Berkowicz et al.           |

| <b>Contaminante</b>                         | <b>t</b> | <b>Calle, Ciudad, País</b>               | <b>Referencia</b>                  |
|---------------------------------------------|----------|------------------------------------------|------------------------------------|
|                                             |          | Copenhague, Dinamarca                    | (1996)                             |
| NO <sub>x</sub> , BNZ                       | 1-s      | 204 calles en Copenhague,<br>Dinamarca   | Raaschou-Nielsen et al. (2000)     |
| NO <sub>x</sub> , CO                        | 1-h      | Qianmen Dajie, Beijing,<br>China         | Fu et al. (2000)                   |
| CO, NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub>       | 1-h      | Runeberg St., Helsinki,<br>Finlandia     | Kukkonen et al. (2000; 2001; 2003) |
| CO, BNZ                                     | 1-h      | Bld Voltaire, Paris,<br>Francia          | Vardoulakis et al. (2002)          |
| CO, BNZ                                     | 1-h      | Rue de Rennes, Paris,<br>Francia         | Vardoulakis et al. (2002)          |
| NO <sub>x</sub> , BNZ                       | 1-h      | Pestelya, San Petersburgo,<br>Rusia      | Ziv et al. (2002)                  |
| NO <sub>x</sub> , Part.(nº)                 | 1-h      | Jagtvej, Copenhague,<br>Dinamarca        | Ketzel (2004)                      |
| CO                                          | 1-h      | Göttinger Strasse, Hannover,<br>Alemania | Aquilina y Micallef (2004)         |
| CO                                          | 1-h      | Jagtvej, Copenhague,<br>Dinamarca        | Aquilina y Micallef (2004)         |
| CO                                          | 1-h      | Schildhorn Strasse, Berlin,<br>Alemania  | Aquilina y Micallef (2004)         |
| CO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , BNZ | 1-s      | Rue Crébillon, Nantes,<br>Francia        | Gokhale et al. (2005)              |
| CO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>       | 1-h      | Rue de Strasbourg, Nantes,<br>Francia    | Gokhale et al. (2005)              |
| CO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>       | 1-h      | Boulevard Victor Hugo,                   | Gokhale et al. (2005)              |

| <b>Contaminante</b>                                         | <b>t</b> | <b>Calle, Ciudad, País</b>                             | <b>Referencia</b>            |
|-------------------------------------------------------------|----------|--------------------------------------------------------|------------------------------|
|                                                             |          | Nantes,                                                |                              |
|                                                             |          | Francia                                                |                              |
| CO, BNZ                                                     | 1-s      | Avenue Leclerc, Paris,<br>Francia                      | Vardoulakis et al.<br>(2005) |
| NO <sub>x</sub>                                             | 1-h      | Plantin en Moretuslei,<br>Antwerp,<br>Belgium          | Mensink et al. (2006)        |
| CO, PM <sub>10</sub>                                        | 1-h      | Stratford Road, Birmingham,<br>Reino Unido             | Vardoulakis et al.<br>(2007) |
| NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> , CO,<br>PM <sub>10</sub> | 1-h      | Marylebone Road, Londres,<br>Reino Unido               | Vardoulakis et al.<br>(2007) |
| NO <sub>x</sub> , BNZ                                       | 1-s      | 204 calles en Copenhagen,<br>Dinamarca                 | Berkowicz et al.<br>(2008)   |
| NO <sub>x</sub> , PM <sub>2.5</sub>                         | 24-h     | H.C. Andersens Bld.,<br>Copenhagen, Dinamarca          | Hertel et al. (2008)         |
| NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub>                          | 24-h     | Jagtvej, Copenhagen,<br>Dinamarca                      | Hertel et al. (2008)         |
| NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub>        | 1-h      | 3 calles del centro historico,<br>Thessaloniki, Grecia | Assael et al. (2008)         |
| CO, NO <sub>x</sub> , PM <sub>2.5</sub>                     | 1-h      | Rue du Revarel, Rouen,<br>Francia                      | Ghenu et al. (2008)          |
| NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub>                           | 1-h      | 150 receptores, Nueva York,<br>Estados Unidos          | Jensen et al. (2009)         |
| PM <sub>2.5</sub>                                           | 24-h     | 150 receptores, Nueva York,<br>Estados Unidos          | Jensen et al. (2009)         |
| CO                                                          | 1-h      | Varias calles, Krasnoyarsk,<br>Rusia                   | Taseiko et al. (2009)        |
| CO                                                          | 1-h      | Via Ponte alle Mose,                                   | Gualtieri (2010)             |

| Contaminante                           | t            | Calle, Ciudad, País                                  | Referencia                   |
|----------------------------------------|--------------|------------------------------------------------------|------------------------------|
|                                        |              | Florenia,<br>Italia                                  |                              |
| NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , BNZ | 1-h          | Stratford Road, Birmngham,<br>Reino Unido            | Vardoulakis et al.<br>(2011) |
| PM <sub>10</sub>                       | 1-h          | Runeberg Street, Helsinki,<br>Finlandia              | Kauhaniemi et al.<br>(2011)  |
| CO, NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub>  | 1-h          | Av.Córdoba, Buenos Aires,<br>Argentina               | Venegas y Mazzeo<br>(2012a)  |
| NO <sub>2</sub>                        | 1-h,<br>año  | Área Metropolitana de Madrid<br>España               | Borge et al. (2014)          |
| NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub>      | 1-h          | Landshuter Allee, Munich,<br>Alemania                | Hülsmann et al.<br>(2014)    |
| PM <sub>10</sub> , NO <sub>2</sub>     | 1-h          | Makariou Ave., Nicosia,<br>Chipre                    | Douros et al. (2014)         |
| PM <sub>10</sub> , NO <sub>2</sub>     | 1-h          | G. Afxediou Ave., Larnaca,<br>Chipre                 | Douros et al. (2014)         |
| Carbono negro                          | 24-h,<br>mes | Crown Street y Belliard<br>Street, Bruselas, Bélgica | Brasseur et al. (2014)       |

#### 4.5. El modelo AEOLIUSF

El modelo Assessing the Environment Of Locations In Urban Streets (AEOLIUS) surge como un programa computacional desarrollado por Buckland (1998) considerando los conceptos y las técnicas presentadas previamente por Hertel y Berkowicz (1989a, 1989b) y utilizadas en el desarrollo del modelo OSPM. El programa AEOLIUS constituye una versión simplificada del modelo OSPM, desarrollado para ser utilizado operativamente por el Servicio Meteorológico de Reino Unido (Meteorological Office, London) con el objeto de

evaluar la calidad del aire en áreas urbanas establecida en el Acta Ambiental 1995 (Buckland y Middleton, 1999).

El AEOLIUS es un modelo semi-empírico que calcula la concentración de contaminantes del 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. Para estimar la contribución directa ( $C_d$ ) de las emisiones, se utiliza el modelo de la pluma gaussiana:

$$C_d = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{1}{\sigma_w} \frac{Q}{W} F \quad (4.20)$$

donde  $F$  es un factor que depende del viento ambiental,  $W$  es el ancho del cañón urbano y  $\sigma_w$  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 por el tránsito automotor en la calle (similar a la expresión (4.14)).

Por otra parte, para estimar el aporte indirecto de los contaminantes que recirculan ( $C_r$ ) dentro del cañón, el modelo AEOLIUS supone que los contaminantes se encuentran bien mezclados y utiliza un modelo de caja similar al considerado en el modelo OSPM, verificándose lo siguiente:

$$C_r = \frac{Q}{W} \left[ \frac{L_r}{\sigma_{wt} L_t + U L_{s1} + u_b L_{s2}} \right] \quad (4.21)$$

en el que se asume que  $L_t$  es la mitad del ancho del cañón. A sotavento, las concentraciones resultan de la suma de la contribución directa y de la recirculación, mientras a barlovento sólo es importante el aporte indirecto (debida a la zona de recirculación). Cuando la dirección del viento es casi paralela al eje de la calle, las concentraciones a ambos lados del cañón urbano son iguales. Existen dos versiones del modelo AEOLIUS. Una versión de sondeo simple (AEOLIUSQ o AEOLIUS Screen) en la que el usuario ingresa una intensidad de emisión ( $Q$ ) y el modelo calcula las concentraciones sólo

para las direcciones del viento perpendicular y paralela al eje del cañón urbano, con el objeto de determinar el “escenario más comprometido” para el cañón considerado. Otra versión, denominada “completa” o “full” (AEOLIUSF), calcula la concentración para cualquier dirección del viento y requiere información de entrada horaria (meteorológica y de tránsito automotor).

La versión AEOLIUSF puede aplicarse al cálculo de concentraciones horarias de contaminantes inertes y de dióxido de nitrógeno. Este modelo estima la concentración (ppb) de  $\text{NO}_2$  en aire utilizando la expresión empírica polinómica propuesta por Derwent y Middleton (1996), dada por

$$[\text{NO}_2] = 2.166 - (1.236 - 3.348 G + 1.933 G^2 - 0.326 G^3) [\text{NO}_x] \quad (4.22)$$

donde  $G = \log_{10}[\text{NO}_x]$ . Esta expresión se aplica en el rango 9.0ppb y 1141ppb de  $[\text{NO}_x]$ .

Si bien, en general, el modelo AEOLIUS está basado en la misma formulación que el modelo OSPM, pueden encontrarse algunas diferencias entre las estimaciones de ambos modelos, debido a diferencias en los códigos de programación, en las parametrizaciones y en las técnicas de pre-procesamiento de los datos de entrada.

Algunas aplicaciones de diferentes versiones del modelo AEOLIUS y sus resultados pueden encontrarse en Buckland y Middleton (1999), Hill et al. (2008), Manning et al. (2000), Vardoulakis et al. (2002), (2007); Venegas y Mazzeo (2012b).

#### **4.6. El modelo STREET BOX**

El STREET-BOX (Mensink y Lewyckyj, 2001; Mensink et al. 2002) es un modelo unidimensional y analítico que asume una distribución uniforme de la concentración de contaminantes en un cañón urbano. La concentración de contaminantes es determinada a partir del balance entre la variación temporal de la masa transportada horizontalmente, la dispersada verticalmente y la emitida desde los vehículos. En el STREET-BOX no se supone recirculación

del flujo del aire en el interior del cañón. El flujo difusivo turbulento está descrito utilizando la hipótesis de Prandtl-Taylor (Garra, 1997), de manera que se asume que el intercambio vertical de contaminantes se produce en una escala de longitud característica dada por una longitud de mezcla típica asociada con los torbellinos turbulentos provenientes del tope del cañón, reforzando el intercambio de masa y cantidad de movimiento.

Dentro del cañón urbano sólo se consideran la advección horizontal a lo largo de la calle (dirección  $x$ ) y los procesos de difusión vertical (dirección  $z$ ), junto a un término correspondiente a una fuente de emisión continua. Las contribuciones netas de los flujos turbulentos horizontales se desprecian conjuntamente con la difusión en las direcciones horizontales. Teniendo en cuenta estas suposiciones, la variación de la concentración en un flujo no reactivo puede ser expresada por:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(\bar{v}_x \bar{C}) - \frac{\partial}{\partial z}(\bar{v}_z' \bar{C}') + D \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} + S \quad (4.23)$$

donde la concentración  $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}$ ) ha sido reemplazada por un valor promediado en el tiempo ( $\bar{C}$ ) y una fluctuación turbulenta de la concentración ( $C'$ ). La misma suposición se aplica al vector velocidad. El primer término de la derecha en la ecuación (4.23) representa el transporte advectivo de masa, el segundo término es el transporte de masa debido a las fluctuaciones turbulentas y el tercer término es la contribución debida a la difusión laminar con coeficiente  $D$  ( $\text{m}^2/\text{s}$ ). El término correspondiente al flujo turbulento vertical de masa en la ecuación (4.23) se aproxima aplicando el concepto de difusividad turbulenta proveniente de la teoría  $K$ :

$$\left( \overline{v_z' C'} \right) = -K \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \quad (4.24)$$

Para un flujo turbulento, la difusividad  $K$  ( $\text{m}^2/\text{s}$ ) puede ser relacionada con una escala de longitud característica  $\ell$  (m) y con la cortante de la velocidad del flujo haciendo uso de la hipótesis de Prandtl-Taylor:

$$\left( \overline{v'_z C'} \right) = -\ell^2 \left| \frac{dU}{dz} \right| \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \quad (4.25)$$

En el contexto del cañón urbano, la longitud característica  $\ell$  está asociada con una longitud de mezcla típica o longitud de mezcla creada por los torbellinos que provienen del tope del cañón. Se asume que la cortante de la velocidad a lo largo de la longitud de mezcla es constante e igual a la velocidad del viento  $U_{\perp}$  sobre el tope en dirección perpendicular al eje de la calle, dividida por la longitud de mezcla. Por lo tanto, de acuerdo con la teoría de la longitud de mezcla de Prandtl, la difusión turbulenta será igual al producto de la longitud de mezcla  $\ell$  una velocidad adecuada, que en este caso está dada por  $U_{\perp}$

$$K = \ell U_{\perp} \quad (4.26)$$

Sustituyendo las ecuaciones (4.24) y (4.26) en (4.23), se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(\bar{v}_x \bar{C}) + (D + \ell U_{\perp}) \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2} + S \quad (4.27)$$

La ecuación (4.27) puede ser reformulada en términos del balance de flujo de masa asumiendo un estado estacionario. El balance del flujo de masa está dado por

$$F_{in} - F_{out} - G + S = 0 \quad (4.28)$$

donde los flujos horizontales  $F$ (g/s) están dados por

$$F_{in} = W H U \equiv C_{in} \quad F_{out} = W H U \equiv C_{out} \quad (4.29)$$

siendo  $U \equiv$  la componente de la velocidad del viento ambiental paralela al eje del cañón y  $C_{in}$  y  $C_{out}$  son las concentraciones que ingresan y egresan, respectivamente.

El flujo vertical  $G$  (g/s) se puede obtener a partir de la expresión (4.27) utilizando las ecuaciones (4.24) y (4.26). Este flujo puede aproximarse por la siguiente expresión:

$$G = LW (\overline{v'_z C'}) = -LW (D + U_{\perp} \ell) \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \cong -LW (D + U_{\perp} \ell) \frac{C_b - C}{H} \quad (4.30)$$

donde  $C$  es la concentración a evaluar ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ),  $C_b$  es la concentración de fondo y  $L$  es la longitud del cañón urbano.

Finalmente, el término fuente  $S$  (g/s) incluido en la expresión (4.28) está dado por

$$S = Q L \quad (4.31)$$

donde  $Q$  es la intensidad de la emisión por unidad de longitud ( $\mu\text{g}/\text{m}\cdot\text{s}$ ).

La expresión (4.28) puede resolverse para diferentes casos, dependiendo de las suposiciones consideradas para  $C_{in}$  y  $C_{out}$ . En el modelo STREET-BOX, se supone que  $C_{in} = C_b$  y que  $C_{out} = C$ , teniendo en cuenta principalmente la contribución de las emisiones vehiculares dentro del cañón considerado, suponiendo que no existe flujo de masa adicional desde los cañones adyacentes. De esta forma, la expresión para estimar la concentración de contaminantes dentro de un cañón está dada por

$$C = \frac{Q}{U_{\parallel} (H/L)W + (D + \ell U_{\perp})(W/H)} + C_b \quad (4.32)$$

En la ecuación (4.32) la componente de la velocidad del viento paralela a la calle ( $U_{\parallel}$ ) es la responsable de la “ventilación” del cañón, mientras que la componente perpendicular  $U_{\perp}$  es la responsable del intercambio vertical de los contaminantes en la escala de longitud característica ( $\ell$ ). Esta escala de longitud puede asociarse con una longitud de mezcla típica asociada a los torbellinos turbulentos provenientes del tope del cañón. En el modelo STREET-BOX, se asume  $\ell = 1$  m. Mensink et al. (2002) presentan un análisis de

sensibilidad del modelo a la variación de este parámetro, encontrando que los resultados del modelo se “estabilizan” a partir de  $l = 1\text{m}$ .

Por otra parte, el coeficiente de difusión laminar  $D$  puede despreciarse en la mayoría de los casos. Sin embargo, Coppalle (2001) mostró que esta difusión adquiere mayor importancia en condiciones de viento débil, sugiriendo que  $D = 1.5\text{ m}^2/\text{s}$  (valor incluido en el STREET-BOX).

Mensink et al. (2002) aplicó el modelo STREET-BOX para calcular concentraciones de benceno en 101 calles de la ciudad de Antwerp, Bélgica. Los valores obtenidos se compararon con mediciones realizadas durante 4 períodos de 5 días cada uno, en 1998. El análisis del desempeño del modelo mostró una buena concordancia entre las estimaciones y las observaciones.

Posteriormente, Mensink et al. (2006) discutieron la aplicación de los modelos STREET, STREET-BOX y OSPM para evaluar los niveles de concentración de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ , CO y benceno en una de las calles principales de la ciudad de Antwerp, Bélgica. Se encontró que los promedios anuales son bien estimados por los modelos. Lamentablemente, debido a la falta de valores observados de la variación horaria de la concentración de fondo, los mayores percentiles (98th y 99th) de las concentraciones horarias fueron subestimados.

*En este capítulo se ha presentado la descripción de cinco modelos de dispersión atmosférica para cañones urbanos, justificando el uso de los mismos para el estudio de la dispersión de la contaminación, clasificándolos de acuerdo a los principios que los sustentan y sus grados de complejidad en relación al tipo de problema a resolver.*

- *STREET (Jonhson et. al 1971): 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.*
- *CPBM (Canyon Plume Box Model) (Yamartino y Wiegand, 1986): Combina un modelo de pluma gaussiana aplicable al cálculo del impacto directo de los contaminantes emitidos por los vehículos que circulan por la calle, con un modelo de caja para incorporar la contribución del impacto adicional de los contaminantes afectados por el vórtice del flujo del aire que se desarrolla dentro de un cañón urbano.*
- *OSPM (Operational Street Pollution Model) (Berkowicz, 2000): 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.*
- *AEOLIUSF (Assessing the Environment Of Locations In Urban Streets Full): es un modelo semiempírico 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).*

- *STREET-BOX (Mensink y Lewyckyj, 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.*

*En el capítulo 5, se describirá un nuevo modelo que ha sido denominado SEUS (Semi Empirical Urban Street), el cual está basado en la normalización de la concentración de contaminantes en el aire dentro de cañones urbanos.*

## **5. EL MODELO: SEMI-EMPIRICAL URBAN STREET (SEUS)**

### **5.1 Introducción**

La calidad del aire en las ciudades se ha ido deteriorando paulatinamente, alcanzando en algunos casos altos niveles de contaminación. Este hecho ha llevado tanto a la comunidad científica como a las autoridades ambientales a impulsar estudios tendientes a caracterizar y evaluar esa contaminación, que proviene mayormente de vehículos y afecta especialmente a las calles estrechas de intenso tráfico automotor con la finalidad de aportar conocimientos que tiendan a controlarla. Debido a que es imposible instalar instrumentos de medición de calidad de aire en tantos lugares como fuere necesario, con el objeto de obtener un número suficiente de datos de calidad de aire para representar una imagen espacial de la contaminación, se ha recurrido al desarrollo de modelos de dispersión atmosférica que, permiten cuantificar y obtener la distribución espacial de los contaminantes en el área de estudio. La modelación de la dispersión atmosférica es una técnica utilizada para el cálculo de la concentración en el aire de contaminantes que son emitidos a la atmósfera. Un modelo de dispersión atmosférica está constituido por una serie de ecuaciones codificadas para ejecutar en una computadora. Las computadoras son extremadamente útiles para realizar los repetitivos cálculos requeridos para estimar las concentraciones en un número de localizaciones de receptores, generadas por una cantidad de fuentes emisoras, aplicados para una serie de condiciones meteorológicas que se producen durante un período determinado.

Un modelo de dispersión atmosférica utiliza como datos de entrada las características de las fuentes de emisión, los datos meteorológicos y de los receptores.

La alternativa al modelado de la dispersión atmosférica son las mediciones de calidad del aire (Rao, 2009). Actualmente, estas mediciones generan valores de concentración de contaminantes en aire cuyas incertidumbres normalmente son inferiores a las de los valores estimados mediante modelos de dispersión

atmosférica. Sin embargo, si la fuente de emisión no está construida, es imposible medir los efectos de sus emisiones. En este caso, la modelación debe ser utilizada para estimar esos efectos. Si una fuente existe, el modelado es significativamente más económico que las mediciones de calidad de aire. Mediante la aplicación de un modelo, la estimación de las concentraciones en miles de localizaciones equivale al costo de una única serie de mediciones de calidad de aire efectuada en un único lugar. El modelado de la dispersión atmosférica genera incertidumbres en sus cálculos, generalmente, esos errores son considerados tolerables debido al costo de un programa de mediciones. Sin embargo, debe considerarse que los errores de los instrumentos aumentan cuando los valores se aproximan al umbral de detección de los equipos de medición. Por ejemplo, si un instrumento tiene un  $\pm 5\%$  de error al final de escala, este puede aumentar al  $\pm 50\%$  ó más cerca del límite de detección. En este punto, el error de la medición es a menudo mayor que el error correspondiente a la modelación.

El modelado, también, puede ser utilizado para calcular el efecto de una fuente específica (o culpable) entre muchas otras o estimar los cambios en la concentración asociados con modificaciones de una fuente. Si las mediciones de calidad de aire no existen o no son obtenibles, como ocurre a menudo en los casos de emisión accidental de gases tóxicos, el modelado de la dispersión atmosférica puede proporcionar un medio aceptable para estimar las concentraciones de contaminantes en aire.

Dos tipos de modelos son generalmente utilizados para calcular las concentraciones de contaminantes en aire: eulerianos y lagrangianos. Los modelos eulerianos consideran que la pluma de contaminantes es transportada respecto de una superficie subyacente. El origen de esta superficie es un punto que puede ser definido mediante su latitud y longitud. Los modelos lagrangianos calculan las concentraciones en una pluma en movimiento. En este caso el origen se encuentra en el centro de una bocanada de contaminantes que está siendo transportada por el viento.

Existe una amplia variedad de modelos de dispersión atmosférica, desde los conceptual y computacionalmente simples modelos de la pluma gaussiana, hasta los numéricos demandantes de grandes tiempos de ejecución computacional basados en la dinámica de fluidos (Turner y Schulze, 2007, De Visscher, 2014).

En general, los modelos de dispersión atmosférica son potencialmente más exactos cuando están física y químicamente mejor fundamentados y formulados, y adicionalmente son computacionalmente más intensivos. Sin embargo, estos modelos tienen sus propios “ardides” y requieren destreza, experiencia, capacidad y habilidad del modelador para su ejecución. Por lo tanto, mayor exactitud no siempre es sinónimo de garantía en la aplicación de un modelo. En la práctica, la mayor exactitud se obtendrá cuando el modelo es seleccionado teniendo en cuenta las necesidades, y los recursos y las habilidades y capacidades del modelador. Por otro lado, en un elevado número de casos, los modelos más simples proporcionan resultados que pueden satisfacer los requerimientos de los organismos de control ambiental y ser aplicados operacionalmente con un mínimo tiempo de consumo computacional.

Los modelos de dispersión atmosférica pueden ser clasificados por su nivel de complejidad o por los principios en que se fundamentan. Entre ellos, se pueden mencionar los modelos de escala local, modelos de pluma, modelo de caja, gaussianos, numéricos, etc. Entre los primeros se encuentran dos tipos: paramétricos y numéricos. En los paramétricos se resuelven analíticamente un conjunto de ecuaciones empíricas o semiempíricas. Las resoluciones son posteriormente validadas por medio de observaciones y/o estudios específicos en túneles de viento. En el segundo tipo, numérico o CFD, se resuelven numéricamente ecuaciones que describen la dinámica y termodinámica del flujo de aire. Esto conduce a la implementación de modelos muy elaborados y de gran complejidad, con grandes limitaciones derivadas de la capacidad de cómputo necesaria, lo que resulta en una importante limitación en la resolución. Debido a su uso rutinario en evaluaciones de la calidad del aire urbano constituye actualmente un gran desafío (Kim et al., 2012; Solazzo et al., 2009, 2011). Se los prefiere para el estudio de la contaminación en mesoescala

y dentro de la capa límite atmosférica, en tanto que los modelos paramétricos son de especial aplicación en la microescala, como son los aplicables a cañones urbanos (Blocken et al., 2012; Ketzler et al., 2001; Kim et al., 2012; Solazzo et al., 2011).

De esta forma, los modelos paramétricos constituyen un método simple y confiable que permite una aproximación al estudio de la contaminación del aire en las calles.

## **5.2 Hipótesis inicial del modelo propuesto**

El modelo de dispersión atmosférica de cañón urbano propuesto Semi-Empirical Urban Street (SEUS) es un modelo basado en la normalización de la concentración de contaminantes en el aire ( $C$ ) dentro de cañones urbanos (una novedosa deducción no encontrada en la literatura especializada, se presenta en el Anexo A):

$$C = E u_s^{-1} W^{-1} + C_b \quad (5.1)$$

donde  $E$  es el caudal másico de emisión por unidad de longitud,  $u_s$  es la escala de velocidad dispersiva,  $W$  es el ancho del cañón,  $C_b$  es la concentración de fondo urbana.

Suponiendo que las fluctuaciones de la velocidad del aire causadas por la circulación de los vehículos contribuyen a la dilución de los contaminantes en el aire dentro de un cañón urbano en forma aditiva a las provenientes de los procesos dispersivos atmosféricos determinados por el viento, se puede definir una escala de velocidad dispersiva  $u_s$  (Kastner-Klein et al. 2001a, 2003):

$$u_s = (\sigma_u^2 + \sigma_v^2)^{1/2} = (aU^2 + bv^2)^{1/2} \quad (5.2)$$

donde  $\sigma_u^2 = aU^2$  es la varianza de la velocidad del viento,  $\sigma_v^2 = bv^2$  es la varianza de la velocidad del aire inducida por el tráfico automotor,  $U$  es la velocidad del

viento a nivel del techo (viento ambiental),  $v$  es la velocidad media del tráfico automotor,  $a$  y  $b$  son parámetros empíricos adimensionales.

El parámetro  $a$  es el coeficiente de proporcionalidad entre la turbulencia inducida por el viento y la velocidad del viento en el tope del cañón. Este parámetro depende, entre otros factores, de la geometría de la calle, la dirección del viento y la posición del muestreador de calidad de aire.

El parámetro  $b$  es el coeficiente de proporcionalidad entre las fluctuaciones de la velocidad inducida por el tráfico y la velocidad del tráfico automotor. Depende de las condiciones del flujo de los vehículos. Para condiciones de barlovento el término  $bv^2$  se considera nulo debido a que los contaminantes emitidos dentro del cañón urbano son transportados y dispersados mayoritariamente por el vórtice principal generado en el aire del interior del cañón urbano y la contribución de la turbulencia generada por el movimiento vehicular puede considerarse despreciable.

### **5.3. Parámetros ( $a$ y $b$ ) incluidos en la velocidad dispersiva**

Las expresiones de los parámetros adimensionales  $a$  y  $b$  incluidos en la velocidad dispersiva ( $u_s$ ) (ecuación (5.2)) fueron obtenidas utilizando datos observacionales obtenidos en cañones urbanos, aplicando técnicas del análisis estadístico.

Se consideraron dos condiciones, de acuerdo con la dirección del viento ambiental y la posición del receptor dentro del cañón urbano:

a) "sotavento y paralelas al eje del cañón"

b) "barlovento"

Se define una situación de "sotavento y paralelas al eje del cañón" para un sensor fijo ubicado en un lado del cañón y una dirección del viento proveniente de ese mismo lado o una dirección de viento paralela al eje del cañón. Una situación de "barlovento" para un sensor ubicado en la misma posición definida en el párrafo anterior corresponde cuando el viento proviene del lado opuesto,

es decir, para los casos con direcciones del viento restantes, sin incluir las direcciones paralelas al cañón. Este análisis excluye los casos de calma, debido a la no generación de vortice dentro del cañón .

### 5.3.1. Determinación de valores del parámetro “a”

#### a) Condiciones de “sotavento y paralelas”

En condiciones de sotavento y paralelas, la forma de la velocidad dispersiva está dada por la ecuación (5.2):

$$u_s = (aU^2 + bv^2)^{1/2} \quad (5.3)$$

a partir de la ecuación (5.1) se puede definir la concentración normalizada ( $C^*$ ) cuyas unidades son s/m, como

$$C^* = (C - C_b)W E^{-1} = u_s^{-1} = (aU^2 + bv^2)^{-1/2} \quad (5.4)$$

Para determinar el valor del parámetro  $a$  se consideraron sólo las concentraciones registradas cuando  $U \geq 5$  m/s. En estos casos, la turbulencia natural atmosférica domina la dispersión de los contaminantes dentro del cañón urbano mientras que la influencia de la turbulencia del aire generada por el movimiento de los vehículos dentro del cañón puede ser considerada despreciable. Por lo tanto, en ese caso, se verifica

$$C^* = a^{-1/2} U^{-1} \quad (5.5)$$

Considerando la variación de los valores horarios observados de  $C^*$  con la velocidad del viento ambiental ( $U$ ), se puede determinar el valor del parámetro  $a$ , a partir de la curva que mejor ajusta a la ecuación (5.5).

b) En condiciones de “barlovento”

En estos casos, debido a la circulación del flujo del aire que se desarrolla dentro del cañón urbano, la influencia de la turbulencia inducida por el movimiento de los vehículos sobre la dispersión de los contaminantes puede considerarse despreciable y  $C^*$  verifica la ecuación (5.5). Por tanto, el parámetro  $a$  se obtiene de la curva que mejor ajusta a la ecuación (5.5). Se consideran para el análisis las condiciones de viento ambiental mayor que 1.0 m/s.

*5.3.2. Determinación de valores del parámetro “b”*

El parámetro  $b$  está relacionado con la turbulencia del aire generada por el desplazamiento de los vehículos dentro del cañón urbano. Para su obtención se deben considerar sólo los casos de sotavento y paralelas (ya que en condiciones de barlovento el valor de  $b$  puede considerarse nulo).

Teniendo en cuenta la variación de  $C^*$  con  $U$  y, conociendo el valor del parámetro  $a$  y la velocidad media del flujo de tránsito ( $v$ ), el valor de  $b$  se obtiene de la curva que mejor ajuste a la expresión:

$$C^* = (aU^2 + bv^2)^{-1/2} \quad (5.6)$$

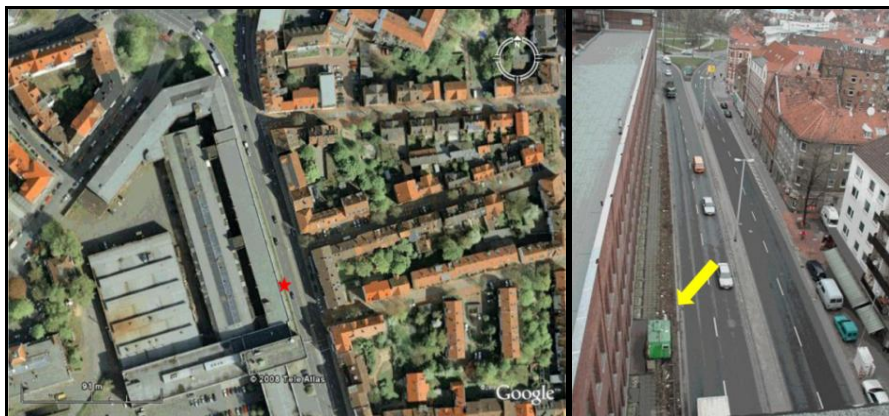
*5.3.3. Datos utilizados en la determinación de los parámetros  $a$  y  $b$ .*

Para determinar los valores de los parámetros adimensionales  $a$  y  $b$  se utilizaron bases de datos observacionales provenientes de mediciones continuas de calidad del aire, de datos meteorológicos y de tránsito automotor realizadas en cuatro cañones urbanos de ciudades europeas. Los datos utilizados se obtuvieron en cañones urbanos de: GöttingerStrasse (Hannover, Alemania), Schildhornstrasse (Berlín, Alemania), Jagtvej (Copenhague, Dinamarca) y Hornsgatan (Estocolmo, Suecia) en el marco de los Proyectos

TRAPOS (Traffic Pollution in Streets) y SEC (Street Emission Ceilings) de la Unión Europea. Asimismo, se complementó esta información con datos extraídos de trabajos realizados por otros autores que utilizaron esta misma base de datos (por ejemplo, Berkowicz et al., 2006; Kastner-Klein et al., 2003; Moussiopoulos et al., 2004; Palmgren et al., 1999) y factores de emisión provenientes de Ntziachristos y Samaras (2000) y EMEP/CORINAIR (2007).

#### 5.3.3.1. GöttingerStrasse (Hannover, Alemania)

El cañón urbano de GöttingerStrasse (Figura 5.1) se extiende en la dirección  $163^{\circ}$ - $343^{\circ}$  respecto del norte. En esta calle, existen cuatro carriles por los cuales los días hábiles circulan en promedio aproximadamente 30000 vehículos diarios. El ancho de la calle es 25 m y la altura media de las edificaciones a cada lado de la calle es 20 m. Por lo tanto, la relación de aspecto (H/W) para este cañón urbano es 0.8.



**Figura 5.1.** Imágenes del cañón urbano de Göttinger Strasse (Hannover, Alemania) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★). La flecha amarilla señalala localización del monitor.  
(Imágenes: Google Earth).

La información utilizada está constituida por valores horarios correspondientes al año 1994 de las siguientes variables:

- ✓ concentraciones de óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono en aire observadas a 1.5 m de altura en una estación de monitoreo continuo ubicada sobre el lado oeste del cañón urbano,

- ✓ concentraciones de “fondo” de óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono registradas en el techo de un edificio ubicado en el lado oeste del cañón urbano,
- ✓ velocidad y dirección del viento medidas en el techo de un edificio lateral,
- ✓ composición y flujo del tránsito vehicular que circula por la calle.

#### 5.3.3.2. Schildhornstrasse (Berlín, Alemania)

La base de datos correspondiente al cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín, Alemania), proviene de los registros continuos obtenidos durante el año 1995, en una estación de monitoreo ubicada en el lado sur de la calle cuyo eje tiene un ángulo de 120° respecto del norte (Figura 5.2).



**Figura 5.2.** Imágenes del cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín, Alemania) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★). La flecha amarilla señala la localización del monitor  
(Imágenes: Google Earth).

El ancho de este cañón urbano es 26 m y los edificios presentan alturas entre 19 m (lado norte) y 22 m (lado sur) por lo que su relación de aspecto (H/W) se encuentra entre 0.73 y 0.85. La calle tiene cuatro carriles y un flujo medio diario de vehículos de 45000 veh/día y es una arteria de acceso a la ciudad.

Para este cañón urbano, la información disponible incluye valores horarios de las siguientes variables:

- ✓ concentraciones de óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono en aire registrados a 2.5 m de altura dentro del cañón urbano (ver Figura 5.2);

- ✓ concentraciones “de fondo” de óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono en aire, registrados en una estación automática ubicada a aproximadamente 1.5 km del cañón urbano;
- ✓ velocidad y dirección del viento, registrados en el techo de un edificio cercano al cañón;
- ✓ composición y flujo del tránsito que circula en el cañón urbano.

#### 5.3.3.3. Jagtvej (Copenhague, Dinamarca).

En el cañón urbano de la calle Jagtvej (Copenhague, Dinamarca) existe una estación de monitoreo continuo ubicada en el lado este del mismo (Figura 5.3).



**Figura 5.3.** Imágenes del cañón urbano de Jagtvej (Copenhague, Dinamarca) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★) La flecha amarilla señala la localización del monitor. (Imágenes: Google Earth)

El eje de este cañón urbano tiene una orientación de  $30^\circ$  con respecto al norte y su ancho es 18 m. Los edificios que lo bordean son regulares y de 25 m de altura media. La relación de aspecto de este cañón (H/W) es 0.72.

Los vehículos circulan ocupando dos carriles (existe un tercer carril para bicicletas a ambos lados) y veredas anchas. El flujo vehicular medio diario es aproximadamente 22000 veh/día.

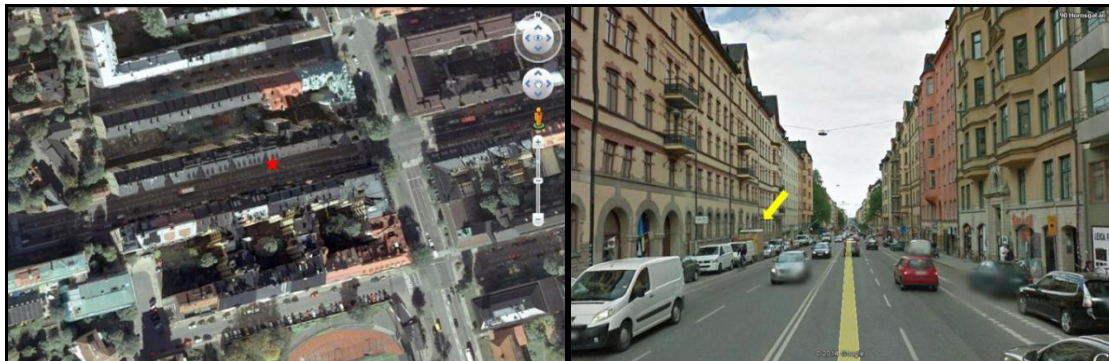
La base de datos correspondiente al cañón urbano de Jagtvej incluye valores horarios del año 1994 de las siguientes variables:

- ✓ concentraciones de óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono en aire registradas a 3.5 m de altura en la estación de monitoreo localizada en la vereda del lado este del cañón urbano,

- ✓ concentraciones “de fondo” de óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono en aire, registradas en una estación automática ubicada en el techo de la Universidad de Copenhague, a unos pocos cientos de metros de la estación de monitoreo emplazada dentro del cañón,
- ✓ velocidad y dirección del viento, registradas en el techo del edificio de la Universidad de Copenhague,
- ✓ composición y flujo del tránsito horario que circula en el cañón urbano, para los días hábiles, sábados y domingos, obtenidos con mediciones automáticas y campañas adicionales de conteo manual.

#### 5.3.3.4. Hornsgatan (Estocolmo, Suecia)

Sobre el lado norte de la calle Hornsgatan en la ciudad de Estocolmo, se encuentra ubicada una estación de monitoreo continuo, tal como se muestra en la Figura 5.4.



**Figura 5.4.** Imágenes del cañón de Hornsgatan (Estocolmo, Suecia) y de la posición de la estación de monitoreo continua (★). La flecha amarilla señala la localización del monitor. (Imágenes: Google Earth)

Este cañón urbano tiene un ancho de 24 m y su eje forma un ángulo de  $66^\circ$  con la dirección norte. Los vehículos circulan por cuatro carriles con un flujo medio diario de 35000 veh/día. La altura media de los edificios que bordean este cañón urbano a ambos lados es 24 m. Por tanto, la relación de aspecto (H/W) de este cañón es 1.0.

La información meteorológica se registró en el techo de un edificio distante 500 m de la estación de monitoreo de calidad del aire y las concentraciones de fondo se obtuvieron en el techo de uno de los edificios cercanos.

La información disponible en este cañón urbano incluye los valores horarios correspondientes al año 2000 de:

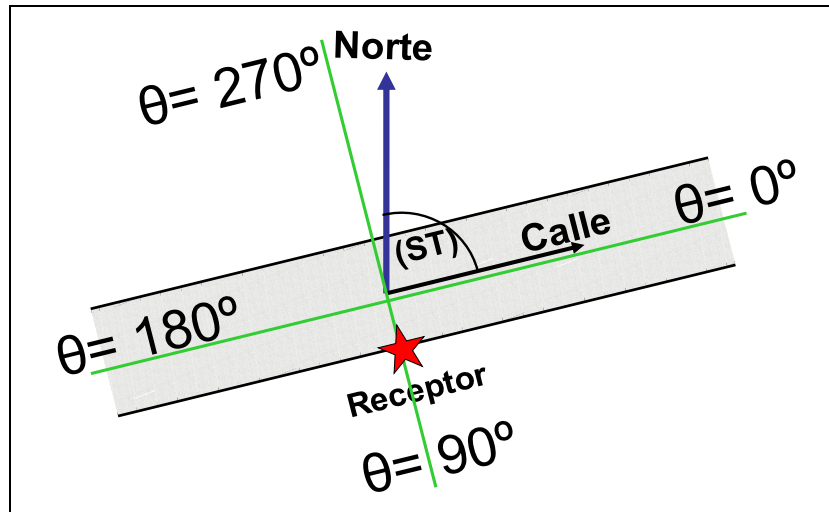
- ✓ concentración de óxidos de nitrógeno en aire a nivel de superficie, registrada a 3.0 m,
- ✓ concentración de fondo de óxidos de nitrógeno en aire registrada en el techo de un edificio cercano,
- ✓ velocidad y dirección del viento, observados en el techo de un edificio a 500 m de distancia del cañón,
- ✓ composición y flujo medio de vehículos.

#### 5.3.4. El parámetro $\theta$

De acuerdo con la descripción de los cuatro cañones urbanos realizada en el punto anterior, se observa que todos tienen orientaciones diferentes respecto de la dirección norte. Asimismo, la posición de los sensores de calidad del aire dentro de estos cañones es diferente en cada caso. En consecuencia, la dirección del viento ambiental (WD) no puede ser utilizada como indicador común de las condiciones de sotavento y barlovento en los cuatro cañones. Para cada cañón estas condiciones están asociadas a diferentes valores de WD. Por lo tanto, con el objeto de poder combinar los resultados a obtener del análisis de las concentraciones registradas en las campañas de medición de la calidad del aire en los cuatro cañones urbanos: *GöttingerStrasse (Hannover, Alemania)*, *Schildhornstrasse (Berlín, Alemania)*, *Jagtvej (Copenhague, Dinamarca)* y *Hornsgatan (Estocolmo, Suecia)* descritos en la sección anterior, es necesario utilizar un parámetro genérico como indicador común de las condiciones del flujo del aire dentro de cada cañón. Para este fin, se utiliza el parámetro  $\theta$  (Mazzeo y Venegas, 2011) que depende de la dirección del viento, de la orientación del cañón y de la posición del receptor dentro del cañón. La definición del parámetro  $\theta$  está dada por:

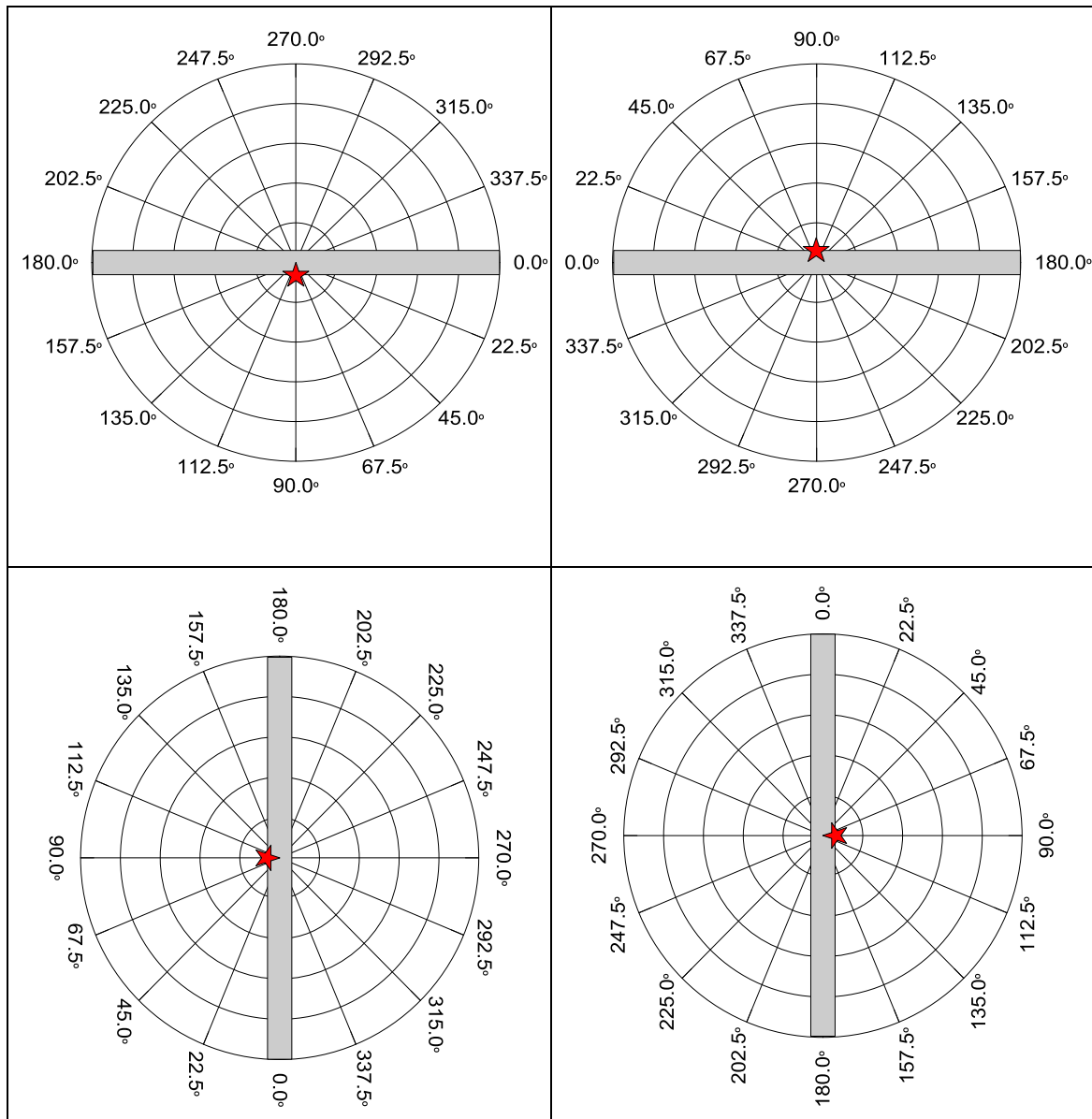
$$\begin{array}{ll} \theta = \text{WD} - \text{ST} & \left. \begin{array}{l} \text{cuando WD} \geq \text{ST} \\ \text{cuando WD} < \text{ST} \end{array} \right\} \quad (5.7) \\ \theta = \text{WD} + 360^\circ - \text{ST} & \end{array}$$

donde ST es el ángulo entre el norte y el eje de la calle ubicado hacia la derecha del receptor (cuando éste está dispuesto hacia la calle) (ver Figura 5.5).



**Figura 5.5.** Definición del parámetro  $\theta$

El valor del parámetro  $\theta$  se expresa en grados sexagesimales. Para un receptor ubicado dentro de cualquier cañón urbano, la condición estricta de sotavento está asociada con  $\theta = 90^\circ$  y la de barlovento con  $\theta = 270^\circ$ . En la Figura 5.6 se presentan cuatro esquemas que muestran el valor de  $\theta$  correspondiente a diferentes direcciones del viento ambiental, en dos cañones urbanos y con dos posiciones diferentes del receptor dentro de cada cañón.



**Figura 5.6.** Valores de  $\theta$  para diferentes configuraciones de cañones urbanos (los dos primeros con eje orientado este-oeste, los otros dos con eje norte-sur) y posiciones del receptor (★). En todos los casos, el valor inicial de  $\theta = 0^\circ$  se encuentra a la derecha del receptor y se incrementa siguiendo el sentido de las agujas del reloj.

Para obtener el valor de los parámetros  $a$  y  $b$  de acuerdo con la metodología descrita en las secciones 5.3.1 y 5.3.2, el análisis de la información de calidad del aire de los cuatro cañones se realizó considerando dos situaciones: a) sotavento y paralela al eje del cañón y b) barlovento.

El rango del parámetro  $\theta$  correspondiente a cada condición es el siguiente:

- sotavento y paralela:  $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$

- barlovento:  $180^\circ < \theta < 360^\circ$

Asimismo, para poder estudiar la variación de los parámetros  $a$  y  $b$  con  $\theta$ , se agruparon los casos considerando 16 sectores de  $\theta$ , cada uno igual a  $22.5^\circ$ .

Inicialmente, se obtuvieron resultados representativos para cada cañón en forma independiente y luego se combinaron los resultados obtenidos para los cuatro cañones con el objeto de derivar expresiones semi-empíricas y generales de  $a$  y  $b$ .

#### *5.3.5. Valores del parámetro $a$*

Se presentan a continuación los valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las curvas de ajuste correspondientes a la metodología descrita en la sección 5.3.1 utilizando las concentraciones horarias registradas en cada cañón. Asimismo, se incluye una estimación del error relativo porcentual [ $\epsilon(\%) = (St/a) \times 100\%$ ] de la estimación de cada valor, obtenido a partir del error estándar del ajuste ( $St$ ) estimado por el programa Statistica (StatSoft, 2001). Los resultados son presentados para los casos ( $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ ) y ( $180^\circ < \theta < 360^\circ$ ) y para cada cañón considerado.

Finalmente, combinando los resultados de los cuatro cañones se obtiene una expresión que permite estimar el valor del parámetro  $a$  conociendo la orientación de la calle, la posición del receptor dentro del cañón y la dirección del viento ambiental.

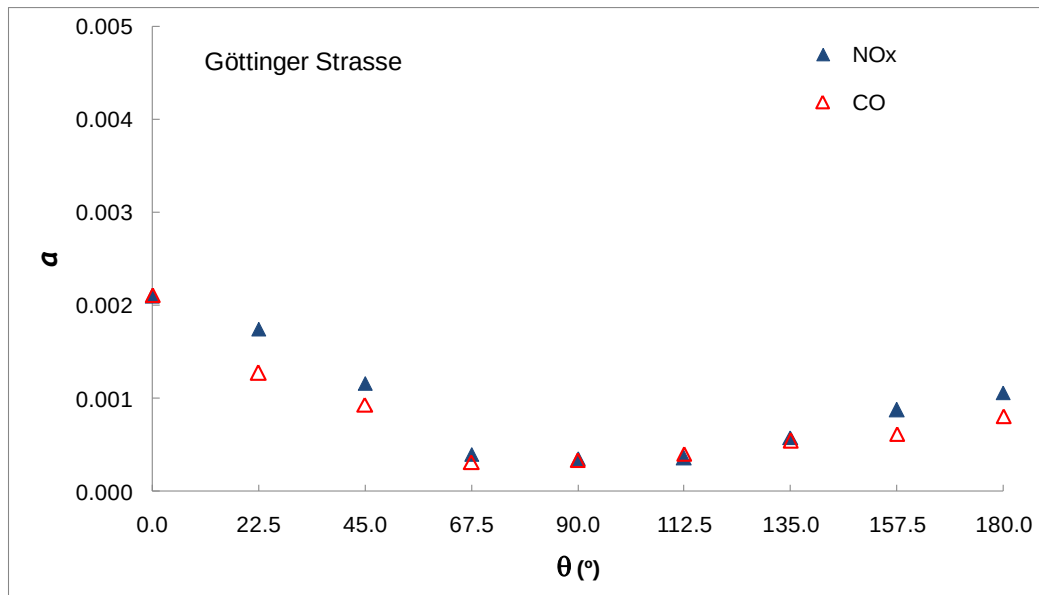
##### *5.3.5.1. Resultados para sotavento y paralelas ( $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ )*

###### *5.3.5.1.1. GöttingerStrasse (Hannover)*

Las estimaciones del parámetro  $a$  obtenidas a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de  $NO_x$  y  $CO$  en aire para las condiciones de sotavento y direcciones paralelas en el cañón urbano de GöttingerStrasse se presentan en la Tabla 5.1 y en la Figura 5.7.

**Tabla 5.1.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\varepsilon(\%)$  estimados a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover). (N: cantidad de casos)

| $\theta(^{\circ})$ | N   | $a (\text{NO}_x)$ | $\varepsilon(\%)$ | $a (\text{CO})$ | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|-----|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|
| 0.0                | 110 | 0.002100          | 8.1               | 0.002110        | 8.3               |
| 22.5               | 98  | 0.001748          | 9.9               | 0.001273        | 9.8               |
| 45.0               | 79  | 0.001164          | 10.0              | 0.000930        | 9.8               |
| 67.5               | 439 | 0.000399          | 4.4               | 0.000318        | 5.2               |
| 90.0               | 407 | 0.000350          | 4.7               | 0.000340        | 4.3               |
| 112.5              | 422 | 0.000360          | 4.2               | 0.000401        | 4.1               |
| 135.0              | 114 | 0.000581          | 7.8               | 0.000545        | 7.0               |
| 157.5              | 34  | 0.000876          | 16.0              | 0.000617        | 16.2              |
| 180.0              | 45  | 0.001064          | 14.0              | 0.000810        | 13.9              |



**Figura 5.7.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{CO}$  en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de Göttinger Strasse (Hannover).

Los valores incluidos en la Tabla 5.1 muestran que, para este cañón urbano, las estimaciones del parámetro  $a$  tienen un error relativo comprendido entre el 4.1% y el 16.2%.

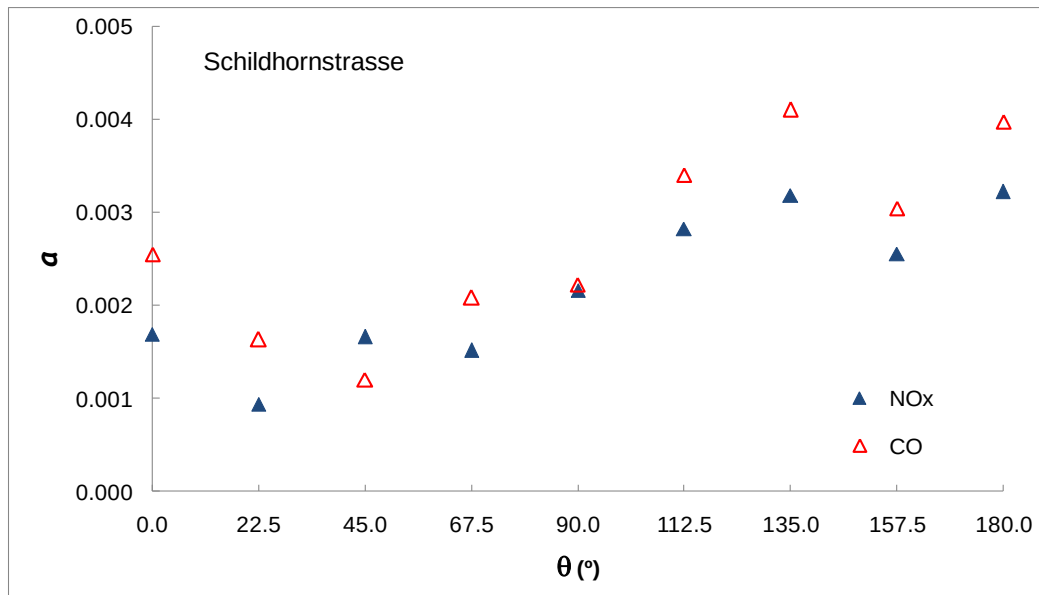
Los mayores valores de  $a$  ( $\theta < 45.0^\circ$ ) están asociados con direcciones del viento ambiental que provienen del lado derecho de la estación de monitoreo. De ese lado, existe una galería con columnas en la zona de la vereda que puede alterar las características turbulentas del flujo del aire que proviene de este sector.

#### 5.3.5.1.2. Schildhornstrasse (Berlín)

En la Tabla 5.2 se incluyen los valores estimados del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y  $\text{CO}$  en aire para las condiciones de sotavento y direcciones paralelas en Schildhornstrasse (Berlín). Asimismo, los resultados se ilustran en la Figura 5.8.

**Tabla 5.2.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\varepsilon(\%)$  estimados a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín). (N: cantidad de casos)

| $\theta(^{\circ})$ | N   | $a (\text{NO}_x)$ | $\varepsilon(\%)$ | $a (\text{CO})$ | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|-----|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|
| 0.0                | 14  | 0.001694          | 19.1              | 0.002554        | 20.2              |
| 22.5               | 18  | 0.000940          | 18.3              | 0.001633        | 19.3              |
| 45.0               | 15  | 0.001664          | 18.6              | 0.001201        | 17.9              |
| 67.5               | 24  | 0.001517          | 14.5              | 0.002086        | 16.6              |
| 90.0               | 45  | 0.002162          | 11.4              | 0.002226        | 12.0              |
| 112.5              | 40  | 0.002825          | 10.9              | 0.003406        | 9.5               |
| 135.0              | 75  | 0.003186          | 8.0               | 0.004108        | 7.9               |
| 157.5              | 180 | 0.002556          | 6.6               | 0.003042        | 7.1               |
| 180.0              | 121 | 0.003226          | 8.2               | 0.003978        | 7.6               |



**Figura 5.8.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{CO}$  en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín).

En este cañón urbano el parámetro  $a$  es estimado con errores que varían entre el 6.6% y el 20.2%. La escasa cantidad de casos existente en algunas direcciones (ver por ejemplo, para  $\theta$  menores que  $90.0^\circ$ ) origina un mayor error en la estimación de la curva de mejor ajuste.

Los mayores valores de  $a$  obtenidos cuando  $\theta > 90^\circ$ , pueden deberse a que los techos de los edificios ubicados a la izquierda de la estación de monitoreo son irregulares y también a los relativamente frondosos árboles existentes en la vereda opuesta (como se observa en la Figura 5.2)

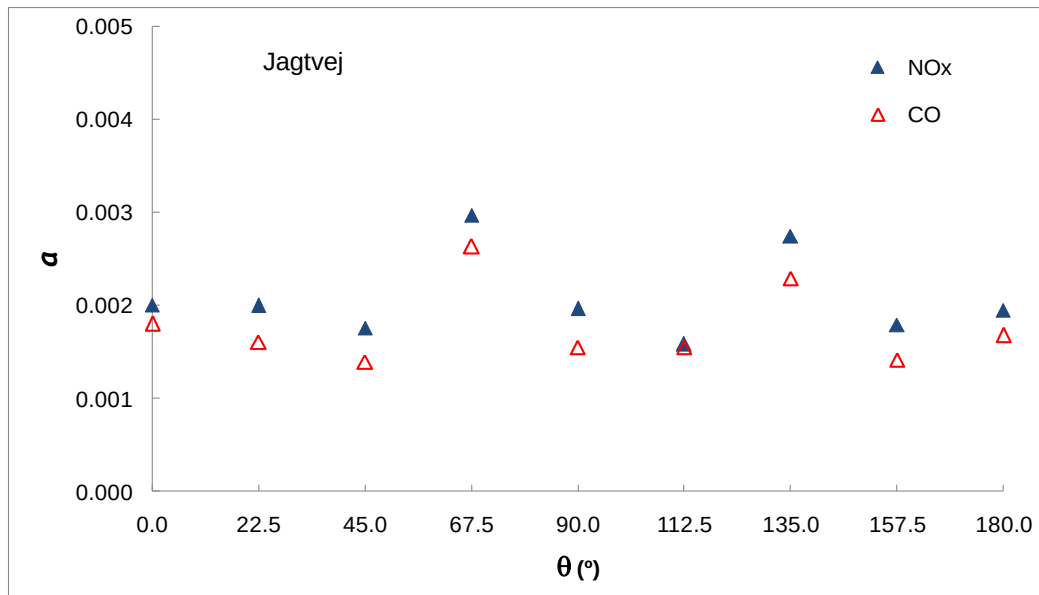
#### 5.3.5.1.3. Jagtvej (Copenhague).

Las estimaciones del parámetro  $a$  obtenidas a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y  $\text{CO}$  en aire para las condiciones de sotavento y direcciones paralelas en Jagtvej se presentan en la Tabla 5.3 y en la Figura 5.9.

**Tabla 5.3.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\varepsilon(\%)$  estimados a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y  $\text{CO}$  en aire en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague). (N: cantidad de casos)

| $\theta(^{\circ})$ | N   | $a (\text{NO}_x)$ | $\varepsilon(\%)$ | $a (\text{CO})$ | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|-----|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|
| 0.0                | 13  | 0.002006          | 21.8              | 0.001802        | 18.2              |
| 22.5               | 44  | 0.002001          | 13.4              | 0.001610        | 13.0              |
| 45.0               | 126 | 0.001762          | 4.8               | 0.001397        | 6.4               |
| 67.5               | 74  | 0.002970          | 5.2               | 0.002636        | 6.6               |
| 90.0               | 39  | 0.001968          | 9.9               | 0.001549        | 10.6              |
| 112.5              | 50  | 0.001585          | 8.6               | 0.001553        | 7.5               |
| 135.0              | 67  | 0.002745          | 7.0               | 0.002292        | 5.8               |
| 157.5              | 131 | 0.001793          | 6.4               | 0.001416        | 6.2               |
| 180.0              | 103 | 0.001950          | 5.6               | 0.001681        | 7.0               |

Las estimaciones del parámetro  $a$  en el cañón urbano de Jagtvej, tienen errores relativos relativamente bajos, en general, excepto para  $\theta = 0.0^{\circ}$  y  $22.5^{\circ}$ . Los valores de  $\varepsilon(\%)$  se encuentran entre 4.8% y 21.8%.



**Figura 5.9.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{CO}$  en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague).

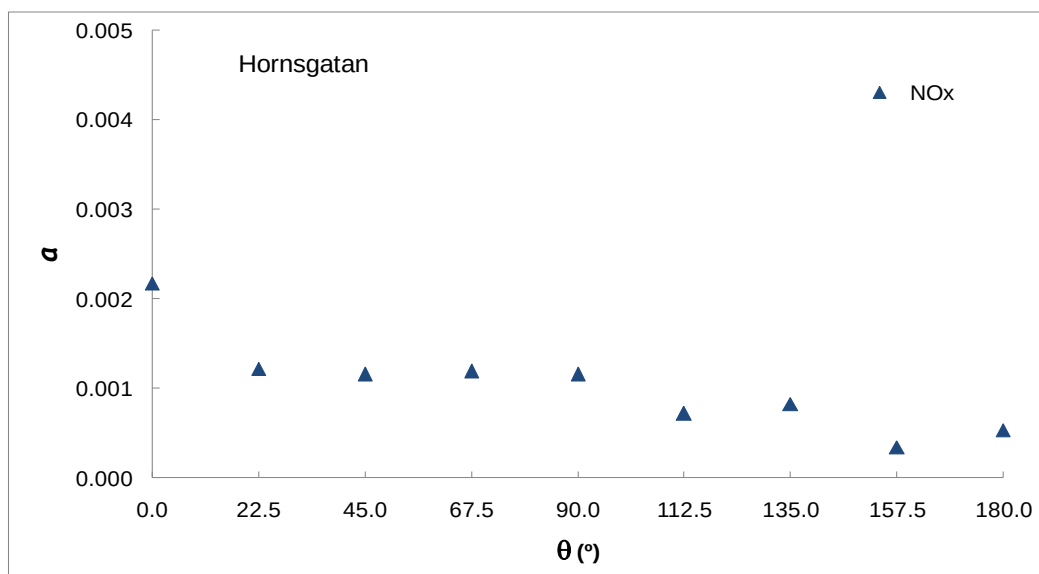
Los valores de  $a$  en este cañón urbano son las constantes con  $\theta$ , excepto por los dos mayores obtenidos para  $\theta = 67.5^\circ$  y  $\theta = 135.0^\circ$ . Teniendo en cuenta las características regulares de los edificios que rodean a este cañón, la disposición de las calles en el área y la posición de la estación de monitoreo que se muestra en la Figura 5.3, los mayores valores de  $a$  parecen estar asociados a la perturbación sobre el flujo del aire originado por las esquinas asociadas a una calle perpendicular al eje del cañón urbano de Jagtvej que se inicia casi frente al monitor.

#### 5.3.5.1.4. Hornsgatan (Estocolmo)

La Tabla 5.4 presenta los valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  en aire para las condiciones de sotavento y direcciones paralelas en Hornsgatan (Estocolmo). Los resultados se incluyen en la Figura 5.10.

**Tabla 5.4.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\varepsilon(\%)$  estimados a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  en aire en condiciones de sotavento y paralelas, en el cañón urbano de Hornsgatan (Estocolmo). (N: cantidad de casos)

| $\theta(^{\circ})$ | N   | $a (\text{NO}_x)$ | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|-----|-------------------|-------------------|
| 0.0                | 196 | 0.002171          | 7.7               |
| 22.5               | 146 | 0.001221          | 7.0               |
| 45.0               | 78  | 0.001157          | 10.2              |
| 67.5               | 66  | 0.001190          | 10.8              |
| 90.0               | 74  | 0.001156          | 10.6              |
| 112.5              | 39  | 0.000717          | 10.2              |
| 135.0              | 13  | 0.000822          | 16.2              |
| 157.5              | 14  | 0.000340          | 24.1              |
| 180.0              | 35  | 0.000530          | 20.2              |



**Figura 5.10.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  en aire en condiciones de sotavento y paralelas en el cañón urbano de Hornsgatan (Estocolmo).

Los valores de  $a$  fueron estimados para este cañón con errores comprendidos entre el 7.0% y el 24.0%. Los mayores errores están asociados con la poca cantidad de casos disponibles para la obtención de la mejor curva de ajuste.

Se observa que los valores obtenidos presentan dos comportamientos diferentes. Los obtenidos para las direcciones del viento ambiental perpendicular al cañón y desde el sector NW (correspondiente con el sector  $0^\circ < \theta \leq 90^\circ$  para este cañón urbano) son algo mayores que los obtenidos para el sector  $90^\circ < \theta \leq 180^\circ$ . Este comportamiento puede estar asociado a un incremento en la turbulencia del aire debido a la influencia que la esquina cercana al monitor tiene sobre el flujo del aire asociado al vórtice en aire que se desarrolla dentro del cañón en las situaciones de  $0^\circ < \theta \leq 90^\circ$ .

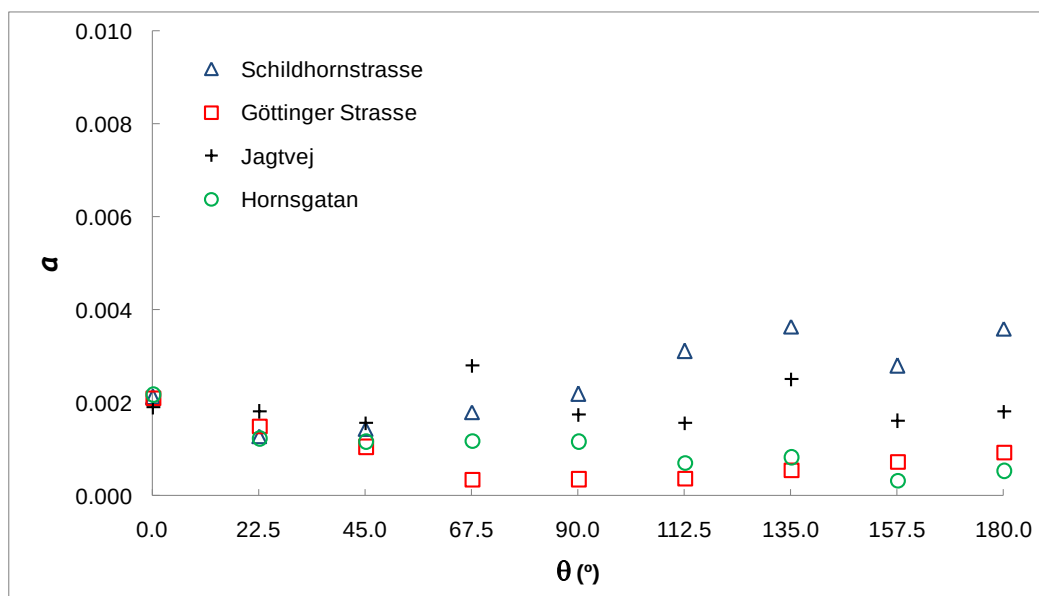
El mayor valor de  $a$  obtenido para  $\theta = 0.0^\circ$ , cuando el viento tiene dirección paralela al eje de la calle desde el sector de mayor extensión del cañón urbano (ver Figura 5.4), puede indicar que la turbulencia del aire está siendo 'incrementada' por obstáculos (balcones, automotores) que encuentra el flujo del aire a medida que recorre el cañón, antes de llegar al muestreador.

#### 5.3.5.1.5. Resultados conjuntos para los cuatro cañones ( $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ )

Para cada uno de los cañones urbanos se evaluó el valor medio de  $a$  correspondiente a cada  $\theta$  y su error relativo porcentual medio a partir de los valores obtenidos de las series de las concentraciones en aire de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{CO}$ , cuando corresponde. En la Tabla 5.5 se incluyen los valores medios de  $a$  y su error relativo porcentual, correspondientes a los diferentes valores de  $\theta$ , para cada cañón urbano considerado y su representación gráfica se presenta en la Figura 5.11.

**Tabla 5.5.** Valor medio de  $a$  y su error relativo porcentual medio  $\varepsilon(\%)$  correspondiente a cada  $\theta$ , para los cuatro cañones urbanos considerados en el análisis.

| $\theta(^{\circ})$ | Göttinger Strasse | $\varepsilon(\%)$ | Schildhorn Strasse | $\varepsilon(\%)$ | Jagtvej  | $\varepsilon(\%)$ | Hornsgatan | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-------------------|----------|-------------------|------------|-------------------|
| 0.0                | 0.002105          | 8.2               | 0.002124           | 19.7              | 0.001904 | 20.1              | 0.002171   | 7.7               |
| 22.5               | 0.001511          | 9.8               | 0.001287           | 18.9              | 0.001805 | 13.2              | 0.001221   | 7.0               |
| 45.0               | 0.001047          | 9.9               | 0.001433           | 18.3              | 0.001579 | 5.5               | 0.001157   | 10.2              |
| 67.5               | 0.000358          | 4.7               | 0.001802           | 15.7              | 0.002803 | 5.8               | 0.001190   | 10.8              |
| 90.0               | 0.000345          | 4.5               | 0.002194           | 11.7              | 0.001758 | 10.2              | 0.001156   | 10.6              |
| 112.5              | 0.000381          | 4.2               | 0.003116           | 10.1              | 0.001569 | 8.1               | 0.000717   | 10.2              |
| 135.0              | 0.000563          | 7.4               | 0.003647           | 7.9               | 0.002519 | 6.5               | 0.000822   | 16.2              |
| 157.5              | 0.000746          | 16.1              | 0.002799           | 6.8               | 0.001604 | 6.3               | 0.000340   | 24.1              |
| 180.0              | 0.000937          | 13.9              | 0.003602           | 7.9               | 0.001816 | 6.3               | 0.000530   | 20.2              |



**Figura 5.11.** Valores de  $a$  en condiciones de sotavento y paralelas correspondientes a los cuatro cañones urbanos considerados.

El valor de  $a$  obtenido para el cañón urbano de GöttingerStrasse en condiciones de estricto sotavento ( $\theta = 90^\circ$ ) ( $a = 0.000345$ ) es similar al valor  $a = 0.00035$  obtenido por Kastner-Klein et al. (2003) y al de  $a = 0.00033$  considerado en Solazzo et al. (2007) para estas condiciones.

Por otra parte, para el cañón urbano de Schildhornstrasse, el valor medio de  $a$  para  $\theta = 90^\circ$  es  $a = 0.002194$  y es similar a los obtenidos por Kastner-Klein et al. (2003) ( $a = 0.0021$ ) y por Solazzo et al. (2007) ( $a = 0.0019$ ), para el mismo cañón urbano.

En el caso del cañón urbano de Jagtvej, el valor medio de  $a$  para  $\theta = 90^\circ$  es  $a = 0.001758$ , mientras que Kastner-Klein et al. (2003) obtuvieron el valor de  $a = 0.00174$  y Solazzo et al. (2007) consideraron un valor de  $a = 0.0017$ .

Las diferencias entre los valores de  $a$  obtenidos en este trabajo con los presentados por otros autores (Kastner-Klein et al., 2003; Solazzo et al., 2007) pueden deberse, por un lado, a haber incluido en el análisis las series de datos de ambos contaminantes ( $\text{NO}_x$  y  $\text{CO}$ ) mientras que Kastner-Klein et al. (2003) sólo consideraron las concentraciones de  $\text{NO}_x$  en aire observadas en cada cañón y Solazzo et al. (2007) analizaron los valores de  $\text{CO}$ . Asimismo, en este trabajo se considera que el estricto sotavento ( $\theta = 90^\circ$ ) incluye los casos con direcciones del viento comprendidas dentro de un ángulo de  $\pm 11.25^\circ$  alrededor de la dirección de sotavento, mientras que Kastner-Klein et al. (2003) consideran un ángulo de  $\pm 15^\circ$  (para el cañón urbano de GöttingerStrasse), de  $\pm 20^\circ$  (para el cañón urbano de Schildhornstrasse) y de  $\pm 60^\circ$  (para el cañón urbano de Jagtvej) de la dirección perpendicular al eje del cañón. En el trabajo de Solazzo et al. (2007), los autores no detallan la forma de considerar los casos para determinar  $a$  (si bien se menciona la metodología presentada por Kastner-Klein et al., 2003) por lo que no es posible establecer si, también existen diferencias con los casos considerados como “sotavento” por estos autores.

No se encontraron antecedentes publicados de valores de  $a$  para el cañón urbano de Hornsgatan. Tampoco, se obtuvieron antecedentes de estimaciones del valor de  $a$  para direcciones del viento diferentes de la de sotavento.

*5.3.5.2. Resultados para casos de barlovento ( $180^\circ < \theta < 360^\circ$ )*

Teniendo en cuenta el vórtice del aire que se genera en el interior de un cañón urbano, en los casos de barlovento los contaminantes emitidos dentro del cañón están sometidos a una mayor dilución antes de llegar al receptor, que en las condiciones de sotavento y paralelas. Por lo tanto, es esperable que en condiciones de barlovento, los valores del parámetro  $a$  sean mayores que los obtenidos para las condiciones de sotavento y paralelas.

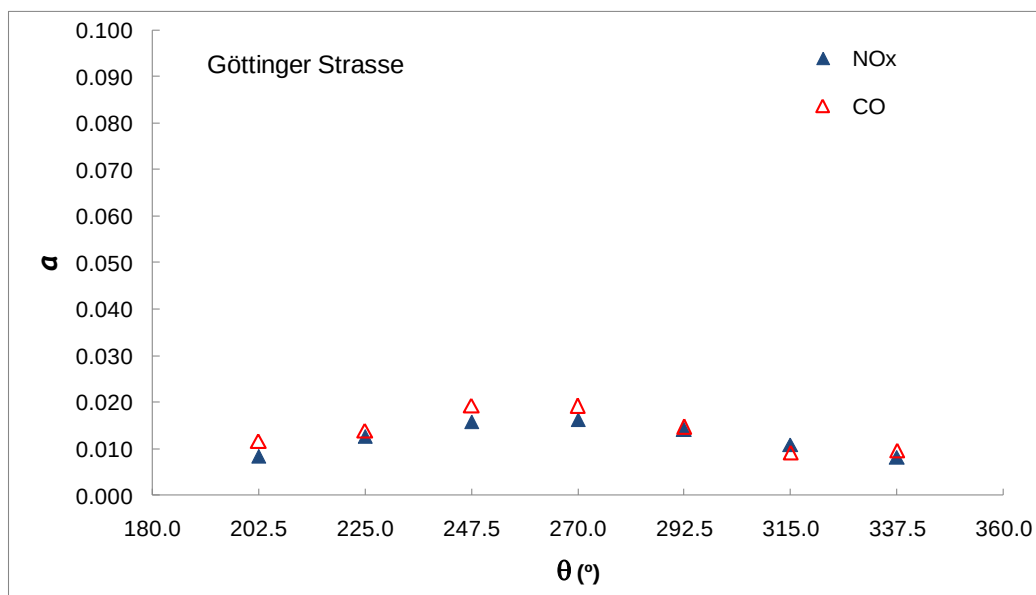
*5.3.5.2.1. GöttingerStrasse (Hannover)*

Las estimaciones del parámetro  $a$  obtenidas a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire para las condiciones de barlovento en el cañón urbano de GöttingerStrasse se presentan en la Tabla 5.6 y en la Figura 5.12.

**Tabla 5.6.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\varepsilon(\%)$  estimados a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover). (N: cantidad de casos)

| $\theta(^{\circ})$ | N   | $a(\text{NO}_x)$ | $\varepsilon(\%)$ | $a(\text{CO})$ | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|-----|------------------|-------------------|----------------|-------------------|
| 202.5              | 285 | 0.008405         | 5.0               | 0.011692       | 5.3               |
| 225.0              | 318 | 0.012751         | 5.6               | 0.013897       | 5.2               |
| 247.5              | 325 | 0.015855         | 5.9               | 0.019389       | 4.8               |
| 270.0              | 623 | 0.016257         | 5.2               | 0.019229       | 4.9               |
| 292.5              | 428 | 0.014130         | 5.7               | 0.014734       | 5.6               |
| 315.0              | 275 | 0.010864         | 6.2               | 0.009199       | 6.1               |
| 337.5              | 315 | 0.008227         | 5.9               | 0.009690       | 6.0               |

La mayor cantidad de casos de barlovento disponibles para la obtención de la curva de ajuste, permite posibilitar obtener los valores del parámetro  $a$  con errores relativos comprendidos entre el 4.8% y el 6.2%.



**Figura 5.12.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de NO<sub>x</sub> y de CO en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano de Göttinger Strasse (Hannover).

#### 5.3.5.2.2. Schildhornstrasse (Berlín)

En la Tabla 5.7 se incluyen los valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de NO<sub>x</sub> y CO en aire para las condiciones de barlovento en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín). Los resultados obtenidos se ilustran en la Figura 5.13.

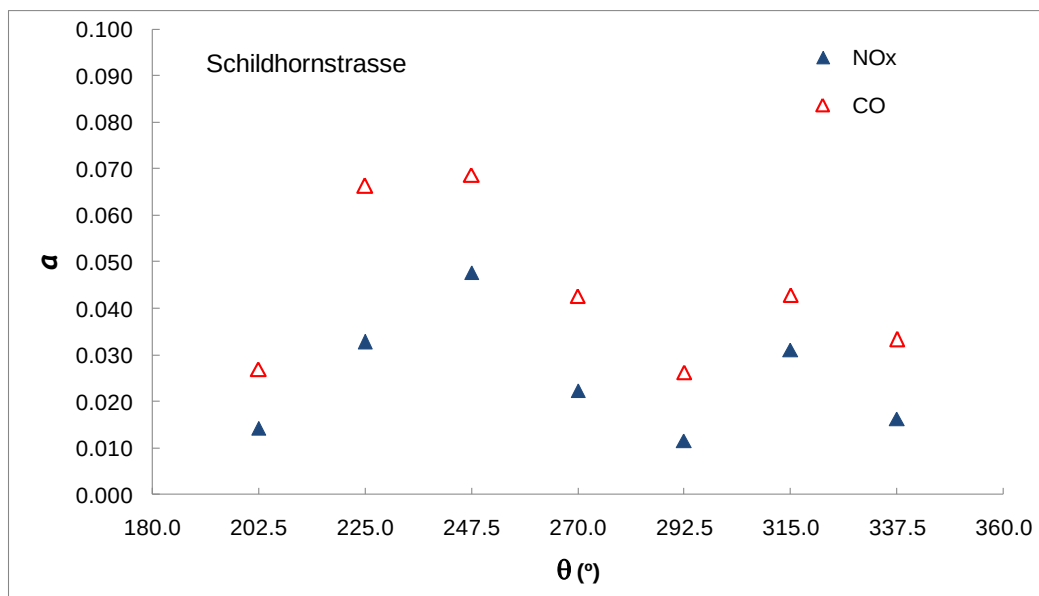
**Tabla 5.7.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\epsilon$ (%) estimados a partir de las concentraciones horarias de NO<sub>x</sub> y CO en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín). (N: cantidad de casos)

| $\theta$ (°) | N   | $a$ (NO <sub>x</sub> ) | $\epsilon$ (%) | $a$ (CO) | $\epsilon$ (%) |
|--------------|-----|------------------------|----------------|----------|----------------|
| 202.5        | 375 | 0.014308               | 5.2            | 0.026975 | 5.6            |
| 225.0        | 285 | 0.032798               | 5.8            | 0.066397 | 5.3            |

|       |     |          |     |          |     |
|-------|-----|----------|-----|----------|-----|
| 247.5 | 236 | 0.047706 | 6.2 | 0.068740 | 6.6 |
| 270.0 | 173 | 0.022357 | 8.5 | 0.042656 | 8.1 |
| 292.5 | 248 | 0.011598 | 6.4 | 0.026217 | 5.8 |
| 315.0 | 498 | 0.031118 | 5.0 | 0.042948 | 4.8 |
| 337.5 | 719 | 0.016225 | 4.1 | 0.033402 | 4.6 |

---

En este caso, los errores relativos de los valores del parámetro  $a$  estuvieron comprendidos entre el 4.1% y el 8.5%.



**Figura 5.13.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{CO}$  en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín).

Las irregularidades de los techos de los edificios ubicados en la acera de enfrente a la que se encuentra el monitor podrían explicar los resultados presentados en la Figura 5.13. Las diferencias “sistemáticas” entre los valores de  $a$  estimados utilizando los valores de  $\text{NO}_x$  y los de  $\text{CO}$ , pueden ser consecuencia de las incertidumbres de los factores de emisión considerados en la obtención de  $Q$  y en consecuencia de  $C^*$ . Por esta razón, para reducir el impacto que estas incertidumbres tienen sobre las estimaciones de  $a$ , se consideran los valores medios de  $a$  en cada caso.

### 5.3.5.2.3. Jagtvej (Copenhague).

Las estimaciones del parámetro  $a$  obtenidas a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire para las condiciones de barlovento en el cañón urbano en Jagtvej se presentan en la Tabla 5.8 y en la Figura 5.14.

**Tabla 5.8.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\epsilon(\%)$  estimados a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague). (N: cantidad de casos)

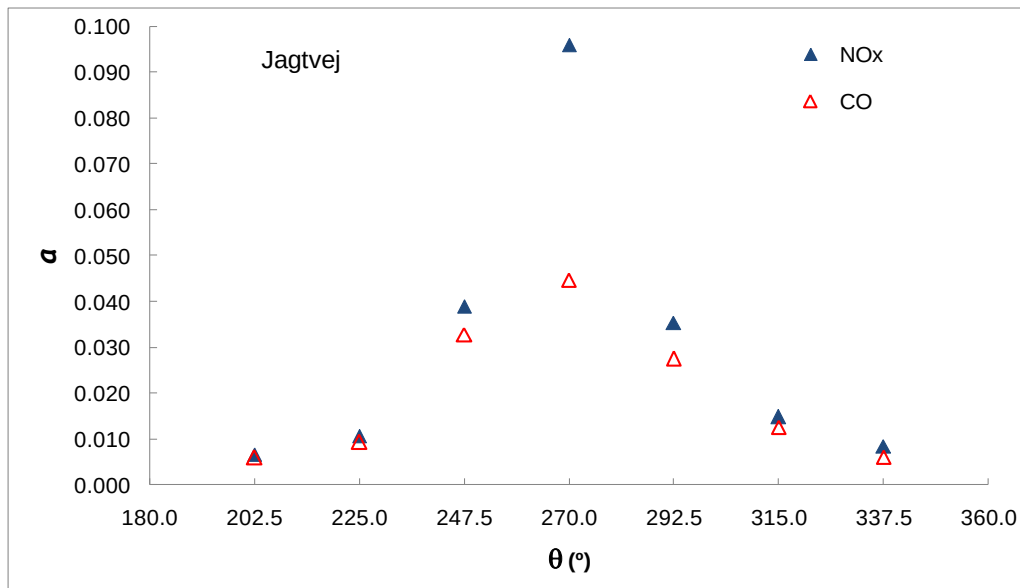
| $\theta(^{\circ})$ | N   | $a (\text{NO}_x)$ | $\epsilon(\%)$ | $a (\text{CO})$ | $\epsilon(\%)$ |
|--------------------|-----|-------------------|----------------|-----------------|----------------|
| 202.5              | 400 | 0.006652          | 4.5            | 0.005956        | 5.2            |
| 225.0              | 512 | 0.010708          | 5.0            | 0.009350        | 5.1            |
| 247.5              | 568 | 0.039038          | 6.0            | 0.032819        | 5.1            |
| 270.0              | 340 | 0.096060          | 8.0            | 0.044744        | 6.4            |
| 292.5              | 167 | 0.035361          | 8.5            | 0.027554        | 8.5            |
| 315.0              | 99  | 0.014790          | 8.0            | 0.012527        | 7.8            |
| 337.5              | 74  | 0.008372          | 11.2           | 0.006039        | 10.8           |

En estas condiciones, las estimaciones del parámetro  $a$  en el cañón urbano de Jagtvej, tienen errores relativos comprendidos entre 5.1% y 11.2%.

Los valores de  $a$  obtenidos para las condiciones de barlovento en el cañón urbano Jagtvej, presentan una variación bastante simétrica con  $\theta$  respecto al máximo relativo en la condición de estricto sotavento ( $\theta = 270^{\circ}$ ).

Se desconoce la razón por la que la estimación de  $a$  para  $\theta = 270^{\circ}$  obtenida a partir de los valores  $\text{NO}_x$  originó un valor relativamente alto. La revisión de este

caso no reveló la existencia de irregularidades o errores que justificaran su descarte.



**Figura 5.14.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{CO}$  en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague).

#### 5.3.5.2.4. Hornsgatan (Estocolmo)

La Tabla 5.9 presenta los valores estimados del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las observaciones de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  en aire para las condiciones de barlovento en el cañón de Hornsgatan (Estocolmo). Los resultados se incluyen en la Figura 5.15.

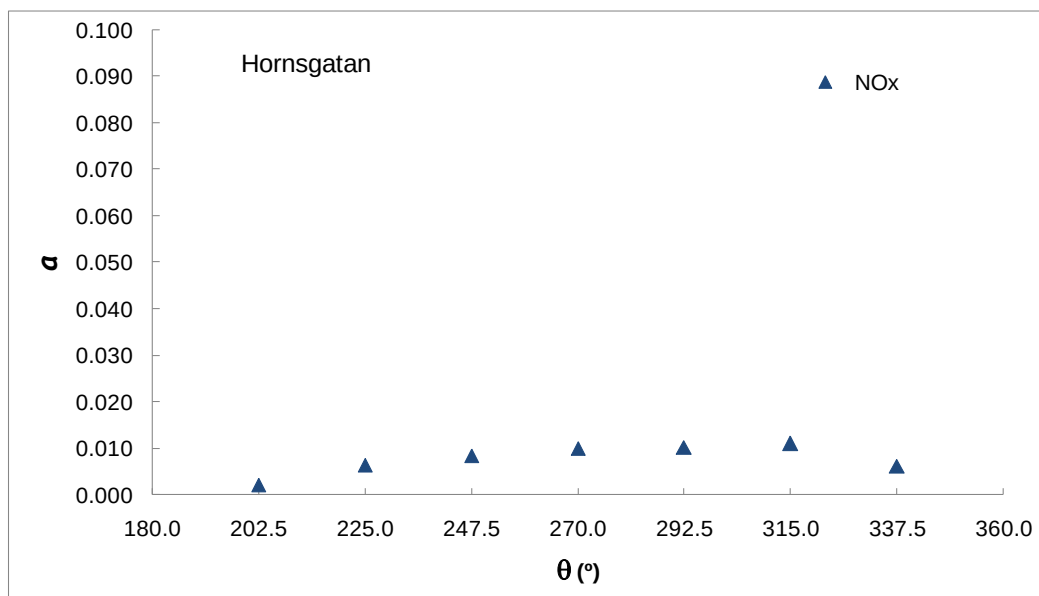
**Tabla 5.9.** Valores del parámetro  $a$  y de su error relativo porcentual  $\epsilon(\%)$  estimados a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  en aire en condiciones de barlovento, en el cañón urbano de Hornsgatan (Estocolmo). (N: cantidad de casos)

| $\theta(^{\circ})$ | N   | $a$ ( $\text{NO}_x$ ) | $\epsilon(\%)$ |
|--------------------|-----|-----------------------|----------------|
| 202.5              | 262 | 0.002150              | 6.3            |
| 225.0              | 263 | 0.006323              | 6.8            |
| 247.5              | 381 | 0.008390              | 8.4            |

|       |     |          |     |
|-------|-----|----------|-----|
| 270.0 | 604 | 0.009972 | 7.0 |
| 292.5 | 878 | 0.010291 | 4.5 |
| 315.0 | 845 | 0.010988 | 4.0 |
| 337.5 | 741 | 0.006161 | 4.7 |

---

Los valores de  $a$  para las condiciones de barlovento han sido estimados para este cañón con errores comprendidos entre el 4.0% y el 8.4%.



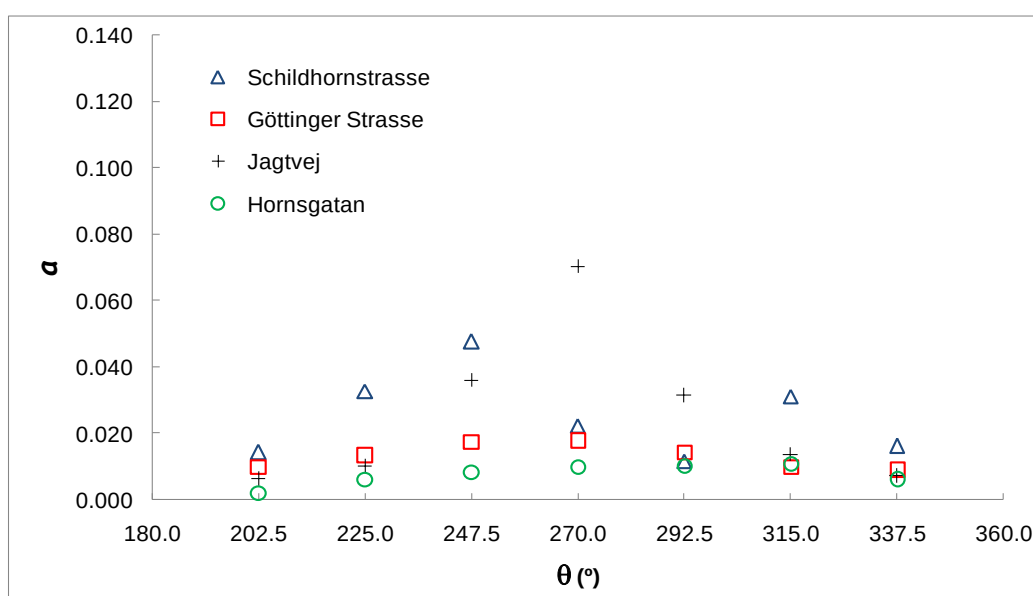
**Figura 5.15.** Valores del parámetro  $a$  obtenidos a partir de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  en aire en condiciones de barlovento en el cañón urbano en Hornsgatan (Estocolmo).

#### 5.3.5.2.5. Resultados para los cuatro cañones ( $180^\circ < \theta < 360^\circ$ )

Para cada uno de los cañones urbanos se obtuvo el valor medio de  $a$  correspondiente a cada  $\theta$  y su error relativo porcentual a partir de los valores obtenidos de las series de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y  $\text{CO}$  (cuando corresponde) en aire. En la Tabla 5.10 se incluyen los valores medios de  $a$  y su error relativo porcentual, correspondiente a los diferentes valores de  $\theta$ , para cada cañón urbano considerado y su representación gráfica se presenta en la Figura 5.16.

**Tabla 5.10.** Valor medio de  $a$  y su error relativo porcentual  $\epsilon(\%)$  correspondiente a cada  $\theta$ , para los cuatro cañones urbanos considerados en el análisis.

| $\theta(^{\circ})$ | GöttingerStrasse | $\epsilon(\%)$ | SchildhornStrasse | $\epsilon(\%)$ | Jagtvej  | $\epsilon(\%)$ | Hornsgatan | $\epsilon(\%)$ |
|--------------------|------------------|----------------|-------------------|----------------|----------|----------------|------------|----------------|
| 202.5              | 0.010048         | 5.2            | 0.020642          | 5.4            | 0.006304 | 4.8            | 0.002150   | 6.3            |
| 225.0              | 0.013324         | 5.4            | 0.049598          | 5.4            | 0.010029 | 5.0            | 0.006323   | 6.8            |
| 247.5              | 0.017622         | 5.3            | 0.058223          | 6.4            | 0.035928 | 5.6            | 0.008390   | 8.4            |
| 270.0              | 0.017743         | 5.0            | 0.032507          | 8.2            | 0.070402 | 7.5            | 0.009972   | 7.0            |
| 292.5              | 0.014432         | 5.6            | 0.018908          | 6.0            | 0.031458 | 8.5            | 0.010291   | 4.5            |
| 315.0              | 0.010032         | 6.2            | 0.037033          | 4.9            | 0.013659 | 7.9            | 0.010988   | 4.0            |
| 337.5              | 0.008959         | 5.9            | 0.024814          | 4.4            | 0.007206 | 11.0           | 0.006161   | 4.7            |



**Figura 5.16.** Valores del parámetro  $a$  en condiciones de barlovento correspondientes a los cuatro cañones urbanos considerados.

En general, la variación del parámetro  $a$  con  $\theta$  presenta valores más pequeños en las direcciones cercanas al eje del cañón y un máximo relativo en la dirección perpendicular al cañón. Este último caso, podría estar asociado con la mayor dilución de la concentración de los contaminantes dentro del cañón urbano, antes de llegar al receptor.

#### 5.3.5.3. Variación de $a$ con $\theta$

Para obtener una expresión de la variación del parámetro  $a$  con  $\theta$ , se analizaron los valores de  $a$  promediados considerando los casos

correspondientes a los cuatro cañones, para cada valor de  $\theta$ . Los valores medios de  $a$  y sus correspondientes errores relativos porcentuales se presentan en la Tabla 5.11. Se observa que los errores relativos porcentuales en la estimación de  $a$  se encuentran entre 5.3% y 13.8%.

**Tabla 5.11.** Valores medios de  $a$  y su error relativo porcentual  $\varepsilon(\%)$  correspondiente a cada  $\theta$ .

| $\theta(^{\circ})$ | $a$      | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|----------|-------------------|
| 0.0                | 0.002076 | 13.8              |
| 22.5               | 0.001456 | 12.3              |
| 45.0               | 0.001304 | 11.0              |
| 67.5               | 0.001538 | 9.6               |
| 90.0               | 0.001363 | 10.5              |
| 112.5              | 0.001446 | 9.2               |
| 135.0              | 0.001888 | 8.3               |
| 157.5              | 0.001372 | 9.0               |
| 180.0              | 0.001721 | 9.2               |
| 202.5              | 0.009786 | 5.3               |
| 225.0              | 0.019818 | 5.5               |
| 247.5              | 0.030041 | 6.1               |
| 270.0              | 0.032656 | 7.3               |
| 292.5              | 0.018772 | 6.8               |
| 315.0              | 0.017928 | 5.5               |
| 337.5              | 0.011785 | 5.8               |

En la Figura 5.17 se presenta la variación de los valores medios estimados del parámetro  $a$  con  $\theta$ . La expresión obtenida de la curva con mejor ajuste (RMSE = 0.25%) dada por

$$a = 0.002745 \exp[0.452317 - 1.9803 \sin(0.005557\pi\theta)] \quad (5.8)$$

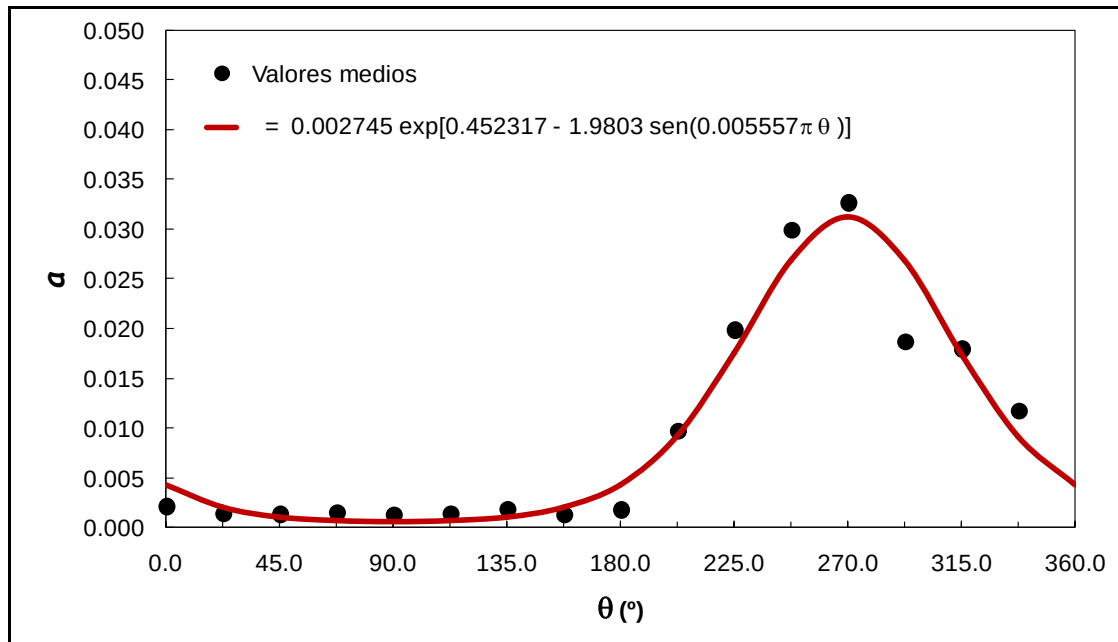


Figura 5.17. Variación de  $a$  con  $\theta$ .

### 5.3.6. Valores del parámetro $b$

A continuación se presentan los valores del parámetro adimensional  $b$  obtenidos a partir de las curvas de ajuste correspondientes a la metodología descrita en la sección 5.3.2. Para ello, se utilizaron las concentraciones en aire de contaminantes (óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono) horarias registradas en cada cañón urbano y los valores correspondientes del parámetro adimensional  $a$  obtenidos para cada caso. Asimismo, a partir del error estándar del ajuste ( $St$ ) estimado por el programa Statistica (StatSoft, 2001), se obtuvo una estimación del error relativo porcentual [ $\varepsilon(\%) = (St/b) \times 100\%$ ] de los valores estimados de  $b$ . Los casos en los que no fue posible obtener una curva de ajuste (debido a la no convergencia del método iterativo) se indican como “sin dato” (S/D) y no fueron incluidos en el análisis posterior.

Los resultados son presentados para cada uno de los cuatro cañones urbanos considerados, en condiciones de sotavento y paralelas ( $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ ) y para diferentes intensidades del flujo de tránsito expresadas por la densidad del tráfico automotor ( $n_v = N_v/v$ ), donde  $N_v$  es el número medio de vehículos por hora y  $v$  es la velocidad media de la flota vehicular.

Para cada cañón urbano, se identificaron diferentes rangos de la intensidad del flujo de tránsito (vehículos por hora). Estos rangos se seleccionaron teniendo en cuenta lo considerado por otros autores (Berkowicz et al., 2006; KastnerKlein et al., 2003) y el número de casos ( $N$ ) correspondiente a cada rango. A partir del flujo de tránsito observado en los casos correspondientes a cada rango, se estimó el valor medio del número de vehículos por hora ( $N_v$ ) representativo de cada rango. Los valores de las velocidades ( $v$ ) medias del tránsito vehicular son similares a las consideradas por otros autores (Berkowicz et al., 2006; Kastner-Klein et al., 2003).

Analizando y combinando los resultados de los cuatro cañones urbanos, se obtuvo una expresión que permite estimar el valor del parámetro  $b$  en función de la densidad del tráfico automotor ( $n_v$ ) que circula por el cañón urbano donde está el receptor.

#### 5.3.6.1. *Göttinger Strasse (Hannover)*

Aplicando la metodología manifestada en la sección 5.3.2., se estimaron los valores del parámetro  $b$  a partir de los valores observacionales registrados en el cañón urbano de Göttinger Strasse y considerando los valores del parámetro  $a$  incluidos en la Tabla 5.1. Los valores de  $b$  obtenidos a partir de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire y los errores relativos porcentuales de la estimación, para diferentes condiciones del flujo de tránsito automotor se presentan en la Tabla 5.12, para los sectores  $\theta = 0.0^\circ, 22.5^\circ, 45.0^\circ, 67.5^\circ, 90.0^\circ, 112.5^\circ, 135.0^\circ, 157.5^\circ$  y  $180.0^\circ$ . En la Tabla 5.12, también se incluye el valor medio de  $b$  y su error relativo porcentual correspondiente a cada caso.

**Tabla 5.12.** Valores del parámetro  $b$  y del error relativo porcentual  $[\epsilon(\%)]$  obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de GöttingerStrasse (Hannover). ( $v$ : velocidad media del tránsito vehicular;  $N_v$ : número medio del flujo de tránsito;  $N$ : número de casos;  $n_v$ : densidad del tráfico ( $=N_v/v$ )).

| Rango<br>(veh/h)                      | $V$<br>(km/h) | $N_v$<br>(veh/ h) | $N$ | $n_v$<br>(1/km) | $b(\text{NO}_x)$ | $\epsilon(\%)$ | $b(\text{CO})$ | $\epsilon(\%)$ | $B$        | $\epsilon(\%)$ |
|---------------------------------------|---------------|-------------------|-----|-----------------|------------------|----------------|----------------|----------------|------------|----------------|
| <b><math>\theta=0.0^\circ</math></b>  |               |                   |     |                 |                  |                |                |                |            |                |
| 0-600                                 | 50            | 331               | 132 | 6.6             | 3.3338E-06       | 12.7           | 4.5163E-06     | 15.9           | 3.9250E-06 | 14.5           |
| 600-900                               | 50            | 729               | 47  | 14.6            | 1.4956E-05       | 27.9           | 2.2576E-06     | 20.1           | 8.6070E-06 | 26.9           |
| 900-1200                              | 40            | 1054              | 42  | 26.4            | 3.8459E-05       | 21.5           | 2.5979E-05     | 19.6           | 3.2219E-05 | 20.7           |
| 1200-1500                             | 40            | 1350              | 49  | 33.8            | 5.1924E-05       | 18.6           | 9.4578E-05     | 17.7           | 7.3251E-05 | 18.0           |
| 1500-1800                             | 40            | 1675              | 96  | 41.9            | 5.1424E-05       | 19.0           | 9.5405E-05     | 19.1           | 7.3415E-05 | 19.1           |
| >1800                                 | 40            | 1957              | 111 | 48.9            | 7.4852E-05       | 16.9           | 8.1093E-05     | 15.7           | 7.7973E-05 | 16.3           |
| <b><math>\theta=22.5^\circ</math></b> |               |                   |     |                 |                  |                |                |                |            |                |
| 0-600                                 | 50            | 310               | 87  | 6.2             | 2.8320E-06       | 8.9            | 4.1212E-06     | 9.2            | 3.4766E-06 | 9.0            |
| 600-900                               | 50            | 758               | 33  | 15.2            | S/D              |                | 8.3612E-06     | 23.6           | S/D        |                |
| 900-1200                              | 40            | 1081              | 50  | 27.0            | 2.6503E-05       | 20.1           | 5.3719E-05     | 22.5           | 4.0111E-05 | 21.7           |
| 1200-1500                             | 40            | 1363              | 43  | 34.1            | 6.1586E-05       | 19.3           | 6.9509E-05     | 21.4           | 6.5548E-05 | 20.4           |
| 1500-1800                             | 40            | 1661              | 100 | 41.5            | 4.7018E-05       | 15.2           | 6.0636E-05     | 13.2           | 5.3827E-05 | 14.1           |
| >1800                                 | 40            | 1967              | 99  | 49.2            | 5.1246E-05       | 9.8            | 6.1138E-05     | 10.1           | 5.6192E-05 | 10.0           |
| <b><math>\theta=45.0^\circ</math></b> |               |                   |     |                 |                  |                |                |                |            |                |
| 0-600                                 | 50            | 303               | 123 | 6.1             | 2.7599E-06       | 10.5           | 4.4696E-06     | 11.2           | 3.6148E-06 | 10.9           |
| 600-900                               | 50            | 776               | 37  | 15.5            | 1.1097E-05       | 30.3           | 1.1823E-05     | 29.6           | 1.1460E-05 | 29.9           |
| 900-1200                              | 40            | 1032              | 39  | 25.8            | 1.3622E-05       | 28.8           | 4.6839E-05     | 29.5           | 3.0230E-05 | 29.4           |
| 1200-1500                             | 40            | 1332              | 50  | 33.3            | 1.9904E-05       | 13.3           | 5.2234E-05     | 14.9           | 3.6069E-05 | 14.4           |
| 1500-1800                             | 40            | 1668              | 124 | 41.7            | 3.2499E-05       | 9.9            | 5.0105E-05     | 10.3           | 4.1302E-05 | 10.1           |

# El modelo: SEMI-EMPIRICAL URBAN STREET (SEUS)

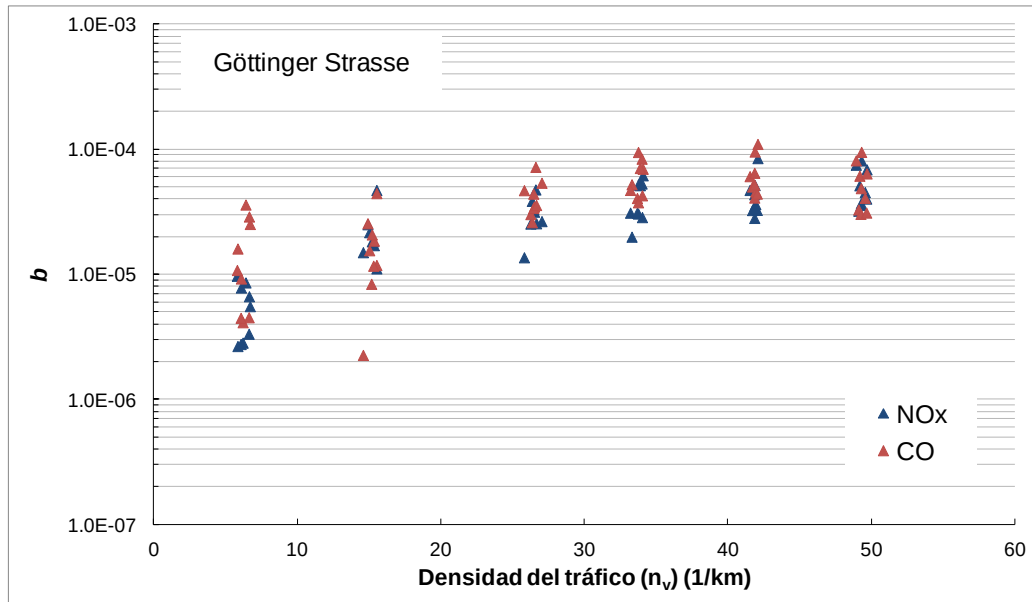
| Rango<br>(veh/h) | V<br>(km/h) | Nv<br>(veh/ h) | N   | n <sub>v</sub><br>(1/km) | b(NO <sub>x</sub> ) | ε(%) | b(CO)      | ε(%) | B          | ε(%) |
|------------------|-------------|----------------|-----|--------------------------|---------------------|------|------------|------|------------|------|
| >1800            | 40          | 1971           | 103 | 49.3                     | 3.6851E-05          | 12.4 | 4.8634E-05 | 13.7 | 4.2743E-05 | 13.1 |
| <b>θ=67.5°</b>   |             |                |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-600            | 50          | 304            | 242 | 6.1                      | 7.8060E-06          | 8.9  | 9.2192E-06 | 11.1 | 8.5126E-06 | 10.1 |
| 600-900          | 50          | 767            | 46  | 15.3                     | 1.7026E-05          | 18.6 | 1.8514E-05 | 15.8 | 1.7770E-05 | 17.1 |
| 900-1200         | 40          | 1050           | 92  | 26.3                     | 2.5333E-05          | 11.3 | 3.0162E-05 | 12.5 | 2.7748E-05 | 12.0 |
| 1200-1500        | 40          | 1328           | 97  | 33.2                     | 3.0957E-05          | 13.2 | 4.7073E-05 | 12.7 | 3.9015E-05 | 12.9 |
| 1500-1800        | 40          | 1674           | 230 | 41.9                     | 2.8107E-05          | 10.0 | 4.0897E-05 | 10.4 | 3.4502E-05 | 10.2 |
| >1800            | 40          | 1964           | 222 | 49.1                     | 3.2115E-05          | 11.0 | 3.2860E-05 | 10.8 | 3.2488E-05 | 10.9 |
| <b>θ=90.0°</b>   |             |                |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-600            | 50          | 290            | 197 | 5.8                      | 9.6915E-06          | 12.9 | 1.0776E-05 | 12.6 | 1.0234E-05 | 12.7 |
| 600-900          | 50          | 751            | 52  | 15.0                     | 2.1618E-05          | 11.3 | 1.5502E-05 | 13.0 | 1.8560E-05 | 12.0 |
| 900-1200         | 40          | 1060           | 63  | 26.5                     | 3.1541E-05          | 15.7 | 3.4693E-05 | 14.9 | 3.3117E-05 | 15.3 |
| 1200-1500        | 40          | 1347           | 78  | 33.7                     | 3.0949E-05          | 25.6 | 4.0558E-05 | 24.1 | 3.5753E-05 | 24.8 |
| 1500-1800        | 40          | 1677           | 174 | 41.9                     | 3.6258E-05          | 13.2 | 4.5733E-05 | 13.0 | 4.0995E-05 | 13.1 |
| >1800            | 40          | 1970           | 290 | 49.3                     | 3.5679E-05          | 9.9  | 3.0278E-05 | 8.6  | 3.2979E-05 | 9.3  |
| <b>θ=112.5°</b>  |             |                |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-600            | 50          | 335            | 201 | 6.7                      | 5.5417E-06          | 10.6 | 2.5153E-05 | 10.4 | 1.5347E-05 | 10.4 |
| 600-900          | 50          | 765            | 66  | 15.3                     | 1.8303E-05          | 13.2 | 1.1662E-05 | 14.0 | 1.4983E-05 | 13.5 |
| 900-1200         | 40          | 1058           | 83  | 26.5                     | 3.2817E-05          | 21.3 | 3.3744E-05 | 19.9 | 3.3281E-05 | 20.6 |
| 1200-1500        | 40          | 1350           | 112 | 33.8                     | 3.0481E-05          | 10.6 | 3.7478E-05 | 10.1 | 3.3980E-05 | 10.3 |
| 1500-1800        | 40          | 1681           | 229 | 42.0                     | 3.2600E-05          | 9.3  | 4.4008E-05 | 10.5 | 3.8304E-05 | 10.0 |
| >1800            | 40          | 1986           | 334 | 49.7                     | 4.0160E-05          | 6.9  | 3.1027E-05 | 7.2  | 3.5594E-05 | 7.0  |
| <b>θ=135.0°</b>  |             |                |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-600            | 50          | 332            | 76  | 6.6                      | 6.6458E-06          | 9.0  | 2.8864E-05 | 9.6  | 1.7755E-05 | 9.5  |
| 600-900          | 50          | 745            | 32  | 14.9                     | 2.5019E-05          | 30.6 | 2.5486E-05 | 31.3 | 2.5252E-05 | 30.9 |
| 900-1200         | 40          | 1066           | 28  | 26.7                     | 2.5459E-05          | 25.6 | 3.5651E-05 | 27.5 | 3.0555E-05 | 26.7 |
| 1200-            | 40          | 1361           | 71  | 34.0                     | 2.8531E-05          | 10.1 | 4.2609E-05 | 11.6 | 3.5570E-05 | 11.0 |

## El modelo: SEMI-EMPIRICAL URBAN STREET (SEUS)

| Rango<br>(veh/h) | V<br>(km/h) | Nv<br>(veh/ h) | N   | n <sub>v</sub><br>(1/km) | b(NO <sub>x</sub> ) | ε(%) | b(CO)      | ε(%) | B          | ε(%) |
|------------------|-------------|----------------|-----|--------------------------|---------------------|------|------------|------|------------|------|
| 1500             |             |                |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 1500-1800        | 40          | 1674           | 132 | 41.9                     | 3.5077E-05          | 8.4  | 5.1824E-05 | 7.7  | 4.3451E-05 | 8.0  |
| >1800            | 40          | 1982           | 173 | 49.6                     | 4.5205E-05          | 9.1  | 4.0680E-05 | 9.4  | 4.2943E-05 | 9.2  |
| <b>θ=157.5°</b>  |             |                |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-600            | 50          | 320            | 45  | 6.4                      | 8.5733E-06          | 13.5 | 3.5965E-05 | 13.0 | 2.2269E-05 | 13.1 |
| 600-900          | 50          | 760            | 21  | 15.2                     | 1.8274E-05          | 23.6 | 2.0744E-05 | 24.1 | 1.9509E-05 | 23.9 |
| 900-1200         | 40          | 1058           | 24  | 26.5                     | 3.3134E-05          | 23.6 | 4.3931E-05 | 30.4 | 3.8532E-05 | 27.5 |
| 1200-1500        | 40          | 1355           | 33  | 33.9                     | 5.1318E-05          | 10.2 | 7.0497E-05 | 10.2 | 6.0908E-05 | 10.2 |
| 1500-1800        | 40          | 1674           | 70  | 41.9                     | 4.3450E-05          | 13.0 | 6.4511E-05 | 13.5 | 5.3980E-05 | 13.3 |
| >1800            | 40          | 1987           | 86  | 49.7                     | 6.8737E-05          | 8.7  | 6.3760E-05 | 6.6  | 6.6249E-05 | 7.7  |
| <b>θ=180.0°</b>  |             |                |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-600            | 50          | 292            | 69  | 5.8                      | 2.6588E-06          | 7.9  | 1.6007E-05 | 8.6  | 9.3332E-06 | 8.5  |
| 600-900          | 50          | 776            | 22  | 15.5                     | 4.7001E-05          | 34.5 | 4.4368E-05 | 30.0 | 4.5685E-05 | 32.3 |
| 900-1200         | 40          | 1064           | 32  | 26.6                     | 4.7478E-05          | 33.2 | 7.1936E-05 | 31.0 | 5.9707E-05 | 31.9 |
| 1200-1500        | 40          | 1360           | 32  | 34.0                     | 5.2984E-05          | 28.3 | 8.3680E-05 | 30.0 | 6.8332E-05 | 29.3 |
| 1500-1800        | 40          | 1683           | 49  | 42.1                     | 8.4532E-05          | 14.1 | 1.0972E-04 | 15.2 | 9.7126E-05 | 14.7 |
| >1800            | 40          | 1972           | 82  | 49.3                     | 8.0969E-05          | 7.5  | 9.4795E-05 | 8.1  | 8.7882E-05 | 7.8  |

Se observa que, en general, los valores de  $b$  se incrementan con el flujo del tránsito automotor, en forma marcada para bajos valores del flujo de tránsito y lentamente cuando aumenta el número de vehículos que circulan por hora. Este resultado es coherente con la tasa de generación de la turbulencia en aire debida al desplazamiento de los vehículos dentro de un cañón urbano. Para este cañón urbano, las estimaciones de  $b$  tienen errores comprendidos entre 6.6% y 34.5%. Los valores medios de  $b$  se estiman con errores entre 7.0% y 32.3%.

En la Figura 5.18 está representada la variación de  $b$  con la densidad del tráfico (1/km), considerando todos los resultados para  $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ , presentados en la Tabla 5.12.



**Figura 5.18.** Valores del parámetro  $b$  para diferentes densidades del tráfico automotor obtenidos considerando las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y CO en aire en el cañón urbano de Göttinger Strasse (Hannover).

#### 5.3.6.2. Schildhornstrasse (Berlín)

Los valores del parámetro  $b$  y sus errores relativos porcentuales, obtenidos a partir de las observaciones registradas en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín), aplicando la metodología presentada en la sección 5.3.2 y utilizando los valores del parámetro  $a$  incluidos en la Tabla 5.2, se presentan en la Tabla 5.13, para diferentes condiciones de flujo de tránsito automotor y cuando  $0.0^\circ \leq \theta \leq 180.0^\circ$ . En la Tabla 5.13, también se incluye el valor medio de  $b$  y su error relativo porcentual correspondiente a cada caso.

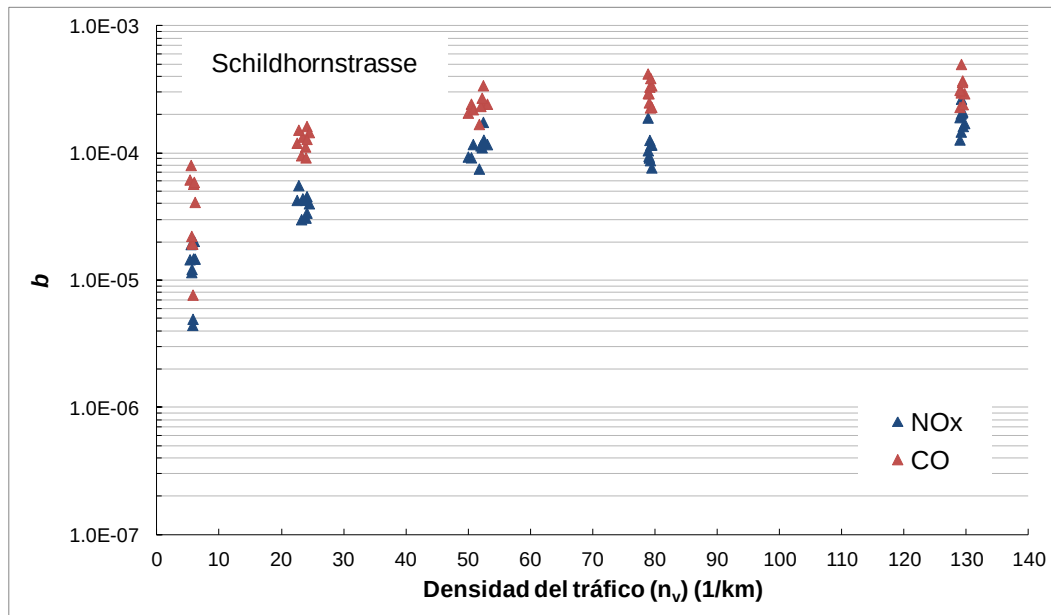
**Tabla 5.13.** Valores del parámetro  $b$  y sus errores relativos porcentuales  $[\varepsilon(\%)]$  obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín). ( $v$ : velocidad media del tránsito vehicular;  $N_v$ : número medio del flujo de tránsito;  $N$ : número de casos;  $n_v$ : densidad del tráfico ( $=N_v/v$ ))

| Rango<br>(veh/h)                       | V<br>(km/h) | $N_v$<br>(veh/h) | N   | $n_v$<br>(1/km) | $b(\text{NO}_x)$ | $\varepsilon(\%)$ | $b(\text{CO})$ | $\varepsilon(\%)$ | $b$        | $\varepsilon(\%)$ |
|----------------------------------------|-------------|------------------|-----|-----------------|------------------|-------------------|----------------|-------------------|------------|-------------------|
| <b><math>\theta=0.0^\circ</math></b>   |             |                  |     |                 |                  |                   |                |                   |            |                   |
| 0-500                                  | 50          | 263              | 77  | 5.3             | 1.4551E-05       | 22.2              | 6.1676E-05     | 25.1              | 3.8114E-05 | 24.6              |
| 500-1500                               | 45          | 1082             | 97  | 24.0            | 4.5590E-05       | 19.8              | 1.6238E-04     | 20.1              | 1.0398E-04 | 20.0              |
| 1500-2500                              | 40          | 2095             | 68  | 52.4            | 1.7495E-04       | 21.3              | 3.3959E-04     | 23.0              | 2.5727E-04 | 22.4              |
| 2500-3000                              | 35          | 2759             | 61  | 78.8            | 1.8925E-04       | 24.4              | 4.2020E-04     | 25.7              | 3.0473E-04 | 25.3              |
| >3000                                  | 25          | 3234             | 77  | 129.4           | 2.1167E-04       | 20.1              | 3.7034E-04     | 18.2              | 2.9101E-04 | 18.9              |
| <b><math>\theta=22.5^\circ</math></b>  |             |                  |     |                 |                  |                   |                |                   |            |                   |
| 0-500                                  | 50          | 292              | 108 | 5.8             | 1.4765E-05       | 15.8              | 5.7076E-05     | 16.2              | 3.5920E-05 | 16.1              |
| 500-1500                               | 45          | 1043             | 137 | 23.2            | 3.0043E-05       | 15.0              | 9.5586E-05     | 15.0              | 6.2814E-05 | 15.0              |
| 1500-2500                              | 40          | 2069             | 94  | 51.7            | 7.5129E-05       | 17.6              | 1.6837E-04     | 16.3              | 1.2175E-04 | 16.7              |
| 2500-3000                              | 35          | 2772             | 156 | 79.2            | 8.7497E-05       | 11.9              | 2.2737E-04     | 9.6               | 1.5743E-04 | 10.2              |
| >3000                                  | 25          | 3223             | 156 | 128.9           | 1.2723E-04       | 12.6              | 2.2928E-04     | 11.4              | 1.7825E-04 | 11.8              |
| <b><math>\theta=45.0^\circ</math></b>  |             |                  |     |                 |                  |                   |                |                   |            |                   |
| 0-500                                  | 50          | 272              | 92  | 5.4             | 1.9167E-05       | 20.1              | 8.0210E-05     | 18.5              | 4.9689E-05 | 18.8              |
| 500-1500                               | 45          | 1099             | 102 | 24.4            | 4.0097E-05       | 22.6              | 1.4540E-04     | 23.4              | 9.2752E-05 | 23.2              |
| 1500-2500                              | 40          | 2018             | 85  | 50.5            | 9.2128E-05       | 21.3              | 2.4309E-04     | 19.5              | 1.6761E-04 | 20.0              |
| 2500-3000                              | 35          | 2764             | 105 | 79.0            | 9.4574E-05       | 20.6              | 2.9363E-04     | 21.3              | 1.9410E-04 | 21.1              |
| >3000                                  | 25          | 3228             | 110 | 129.1           | 1.4690E-04       | 18.8              | 2.9837E-04     | 19.2              | 2.2264E-04 | 19.1              |
| <b><math>\theta=67.5^\circ</math></b>  |             |                  |     |                 |                  |                   |                |                   |            |                   |
| 0-500                                  | 50          | 297              | 67  | 5.9             | 2.0317E-05       | 28.7              | 5.9078E-05     | 30.1              | 3.9698E-05 | 29.7              |
| 500-1500                               | 45          | 1011             | 89  | 22.5            | 4.2601E-05       | 20.5              | 1.1986E-04     | 19.6              | 8.1231E-05 | 19.9              |
| 1500-2500                              | 40          | 2098             | 70  | 52.5            | 1.2682E-04       | 25.8              | 2.4573E-04     | 25.2              | 1.8627E-04 | 25.4              |
| 2500-3000                              | 35          | 2766             | 90  | 79.0            | 9.1799E-05       | 20.1              | 2.4895E-04     | 22.1              | 1.7037E-04 | 21.6              |
| >3000                                  | 25          | 3242             | 89  | 129.7           | 1.7125E-04       | 16.8              | 2.9343E-04     | 15.5              | 2.3234E-04 | 16.0              |
| <b><math>\theta=90.0^\circ</math></b>  |             |                  |     |                 |                  |                   |                |                   |            |                   |
| 0-500                                  | 50          | 304              | 88  | 6.1             | 1.4724E-05       | 28.2              | 4.1100E-05     | 29.2              | 2.7912E-05 | 28.9              |
| 500-1500                               | 45          | 1052             | 126 | 23.4            | 4.3835E-05       | 14.8              | 1.3392E-04     | 13.2              | 8.8877E-05 | 13.6              |
| 1500-2500                              | 40          | 1998             | 87  | 50.0            | 9.3455E-05       | 23.7              | 2.0687E-04     | 25.1              | 1.5016E-04 | 24.7              |
| 2500-3000                              | 35          | 2780             | 172 | 79.4            | 7.6727E-05       | 9.6               | 2.2952E-04     | 10.4              | 1.5312E-04 | 10.2              |
| >3000                                  | 25          | 3236             | 151 | 129.4           | 1.6233E-04       | 8.6               | 2.4107E-04     | 8.6               | 2.0170E-04 | 8.6               |
| <b><math>\theta=112.5^\circ</math></b> |             |                  |     |                 |                  |                   |                |                   |            |                   |
| 0-500                                  | 50          | 279              | 76  | 5.6             | 1.2201E-05       | 21.5              | 1.9656E-05     | 22.4              | 1.5929E-05 | 22.0              |

## El modelo: SEMI-EMPIRICAL URBAN STREET (SEUS)

| Rango<br>(veh/h) | V<br>(km/h) | N <sub>v</sub><br>(veh/h) | N   | n <sub>v</sub><br>(1/km) | b(NO <sub>x</sub> ) | ε(%) | b(CO)      | ε(%) | b          | ε(%) |
|------------------|-------------|---------------------------|-----|--------------------------|---------------------|------|------------|------|------------|------|
| 500-1500         | 45          | 1023                      | 117 | 22.7                     | 5.5664E-05          | 9.2  | 1.5183E-04 | 8.6  | 1.0375E-04 | 8.7  |
| 1500-2500        | 40          | 2030                      | 75  | 50.8                     | 1.1712E-04          | 18.3 | 2.1996E-04 | 20.3 | 1.6854E-04 | 19.6 |
| 2500-3000        | 35          | 2760                      | 120 | 78.9                     | 1.0468E-04          | 13.5 | 2.9466E-04 | 12.9 | 1.9967E-04 | 13.0 |
| >3000            | 25          | 3228                      | 119 | 129.1                    | 2.0369E-04          | 11.3 | 3.1035E-04 | 10.3 | 2.5702E-04 | 10.7 |
| <b>θ=135.0°</b>  |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-500            | 50          | 285                       | 102 | 5.7                      | 4.4404E-06          | 15.7 | 1.9282E-05 | 18.2 | 1.1861E-05 | 17.7 |
| 500-1500         | 45          | 1075                      | 157 | 23.9                     | 3.0943E-05          | 12.0 | 9.2020E-05 | 13.2 | 6.1481E-05 | 12.9 |
| 1500-2500        | 40          | 2121                      | 101 | 53.0                     | 1.1690E-04          | 14.9 | 2.4286E-04 | 13.7 | 1.7988E-04 | 14.0 |
| 2500-3000        | 35          | 2769                      | 165 | 79.1                     | 1.2626E-04          | 7.1  | 3.3108E-04 | 6.8  | 2.2867E-04 | 6.9  |
| >3000            | 25          | 3223                      | 151 | 128.9                    | 1.9061E-04          | 7.2  | 3.1240E-04 | 8.0  | 2.5151E-04 | 7.7  |
| <b>θ=157.5°</b>  |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-500            | 50          | 277                       | 167 | 5.5                      | 1.1537E-05          | 12.2 | 2.2227E-05 | 11.2 | 1.6882E-05 | 11.5 |
| 500-1500         | 45          | 1072                      | 185 | 23.8                     | 4.2669E-05          | 7.2  | 1.1204E-04 | 8.6  | 7.7358E-05 | 8.2  |
| 1500-2500        | 40          | 2079                      | 160 | 52.0                     | 1.1434E-04          | 8.0  | 2.3336E-04 | 9.2  | 1.7385E-04 | 8.8  |
| 2500-3000        | 35          | 2780                      | 226 | 79.4                     | 1.1607E-04          | 8.9  | 3.3891E-04 | 10.1 | 2.2749E-04 | 9.8  |
| >3000            | 25          | 3233                      | 252 | 129.3                    | 2.0801E-04          | 8.2  | 3.6001E-04 | 9.7  | 2.8401E-04 | 9.2  |
| <b>θ=180.0°</b>  |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-500            | 50          | 287                       | 98  | 5.7                      | 4.9548E-06          | 9.9  | 7.6765E-06 | 10.6 | 6.3156E-06 | 10.3 |
| 500-1500         | 45          | 1082                      | 142 | 24.0                     | 3.3825E-05          | 9.5  | 1.2858E-04 | 11.2 | 8.1203E-05 | 10.9 |
| 1500-2500        | 40          | 2087                      | 107 | 52.2                     | 1.1045E-04          | 10.1 | 2.7093E-04 | 9.6  | 1.9069E-04 | 9.8  |
| 2500-3000        | 35          | 2774                      | 139 | 79.3                     | 1.1562E-04          | 11.2 | 3.8680E-04 | 11.0 | 2.5121E-04 | 11.0 |
| >3000            | 25          | 3229                      | 172 | 129.2                    | 2.6629E-04          | 12.0 | 4.9904E-04 | 12.6 | 3.8266E-04 | 12.4 |

Para este cañón urbano,  $b$  presenta una variación con  $n_v$  similar a la observada en los valores de  $b$  encontrados en el cañón de GöttingerStrasse. Sin embargo, los valores de  $b$  en este cañón son mayores. Esto puede deberse a diferencias en la flota vehicular que circula en ambos cañones urbanos y al mayor flujo vehicular en el cañón urbano de Schildhornstrasse. Los valores de  $b$  son estimados con errores comprendidos entre 6.8% y 30.1%.



**Figura 5.19.** Valores del parámetro  $b$  con la densidad del tráfico obtenidos considerando las concentraciones de  $\text{NO}_x$  y CO en aire en el cañón urbano de Schildhornstrasse (Berlín).

#### 5.3.6.3. Jagtvej (Copenhague).

Aplicando la metodología presentada en la sección 5.3.2 y utilizando los valores del parámetro  $a$  incluidos en la Tabla 5.3, se obtuvieron los valores del parámetro  $b$  y de los errores relativos porcentuales a partir de las observaciones registradas en el cañón urbano Jagtvej (Copenhague). Los resultados se incluyen en la Tabla 5.14, para  $0.0^\circ \leq \theta \leq 180.0^\circ$  en diferentes condiciones de flujo de tránsito automotor. Esta Tabla, también incluye el valor medio de  $b$  y su error relativo porcentual correspondiente a cada caso.

**Tabla 5.14.** Valores del parámetro  $b$  y del error relativo porcentual [ $\varepsilon(\%)$ ] obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  y CO en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague). ( $v$ : velocidad media del tránsito vehicular;  $N_v$ : número medio del flujo de tránsito;  $N$ : número de casos;  $n_v$ : densidad del tráfico ( $=N_v/v$ ))

| Rango (veh/h)      | $v$ (km/h) | $N_v$ (veh/h) | $N$ | $n_v$ (1/km) | $b(\text{NO}_x)$ | $\varepsilon(\%)$ | $b(\text{CO})$ | $\varepsilon(\%)$ | $B$        | $\varepsilon(\%)$ |
|--------------------|------------|---------------|-----|--------------|------------------|-------------------|----------------|-------------------|------------|-------------------|
| $\theta=0.0^\circ$ |            |               |     |              |                  |                   |                |                   |            |                   |
| 0-300              | 40         | 177           | 54  | 4.4          | 3.3844E-05       | 21.8              | 8.0702E-05     | 22.4              | 5.7273E-05 | 22.2              |
| 300-900            | 40         | 716           | 41  | 17.9         | 8.9318E-05       | 22.6              | 1.0715E-04     | 25.2              | 9.8238E-05 | 24.0              |

# El modelo: SEMI-EMPIRICAL URBAN STREET (SEUS)

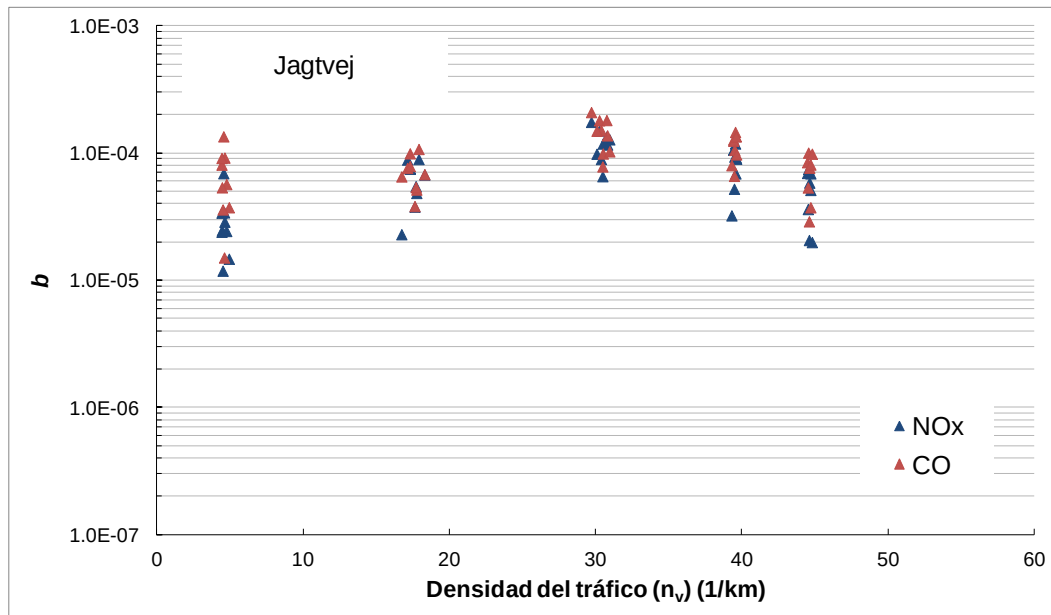
| Rango<br>(veh/h) | V<br>(km/h) | N <sub>v</sub><br>(veh/h) | N   | n <sub>v</sub><br>(1/km) | b(NO <sub>x</sub> ) | ε(%) | b(CO)      | ε(%) | B          | ε(%) |
|------------------|-------------|---------------------------|-----|--------------------------|---------------------|------|------------|------|------------|------|
| 900-1500         | 40          | 1232                      | 17  | 30.8                     | 1.1615E-04          | 33.6 | 1.3710E-04 | 35.0 | 1.2663E-04 | 34.3 |
| 1500-1700        | 40          | 1577                      | 22  | 39.4                     | 1.0611E-04          | 30.1 | 1.2718E-04 | 28.5 | 1.1665E-04 | 29.2 |
| >1700            | 40          | 1779                      | 26  | 44.5                     | 6.9423E-05          | 31.5 | 8.4320E-05 | 31.9 | 7.6871E-05 | 31.7 |
| <b>θ=22.5°</b>   |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 185                       | 75  | 4.6                      | 2.8736E-05          | 15.1 | 9.1740E-05 | 17.3 | 6.0238E-05 | 16.8 |
| 300-900          | 40          | 685                       | 77  | 17.1                     | 8.8492E-05          | 18.4 | 7.6015E-05 | 19.7 | 8.2254E-05 | 19.0 |
| 900-1500         | 40          | 1210                      | 42  | 30.3                     | 1.4980E-04          | 22.2 | 1.8002E-04 | 20.2 | 1.6491E-04 | 21.1 |
| 1500-1700        | 40          | 1582                      | 83  | 39.6                     | 1.1836E-04          | 17.2 | 1.4586E-04 | 18.5 | 1.3211E-04 | 17.9 |
| >1700            | 40          | 1782                      | 54  | 44.6                     | 7.4843E-05          | 19.8 | 1.0032E-04 | 20.1 | 8.7583E-05 | 20.0 |
| <b>θ=45.0°</b>   |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 182                       | 122 | 4.6                      | 6.9069E-05          | 12.2 | 1.3470E-04 | 11.4 | 1.0188E-04 | 11.7 |
| 300-900          | 40          | 692                       | 132 | 17.3                     | 7.5735E-05          | 14.6 | 9.9033E-05 | 16.6 | 8.7384E-05 | 15.7 |
| 900-1500         | 40          | 1230                      | 76  | 30.8                     | 1.3414E-04          | 16.6 | 1.8087E-04 | 17.1 | 1.5750E-04 | 16.9 |
| 1500-1700        | 40          | 1577                      | 153 | 39.4                     | 1.0578E-04          | 15.9 | 1.2455E-04 | 16.0 | 1.1516E-04 | 16.0 |
| >1700            | 40          | 1785                      | 84  | 44.6                     | 5.8328E-05          | 13.2 | 7.6380E-05 | 12.7 | 6.7354E-05 | 12.9 |
| <b>θ=67.5°</b>   |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 177                       | 136 | 4.4                      | 2.3957E-05          | 9.7  | 9.1058E-05 | 10.1 | 5.7508E-05 | 10.0 |
| 300-900          | 40          | 732                       | 139 | 18.3                     | 6.7500E-05          | 13.4 | 6.7918E-05 | 15.6 | 6.7709E-05 | 14.5 |
| 900-1500         | 40          | 1220                      | 81  | 30.5                     | 1.1827E-04          | 10.4 | 9.8784E-05 | 11.2 | 1.0853E-04 | 10.7 |
| 1500-1700        | 40          | 1579                      | 123 | 39.5                     | 5.2165E-05          | 11.5 | 6.5878E-05 | 13.3 | 5.9022E-05 | 12.5 |
| >1700            | 40          | 1784                      | 60  | 44.6                     | 2.0625E-05          | 15.1 | 2.8928E-05 | 15.7 | 2.4777E-05 | 15.5 |
| <b>θ=90.0°</b>   |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 184                       | 129 | 4.6                      | 3.4029E-05          | 11.2 | 1.5037E-05 | 11.6 | 2.4533E-05 | 11.3 |
| 300-900          | 40          | 692                       | 162 | 17.3                     | 7.4827E-05          | 10.1 | 7.8702E-05 | 11.1 | 7.6765E-05 | 10.6 |
| 900-1500         | 40          | 1188                      | 85  | 29.7                     | 1.7498E-04          | 25.3 | 2.0888E-04 | 24.7 | 1.9193E-04 | 24.9 |
| 1500-1700        | 40          | 1580                      | 103 | 39.5                     | 9.3349E-05          | 19.4 | 1.0535E-04 | 19.0 | 9.9352E-05 | 19.2 |
| >1700            | 40          | 1781                      | 69  | 44.5                     | 3.6130E-05          | 20.1 | 5.3416E-05 | 22.5 | 4.4773E-05 | 21.6 |
| <b>θ=112.5°</b>  |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 197                       | 82  | 4.9                      | 1.4708E-05          | 17.3 | 3.7308E-05 | 18.5 | 2.6008E-05 | 18.1 |
| 300-900          | 40          | 710                       | 109 | 17.8                     | 4.8339E-05          | 15.7 | 5.1436E-05 | 16.1 | 4.9887E-05 | 15.9 |
| 900-1500         | 40          | 1238                      | 65  | 31.0                     | 1.2761E-04          | 12.4 | 1.0266E-04 | 11.9 | 1.1513E-04 | 12.2 |
| 1500-1700        | 40          | 1585                      | 108 | 39.6                     | 8.9847E-05          | 10.3 | 9.7170E-05 | 11.5 | 9.3508E-05 | 10.9 |
| >1700            | 40          | 1788                      | 64  | 44.7                     | 5.1059E-05          | 20.2 | 3.7295E-05 | 19.2 | 4.4177E-05 | 19.7 |
| <b>θ=135.0°</b>  |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 190                       | 86  | 4.8                      | 2.4297E-05          | 12.4 | 5.6770E-05 | 13.6 | 4.0534E-05 | 13.2 |
| 300-900          | 40          | 708                       | 145 | 17.7                     | 5.4661E-05          | 9.7  | 5.3710E-05 | 7.9  | 5.4186E-05 | 8.8  |
| 900-1500         | 40          | 1219                      | 94  | 30.5                     | 6.5444E-05          | 9.3  | 7.8123E-05 | 8.3  | 7.1784E-05 | 8.7  |
| 1500-1700        | 40          | 1572                      | 113 | 39.3                     | 3.2218E-05          | 8.9  | 7.9876E-05 | 9.1  | 5.6047E-05 | 9.1  |
| >1700            | 40          | 1785                      | 72  | 44.6                     | S/D                 |      | S/D        |      | S/D        |      |
| <b>θ=157.5°</b>  |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 180                       | 145 | 4.5                      | 1.1846E-05          | 11.2 | 3.5880E-05 | 13.2 | 2.3863E-05 | 12.7 |
| 300-900          | 40          | 705                       | 190 | 17.6                     | 3.7753E-05          | 8.8  | 3.8143E-05 | 9.1  | 3.7948E-05 | 8.9  |
| 900-1500         | 40          | 1215                      | 96  | 30.4                     | 8.9388E-05          | 12.2 | 1.5027E-04 | 12.3 | 1.1983E-04 | 12.3 |

| Rango<br>(veh/h) | V<br>(km/h) | N <sub>v</sub><br>(veh/h) | N   | n <sub>v</sub><br>(1/km) | b(NO <sub>x</sub> ) | ε(%) | b(CO)      | ε(%) | B          | ε(%) |
|------------------|-------------|---------------------------|-----|--------------------------|---------------------|------|------------|------|------------|------|
| 1500-1700        | 40          | 1583                      | 195 | 39.6                     | 6.8897E-05          | 11.3 | 1.3496E-04 | 10.2 | 1.0193E-04 | 10.5 |
| >1700            | 40          | 1792                      | 113 | 44.8                     | 1.9866E-05          | 12.4 | 9.8399E-05 | 13.0 | 5.9132E-05 | 12.9 |
| <b>θ=180.0°</b>  |             |                           |     |                          |                     |      |            |      |            |      |
| 0-300            | 40          | 178                       | 146 | 4.5                      | 2.4620E-05          | 17.2 | 5.3524E-05 | 15.9 | 3.9072E-05 | 16.3 |
| 300-900          | 40          | 669                       | 174 | 16.7                     | 2.2907E-05          | 11.3 | 6.5200E-05 | 12.7 | 4.4053E-05 | 12.3 |
| 900-1500         | 40          | 1203                      | 81  | 30.1                     | 9.8297E-05          | 18.3 | 1.4906E-04 | 19.4 | 1.2368E-04 | 18.9 |
| 1500-1700        | 40          | 1584                      | 135 | 39.6                     | 9.1356E-05          | 13.2 | 1.3478E-04 | 12.9 | 1.1306E-04 | 13.0 |
| >1700            | 40          | 1788                      | 89  | 44.7                     | 6.8927E-05          | 19.2 | 8.0877E-05 | 20.1 | 7.4902E-05 | 19.7 |

El parámetro  $b$  obtenido para este cañón urbano, presenta un crecimiento con la densidad del tráfico hasta alcanzar los mayores valores alrededor de los 30 veh/km, para luego estabilizarse o comenzar a disminuir (ver Figura 5.20).

En Jagtvej, el tránsito automotor es fluido, de acuerdo con Kastner-Klein et al. (2003) y Berkowicz et al. (2006), quienes le adjudican una velocidad media del tránsito automotor de 40 km/h. Sin embargo, se observa que a partir de los 1500 veh/h la eficiencia en generar la turbulencia inducida por el desplazamiento vehicular se encuentra disminuida. Este resultado puede ser consecuencia de la reducción de la distancia entre automotores cuando la densidad vehicular supera una determinada velocidad.

El error relativo porcentual de la estimación de  $b$  para Jagtvej varía entre 7.9% y 35%.



**Figura 5.20.** Valores del parámetro  $b$  con la densidad del tráfico automotor obtenidos considerando las concentraciones de NO<sub>x</sub> y CO en aire en el cañón urbano de Jagtvej (Copenhague).

#### 5.3.6.4. Hornsgatan (Estocolmo)

Siguiendo los lineamientos metodológicos descritos en la sección 5.3.2., se estimaron los valores del parámetro  $b$  a partir de la información correspondiente al cañón urbano de Hornsgatan y considerando los valores del parámetro  $a$  incluidos en la Tabla 5.4. Las estimaciones de  $b$  obtenidas a partir de las concentraciones horarias de NO<sub>x</sub> en aire y los errores relativos porcentuales, para diferentes condiciones del flujo de tránsito automotor se presentan en la Tabla 5.15.

**Tabla 5.15.** Valores del parámetro  $b$  y sus errores relativos porcentuales [ $\epsilon(\%)$ ] obtenidos a partir del análisis de las concentraciones horarias de NO<sub>x</sub> en aire registradas en condiciones de sotavento en el cañón urbano de Hornsgatan. ( $v$ : velocidad media del tránsito vehicular;  $N_v$ : número medio del flujo de tránsito;  $N$ : número de casos;  $n_v$ : densidad del tráfico automotor ( $=N_v/v$ ))

| Rango<br>(veh/h)   | $v$<br>(km/h) | $N_v$<br>(veh/h) | $N$ | $n_v$<br>(1/km) | $b(\text{NO}_x)=b$ | $\epsilon(\%)$ |
|--------------------|---------------|------------------|-----|-----------------|--------------------|----------------|
| $\theta=0.0^\circ$ |               |                  |     |                 |                    |                |
| 0-500              | 53            | 412              | 127 | 7.7             | 6.11401E-05        | 17.3           |

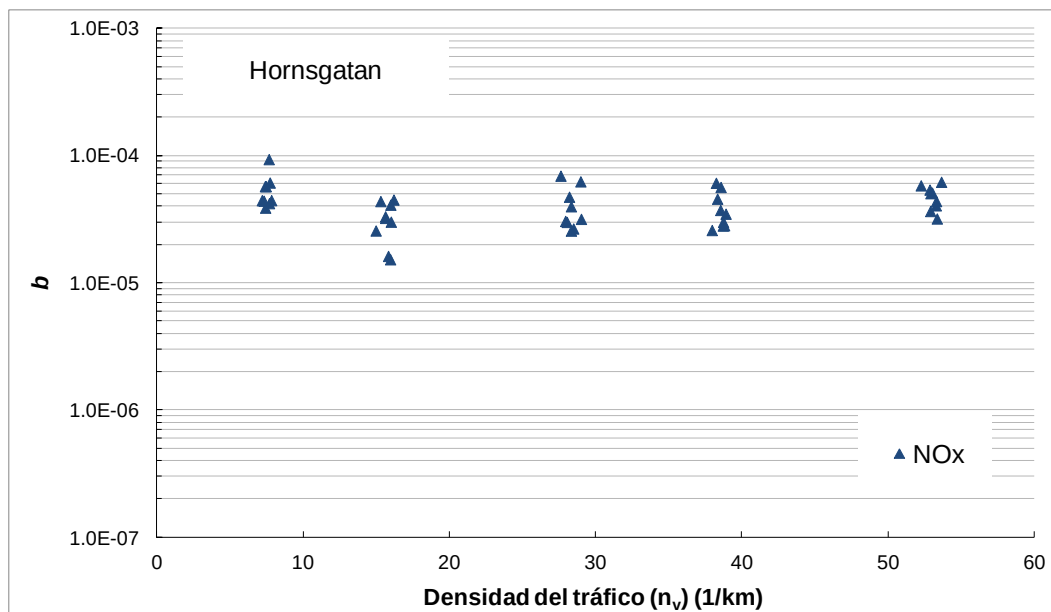
| Rango<br>(veh/h) | v<br>(km/h) | N <sub>v</sub><br>(veh/h) | N   | n <sub>v</sub><br>(1/km) | b(NO <sub>x</sub> )=b | ε(%) |
|------------------|-------------|---------------------------|-----|--------------------------|-----------------------|------|
| 500-1000         | 51          | 784                       | 143 | 15.3                     | 4.36938E-05           | 21.6 |
| 1000-1600        | 47          | 1348                      | 122 | 28.5                     | 2.66278E-05           | 24.3 |
| 1600-1950        | 45          | 1739                      | 181 | 38.6                     | 5.64235E-05           | 19.7 |
| >1950            | 43          | 2272                      | 207 | 53.3                     | 3.19015E-05           | 13.0 |
| <b>θ=22.5°</b>   |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 397                       | 146 | 7.4                      | 5.72302E-05           | 12.9 |
| 500-1000         | 51          | 798                       | 136 | 15.6                     | 3.31399E-05           | 16.7 |
| 1000-1600        | 47          | 1329                      | 153 | 28.0                     | 2.99727E-05           | 11.0 |
| 1600-1950        | 45          | 1750                      | 203 | 38.8                     | 2.82277E-05           | 9.8  |
| >1950            | 43          | 2255                      | 360 | 52.9                     | 3.65213E-05           | 9.7  |
| <b>θ=45.0°</b>   |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 395                       | 80  | 7.4                      | 3.88304E-05           | 17.5 |
| 500-1000         | 51          | 814                       | 84  | 16.0                     | 1.52436E-05           | 22.7 |
| 1000-1600        | 47          | 1371                      | 64  | 29.0                     | 3.16818E-05           | 19.4 |
| 1600-1950        | 45          | 1730                      | 102 | 38.3                     | 4.56463E-05           | 15.3 |
| >1950            | 43          | 2259                      | 195 | 53.0                     | 5.09295E-05           | 13.4 |
| <b>θ=67.5°</b>   |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 394                       | 67  | 7.4                      | 5.72671E-05           | 16.8 |
| 500-1000         | 51          | 809                       | 44  | 15.8                     | 1.61990E-05           | 35.5 |
| 1000-1600        | 47          | 1335                      | 44  | 28.2                     | 4.73018E-05           | 20.3 |
| 1600-1950        | 45          | 1738                      | 84  | 38.5                     | 3.72296E-05           | 30.3 |
| >1950            | 43          | 2254                      | 105 | 52.8                     | 5.38300E-05           | 14.1 |
| <b>θ=90.0°</b>   |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 408                       | 79  | 7.7                      | 9.34074E-05           | 16.7 |
| 500-1000         | 51          | 826                       | 64  | 16.2                     | 4.49279E-05           | 23.3 |
| 1000-1600        | 47          | 1310                      | 44  | 27.6                     | 6.92097E-05           | 19.7 |
| 1600-1950        | 45          | 1726                      | 96  | 38.2                     | 6.08203E-05           | 19.9 |
| >1950            | 42          | 2268                      | 133 | 53.6                     | 6.19806E-05           | 14.8 |
| <b>θ=112.5°</b>  |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 389                       | 56  | 7.3                      | 4.40383E-05           | 17.2 |
| 500-1000         | 51          | 815                       | 55  | 16.0                     | 4.09585E-05           | 18.1 |
| 1000-1600        | 47          | 1341                      | 44  | 28.3                     | 3.97854E-05           | 14.7 |
| 1600-1950        | 45          | 1745                      | 74  | 38.7                     | 2.80946E-05           | 23.9 |
| >1950            | 43          | 2232                      | 84  | 52.2                     | 5.80864E-05           | 13.7 |
| <b>θ=135.0°</b>  |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 418                       | 53  | 7.8                      | 4.44399E-05           | 24.6 |
| 500-1000         | 51          | 769                       | 42  | 15.0                     | 2.56720E-05           | 26.2 |
| 1000-1600        | 47          | 1370                      | 32  | 29.0                     | 6.24662E-05           | 15.5 |
| 1600-1950        | 45          | 1754                      | 57  | 38.9                     | 3.47951E-05           | 22.9 |
| >1950            | 43          | 2269                      | 74  | 53.3                     | 4.04760E-05           | 16.1 |
| <b>θ=157.5°</b>  |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 408                       | 39  | 7.7                      | 4.21046E-05           | 17.7 |
| 500-1000         | 51          | 816                       | 46  | 16.0                     | 3.01123E-05           | 13.0 |
| 1000-1600        | 47          | 1324                      | 43  | 27.9                     | 3.05218E-05           | 10.7 |
| 1600-1950        | 45          | 1714                      | 56  | 38.0                     | 2.58885E-05           | 17.9 |
| >1950            | 43          | 2255                      | 62  | 52.9                     | 5.04027E-05           | 12.2 |

| Rango<br>(veh/h) | v<br>(km/h) | N <sub>v</sub><br>(veh/h) | N   | n <sub>v</sub><br>(1/km) | b(NO <sub>x</sub> )=b | ε(%) |
|------------------|-------------|---------------------------|-----|--------------------------|-----------------------|------|
| <b>θ=180.0°</b>  |             |                           |     |                          |                       |      |
| 0-500            | 53          | 382                       | 29  | 7.2                      | 4.44147E-05           | 16.4 |
| 500-1000         | 51          | 798                       | 42  | 15.6                     | 3.22452E-05           | 17.8 |
| 1000-1600        | 47          | 1341                      | 80  | 28.3                     | 2.56157E-05           | 8.3  |
| 1600-1950        | 45          | 1747                      | 84  | 38.7                     | 3.00360E-05           | 16.0 |
| >1950            | 43          | 2270                      | 134 | 53.3                     | 4.37383E-05           | 6.9  |

Las estimaciones de  $b$  para el cañón urbano de Hornsgatan presentan errores relativos porcentuales comprendidos entre 6.9% y 35.5%.

En este cañón urbano, el parámetro  $b$  presenta poca variación con la densidad del tráfico, como se puede observar en la Figura 5.21. Cabe recordar que en este cañón el sensor de calidad del aire se encuentra a 3.0m (mayor altura que en los otros cañones considerados).

Asimismo, la existencia de arboleda a ambos lados de la calle, puede ejercer un efecto “amortiguador” y/o “homogeneizador” de la turbulencia inducida por el movimiento de vehicular en el aire dentro del cañón urbano que afecta el nivel de la concentración de contaminantes en aire registrado por el sensor.



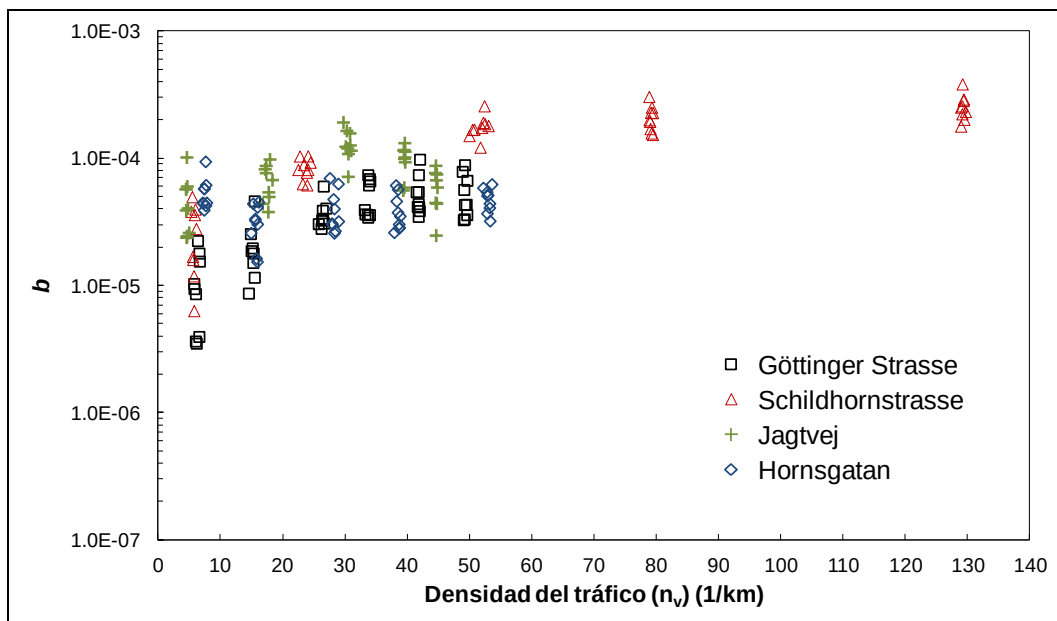
**Figura 5.21.** Valores del parámetro  $b$  para diferentes valores de densidad del tráfico automotor en el cañón urbano Hornsgatan (Estocolmo).

#### 5.3.6.5. Resultados para los cuatro cañones urbanos

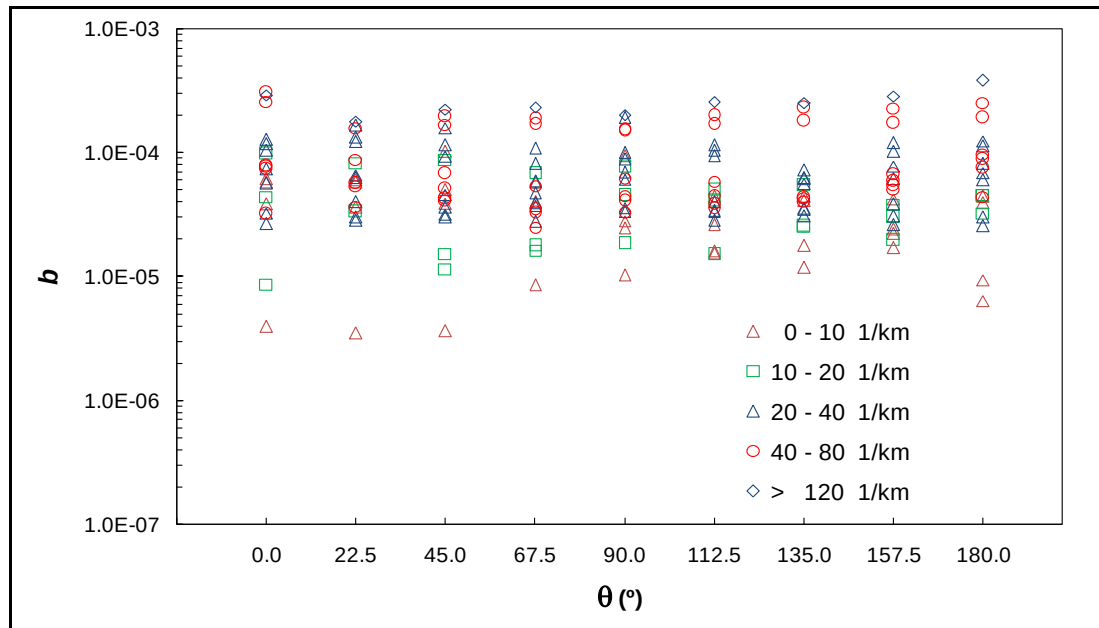
A continuación, se analiza la variación de los valores medios de  $b$  obtenidos para los cañones urbanos en GöttingerStrasse (Tabla 5.12), Schildhornstrasse (Tabla 5.13) y Jagtvej (Tabla 5.14) y Hornsgatan (Tabla 5.15) con la densidad del tráfico automotor ( $n_v$ ) (Figura 5.22) y con el parámetro  $\theta$  (Figura 5.23).

En la Figura 5.22, se observa que  $b$  crece con la densidad del tráfico automotor ( $n_v$ ) debido a que al aumentar el flujo de tránsito, la turbulencia inducida por los mismos se incrementa. Sin embargo, a medida que los automotores se encuentran a menor distancia entre sí, disminuye su capacidad para generar turbulencia y por lo tanto, la tasa de crecimiento de  $b$  con  $n_v$  puede disminuir (o incluso estabilizarse) a medida que la densidad vehicular aumenta.

Se observa mayor dispersión de los valores de  $b$  en los casos de menor densidad del tráfico automotor.



**Figura 5.22.** Variación de  $b$  con la densidad del tráfico automotor, para los cuatro cañones urbanos considerados



**Figura 5.23.** Variación de  $b$  con  $\theta$  para diferentes intervalos de la densidad del tráfico automotor, obtenida a partir de los resultados procedentes de los cuatro cañones urbanos.

El análisis de la variación de  $b$  con el parámetro  $\theta$  (indirectamente con la dirección del viento) revela que no existe una relación definida entre  $b$  y  $\theta$  (Figura 5.23) pero los resultados presentados en las Figura 5.22 y 5.23, permiten concluir que el parámetro  $b$  sí presenta una dependencia con la densidad vehicular ( $n_v$ ) (como era esperable) y no con la dirección del viento (a través del parámetro  $\theta$ ).

Por lo tanto, se derivará a continuación una expresión que relaciona al parámetro  $b$  a ser utilizado por el modelo SEUS con  $n_v$ .

#### 5.3.6.6. Variación del parámetro $b$ con $n_v$

Para derivar una expresión de  $b$  en función de  $n_v$ , se consideraron los valores presentados en la Figura 5.22. Sin embargo, en esta Figura se observa que existen diferentes valores de  $b$  dentro de cada uno de los distintos rangos de densidad del tráfico automotor. Esto imposibilita obtener la curva de ajuste de  $b:b(n_v)$  a partir de estos datos. Por ello, se seleccionaron rangos de  $n_v$  y se promediaron los valores de  $b$  correspondientes a cada rango, obteniendo un valor de  $b$  representativo de la densidad modal del tráfico automotor en el rango seleccionado.

La Tabla 5.16 presenta los rangos de  $n_v$  seleccionados teniendo en cuenta los resultados presentados en la Figura 5.22, el valor de  $n_v$  representativo de ese intervalo, los valores mínimo y máximo de  $b$  para ese rango (de acuerdo con los valores incluidos en la Figura 5.22) y el valor medio de  $b$  representativo de cada intervalo de  $n_v$ .

**Tabla 5.16.** Valores de  $b$  (mínimo, máximo y medio) correspondientes a diferentes rangos de densidades del tráfico automotor,  $n_v$ : valor representativo para cada intervalo de densidad vehicular.

| Rango de $n_v$ | $n_v$ | $b_{\min}$  | $b_{\max}$  | $b_{\text{medio}}$ |
|----------------|-------|-------------|-------------|--------------------|
| 000-010        | 6     | 3.47660E-06 | 1.01890E-04 | 3.47380E-05        |
| 010-020        | 16    | 8.60700E-06 | 9.82390E-05 | 4.00940E-05        |
| 020-033        | 28    | 2.56160E-05 | 1.91940E-04 | 7.41580E-05        |
| 033-046        | 40    | 2.47770E-05 | 1.32120E-04 | 5.99760E-05        |
| 046-055        | 51    | 3.19020E-05 | 2.57280E-04 | 9.14320E-05        |
| 075-085        | 80    | 1.53130E-04 | 3.04730E-04 | 2.09650E-04        |
| >120           | 129   | 1.78260E-04 | 3.82670E-04 | 2.55690E-04        |

En la Figura 5.24 se presenta la variación de los valores medios de  $b$  con  $n_v$  (Tabla 5.16) y se incluye la curva de mejor ajuste (RMSE=0.0022%) dada por la expresión:

$$b = 2.88642E-06 (n_v)^{0.930771} \quad (5.9)$$

donde  $n_v$  debe estar expresada en (1/km) y la constante numérica de ajuste tiene la siguiente unidad:  $\text{km}^{0.930771}$  necesaria para que  $b$  sea adimensional.

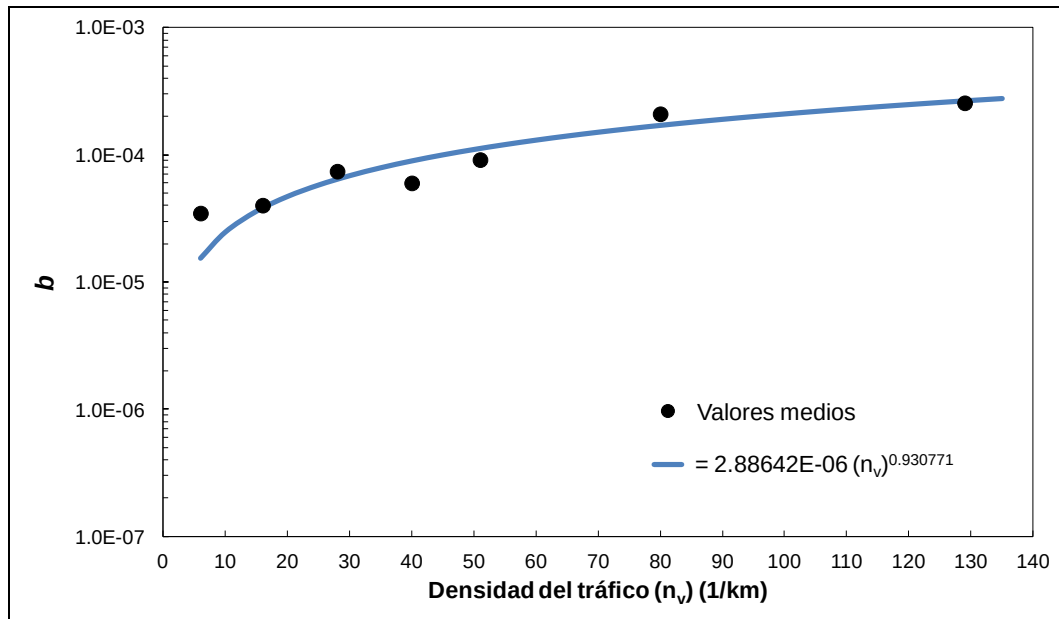


Figura 5.24. Variación de  $b$  con  $n_v$

### 5.3.7 Comparación de diferentes parametrizaciones de la turbulencia inducida por el tránsito automotor

#### 5.3.7.1 Comparación gráfica

A modo de evaluación indirecta del desempeño de la expresión propuesta para " $b$ " (ecuación 5.9), se compararon las concentraciones de  $\text{NO}_x$  en aire estimadas mediante la expresión (5.1) con las concentraciones obtenidas utilizando diferentes parametrizaciones de la turbulencia inducida por el tránsito.

Se consideraron las siguientes parametrizaciones:

- caso 1: la expresión incluida en el modelo OSPM (Berkowicz et al., 1997)

Como se mencionó en el Capítulo 3, para los casos 2 y 3 se utilizaron distintos criterios de la parametrización propuesta por Di Sabatino et al., (2003) (ecuaciones 3.18, 3.22, 3.24)

- caso 2: la expresión utilizada por Kastner-Klein et al. (2003).
  - Densidad vehicular baja ( $n_v < 0.04$  1/m): se aplica la ecuación (3.18), considerando  $c_1 = 0.06$ .
  - Densidad vehicular moderada ( $n_v > 0.04$  1/m): se aplica la ecuación (3.22) considerando  $c_2 = 0.007$ .
- caso 3: Solazzo et al. (2007).
  - Densidad vehicular baja ( $n_v < 0.0037$  1/m): se aplica la ecuación (3.18) considerando  $c_1 = 0.03$ .
  - Densidad vehicular moderada ( $0.037$  1/m  $< n_v < 0.05$  1/m): se aplica la ecuación (3.22) considerando  $c_2 = 0.0025$ .
  - Densidad vehicular densa ( $n_v > 0.05$  1/m): se aplica la ecuación (3.24) considerando  $c_3 = 0.0049$ .
- caso 4: la parametrización propuesta en este trabajo (ecuación (5.9)).

Estas parametrizaciones fueron incluidas en el modelo SEUS, y se obtuvieron las concentraciones respectivas en el cañón urbano de la Av. Córdoba (Buenos Aires). Para las evaluaciones se utilizaron concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  en aire observadas en el cañón urbano de la Av. Córdoba en el período junio a diciembre de 2009. Los datos se categorizaron en dos clases de velocidades de viento, cuando  $U \leq 2$  m/s y  $U > 2$  m/s.

La Figura 5.25 presenta los gráficos de dispersión entre las concentraciones horarias estimadas ( $C_{\text{est}}$ ) y observadas ( $C_{\text{obs}}$ ) para los cuatro casos de parametrización mencionados anteriormente (a la izquierda se encuentran los casos  $U \leq 2$  m/s (columna a)) y a la derecha  $U > 2$  m/s (columna b)).

Las tres rectas que trazadas dentro de las Figuras representan la razón entre los valores estimados y observados igual a 1, a 2 y a 0.5. De esta forma, las rectas:

$$C_{\text{est}}/C_{\text{obs}} = 2 \quad \text{y} \quad C_{\text{est}}/C_{\text{obs}} = 0.5$$

delimitan el área dentro de la cual deberían encontrarse los valores estimados.

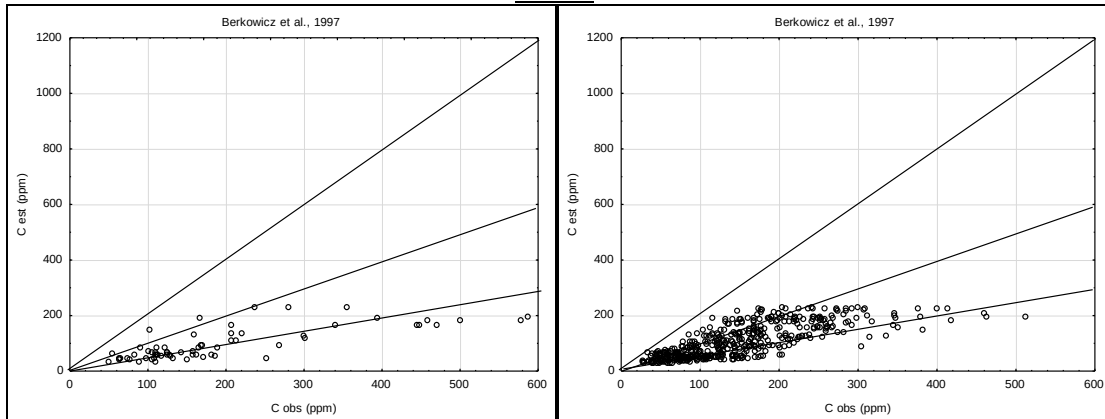
La recta:  $C_{est}/C_{obs} = 1$

representa el caso ideal, para el cual los valores estimados coinciden con los observados

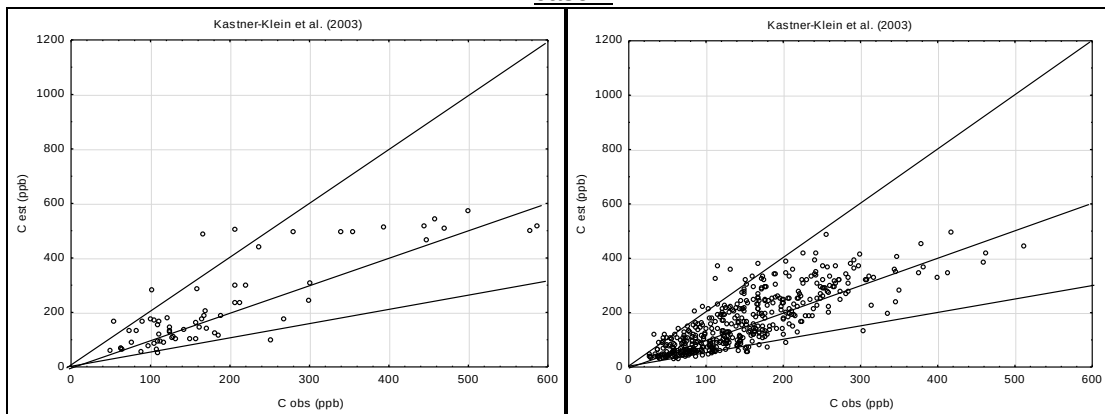
a)

b)

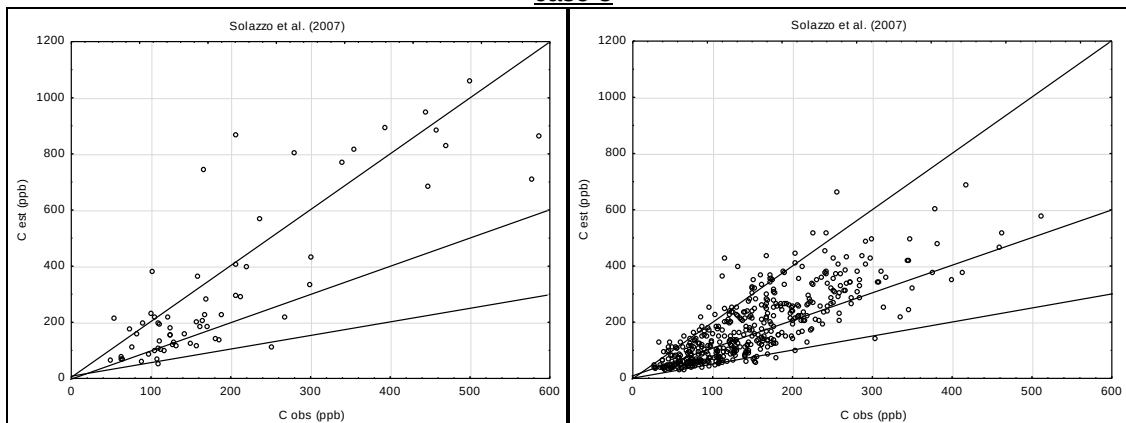
caso 1



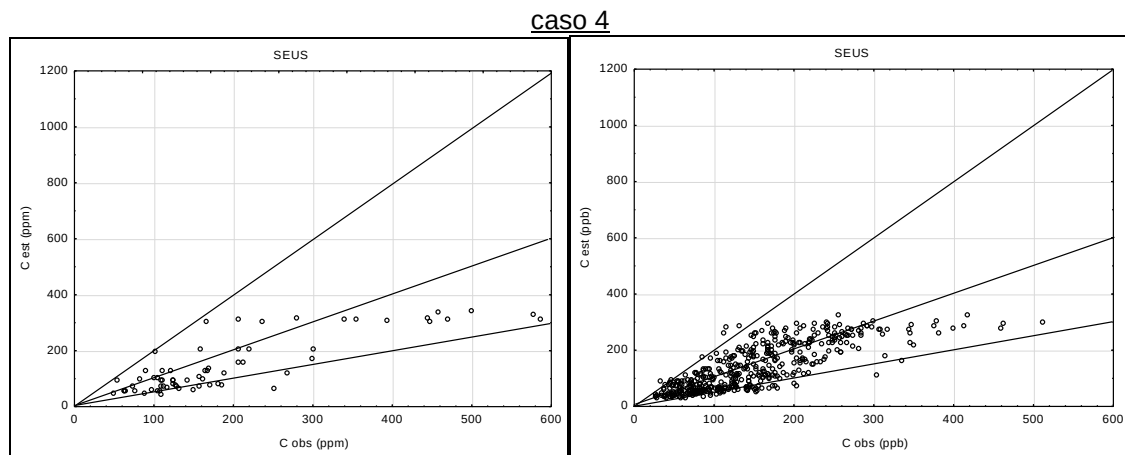
caso 2



caso 3



**Figura 5.25:** Gráficos de dispersión entre las concentraciones estimadas por los distintos casos de parametrización y las concentraciones observadas. a)  $U \leq 2$  m/s, b)  $U > 2$  m/s



**Figura 5.25:** continuación

Los resultados para todos los casos muestran una mayor dispersión de los datos para los vientos ambientales débiles ( $U \leq 2$  m/s). Comparando los resultados obtenidos con las parametrizaciones efectuadas por Di Sabatino et al (2003) (Caso 2) y por Solazzo et al. (2007) (Caso 3), se puede observar que con la parametrización teórica propuesta por Di Sabatino et al. (2003) cuando se aplica considerando las constantes y las condiciones de tránsito definidas en Kastner-Klein et al. (2003) se encuentran mejores estimaciones que con la propuesta por Solazzo et al. (2007). Para éste último caso se presentan sobreestimaciones de las concentraciones observadas, particularmente para las condiciones de vientos débiles ( $U \leq 2$  m/s). Por otro lado, la mayoría de las estimaciones de concentración utilizando la parametrización incluida en el modelo OSPM (Berkowicz et al., 1997) (caso 1) son menores que los valores observados. Por último, para ambas condiciones de viento la parametrización propuesta en este trabajo de Tesis tiende a subestimar levemente los valores más altos de concentración.

#### 5.3.7.2 Comparación mediante indicadores estadísticos

Para obtener una comparación cuantitativa se utilizan los siguientes indicadores estadísticos (Chang y Hanna, 2004):

Desvío: diferencia entre el valor medio observado y el valor medio estimado (valor ideal: 0)

$$\text{Desvío} = \overline{C_o} - \overline{C_e}$$

Sigma: desviación estándar de los datos

FB: (Desvío Fraccional) que indica la tendencia del modelo a subestimar (FB >0) o sobreestimar (FB <0) las estimaciones respecto de los valores medidos (valor ideal: 0)

$$FB = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_e})}{0.5(\overline{C_o} + \overline{C_e})}$$

FA2: fracción de datos que satisfacen  $0.5 \leq C_{\text{est}}/C_{\text{obs}} \leq 2$ ; (valor ideal: 1)

$$FA2 = 0.5 \leq \frac{C_e}{C_o} \leq 2.0$$

NMSE: error cuadrático medio normalizado. (valor ideal: 0)

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

La Tabla 5.17 presentan los valores de los indicadores estadísticos que permiten comparar las concentraciones observadas con las estimadas. Los indicadores que se incluyen (Chang y Hanna, 2004) en esa Tabla son: N (el número de valores), sigma, desvío, NMSE, FA2, FB.

**Tabla 5.17:** Indicadores estadísticos para la comparación entre las concentraciones observadas y estimadas.

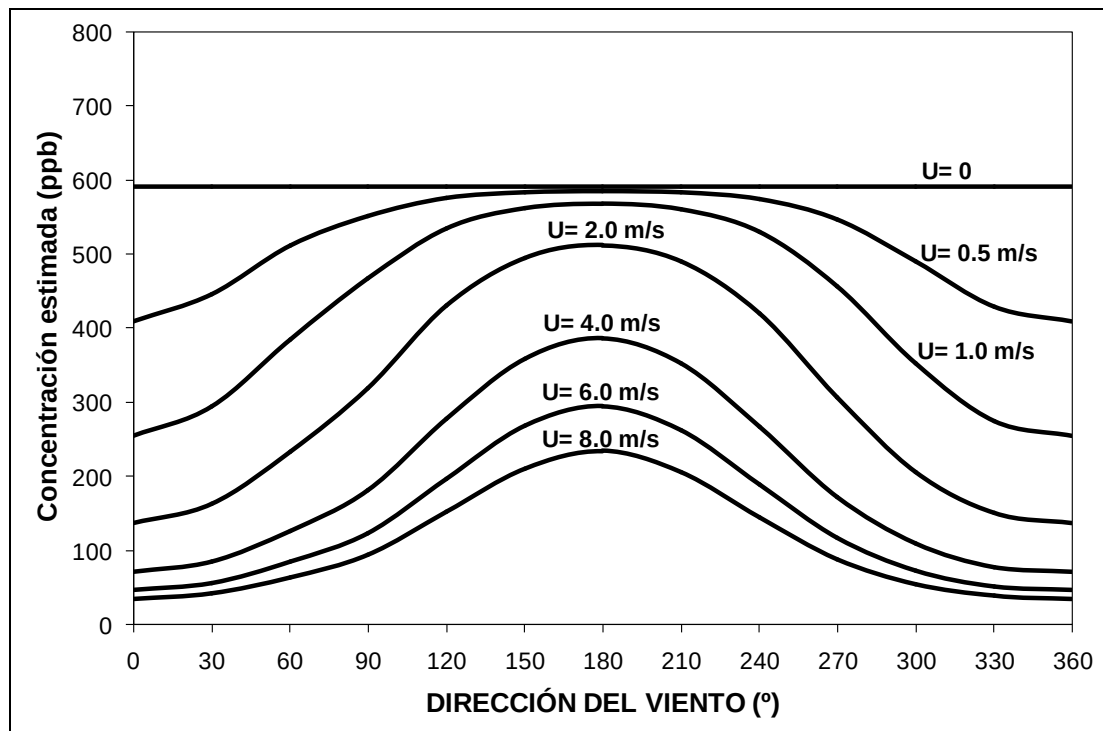
|                            |               | Sigma<br>(ppb) | Desvío<br>(ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|----------------------------|---------------|----------------|-----------------|------|-------|--------|
| Todos los<br>datos (N=516) | Observaciones | 90.34          |                 |      |       |        |
|                            | Caso 1        | 58.46          | 48.36           | 0.38 | 0.793 | 0.370  |
|                            | Caso 2        | 114.10         | -19.08          | 0.17 | 0.921 | -0.116 |
|                            | Caso 3        | 158.31         | -44.07          | 0.39 | 0.860 | -0.249 |
|                            | Caso 4        | 83.80          | 14.77           | 0.16 | 0.905 | 0.100  |
| U ≤ 2 m/s<br>(N=65)        | Observaciones | 129.76         |                 |      |       |        |
|                            | Caso 1        | 56.30          | 95.88           | 0.96 | 0.523 | 0.660  |
|                            | Caso 2        | 159.26         | -30.64          | 0.19 | 0.908 | -0.147 |
|                            | Caso 3        | 280.18         | -125.30         | 0.81 | 0.723 | -0.490 |
|                            | Caso 4        | 97.28          | 45.95           | 0.26 | 0.862 | 0.270  |
| U > 2 m/s<br>(N=451)       | Observaciones | 81.65          |                 |      |       |        |
|                            | Caso 1        | 58.65          | 41.51           | 0.28 | 0.831 | 0.323  |
|                            | Caso 2        | 104.05         | -17.42          | 0.16 | 0.922 | -0.110 |
|                            | Caso 3        | 122.47         | -32.36          | 0.25 | 0.880 | -0.196 |
|                            | Caso 4        | 81.62          | 10.28           | 0.14 | 0.911 | 0.071  |

El análisis de los datos confirma las apreciaciones obtenidas examinando los gráficos. En general, el desempeño de todas las parametrizaciones (casos 1, 2, 3, y 4) analizadas es satisfactorio. La concentración estimada, considerando los casos 2 y 4, muestra menores errores que los obtenidos para los casos 1 y 3. Para todos los casos con vientos mayores a 2 m/s, el error cuadrático medio normalizado no es superior al 28%, mientras que para los vientos leves estos llegan casi al 100%. Los desvíos para los casos 2 y 4 también son menores que para los otros dos casos. Para todas las velocidades del viento consideradas las parametrizaciones de Kastner-Klein et al. (2003) y de Solazzo et al. (2007) muestran leves sobreestimaciones, mayores para la propuesta en el segundo trabajo que para el primero. Distinto es el caso para la parametrización

realizada por Berkowicz y la presentada en este trabajo, en donde se obtienen valores subestimados respecto de los observados, este último caso alcanzando FB tan pequeños como  $\pm 0.1$  y siempre menores que para el caso 1. Por último si se analizan los valores de FA2, la parametrización “*b*” presentada en esta tesis muestra para este indicador un valor alto, cercano al 90%. Además, con la parametrización propuesta en este Trabajo de Tesis se obtiene el menor NMSE entre los cuatro casos planteados, lo que indica un mejor ajuste entre los datos observados y los estimados. Este análisis permitiría afirmar que esta parametrización se desempeña de manera acertada al compararla con otras parametrizaciones existentes en la bibliografía, incluso mejorando los resultados obtenidos por algunas de ellas.

#### **5.4 El modelo SEUS y el viento ambiental.**

La Figura 5.26 muestra la variación de las concentraciones de contaminantes en aire con las condiciones de viento ambiental, estimadas por el modelo propuesto en un cañón urbano hipotético orientado este-oeste de 20m de ancho, con edificios de 20m de altura y el receptor ubicado en el lado sur de la calle. Los cálculos fueron efectuados para un flujo vehicular constante de 900 vehículos livianos por hora y 100 vehículos pesados por hora, con una velocidad media de 40 km/h. La tasa de emisión fue de 1000 ppm m<sup>2</sup>/s. La concentración de fondo fue considerada nula.



**Figura 5.26.** Variación de la concentración estimada con la dirección del viento para diferentes velocidades del viento ambiental ( $U$ ). El receptor está ubicado en el lado sur de un hipotético cañón urbano orientado Este-Oeste.

En esta Figura se observa que el modelo SEUS reproduce mayores concentraciones en condiciones de sotavento que en condiciones de barlovento. La diferencia en las concentraciones para las diferentes direcciones del viento decrece cuando la velocidad de viento disminuye. En condiciones de calma las concentraciones son máximas, esto se debe, como fue explicado anteriormente, a que en este caso sólo existe la influencia de la turbulencia inducida por el tránsito automotor siendo éste el único mecanismo influyente sobre la dispersión de contaminantes en el aire dentro del cañón urbano.

### 5.5 Esquema de procesos químicos en aire dentro de un cañón urbano a utilizar en la estimación de la concentración de $\text{NO}_2$

Los procesos de transporte y de dispersión atmosféricos no son los únicos factores determinantes en la relación entre emisión y concentración de contaminantes en el aire. Distintos aspectos químicos en la atmósfera pueden representar un rol importante en la transformación de contaminantes, resultando en la degradación de algunas especies químicas y la formación de

otras. Considerando el transporte de contaminantes en mesoescala, cuando los tiempos de transporte son del orden de horas o días, deben considerarse una gran cantidad de reacciones químicas con el fin de determinar la composición química del aire. La situación es notoriamente distinta cuando se trata de cañones urbanos. En estos cañones, debido a las pequeñas distancias que hay entre las fuentes y los receptores sólo las reacciones químicas más rápidas pueden llegar a tener una influencia significativa en los procesos de transformación de los contaminantes. Esto significa que la mayor parte de las emisiones de contaminantes del tránsito automotor pueden considerarse como componentes inertes, para lo cual las transformaciones químicas en el interior del cañón urbano no son importantes. Tales compuestos, considerados inertes en estas escalas de tiempo, son el monóxido de carbono y los hidrocarburos que constituyen importantes componentes de los gases de escape de los automóviles. La situación es, sin embargo, diferente para los óxidos de nitrógeno.

Los óxidos de nitrógeno más importantes para la contaminación atmosférica son el NO y el NO<sub>2</sub>. En cuanto a los efectos sobre la salud, el NO es considerado no dañino, al menos en las concentraciones observadas en aire urbano. Por lo contrario, el NO<sub>2</sub> puede tener efectos adversos en la salud humana.

Sólo una pequeña proporción de NO<sub>x</sub> emitida por el motor de los vehículos se presenta en forma de NO<sub>2</sub>, siendo la mayor parte NO. La presencia de NO<sub>2</sub> en el aire ambiental principalmente se debe a la oxidación subsecuente del NO. La química de los óxidos nitrosos es bastante compleja, pero debido a los cortos tiempos de residencia de los contaminantes en los cañones urbanos (del orden de segundos o minutos como mucho) las únicas reacciones de interés son:



La reacción entre el inestable oxígeno atómico ( $O^*$ ) y el oxígeno molecular ( $O_2$ ) (ecuación 5.12) es muy rápida y, para los propósitos prácticos el sistema de reacción (ecuaciones 5.10, 5.11, 5.12) puede restringirse a sólo 2 reacciones (ecuaciones 5.10, 5.11):

- la producción de  $NO_2$  (ecuación 5.10) debido a la reacción de  $NO$  con  $O_3$  (ozono), coeficiente de reacción  $k$  (1/ppb s) ( $= 5.38 \cdot 10^{-2} \exp(-1430/T)$ ) En donde  $T$  es la temperatura en  $^{\circ}K$ .
- la fotodisociación de  $NO_2$  (ecuación 5.11) conduciendo a la producción de  $NO$  y  $O^*$ , coeficiente de reacción  $j$  (1/s). Este depende de la radiación global,  $q$  ( $W/m^2$ ) y está dado por  $j$  (1/s)  $= 8.0 \cdot 10^{-4} \exp(-10/q) + (7.4 \cdot 10^{-6})q$  si  $q \geq 1.0 W/m^2$ , de lo contrario  $j = 0$  ( $h\nu$  es energía luminosa).

Las escalas de tiempo que caracterizan estas reacciones son del orden de 10 segundos, comparable con el tiempo de residencia de los contaminantes en el cañón urbano (Berkowicz et. al, 1997). Consecuentemente, las transformaciones y el intercambio del aire del cañón con el aire ambiental son de importancia en los procesos que generan  $NO_2$ . Teniendo en cuenta esto, la variación temporal de las concentraciones de  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $O_3$  en el aire en un cañón urbano puede ser aproximada por las siguientes ecuaciones:

$$\frac{d[NO]}{dt} = -k[NO][O_3] + j[NO_2] + \frac{[NO]_v}{\tau} + \frac{[NO]_b - [NO]}{\tau} \quad (5.13)$$

$$\frac{d[NO_2]}{dt} = k[NO][O_3] - j[NO_2] + \frac{[NO_2]_v}{\tau} + \frac{[NO_2]_b - [NO_2]}{\tau} \quad (5.14)$$

$$\frac{d[O_3]}{dt} = -k[NO][O_3] + j[NO_2] + \frac{[O_3]_b - [O_3]}{\tau} \quad (5.15)$$

Los primeros dos términos a la derecha de las ecuaciones (5.13), (5.14), (5.15) explican las reacciones químicas (5.10), (5.11), (5.12). Luego, sigue la contribución de la emisión directa vehicular en la calle ( $[NO]_v$ ,  $[NO_2]_v$ ) y el intercambio entre el aire del cañón urbano y el ambiental (el subíndice “b” indica concentración de fondo en el aire ambiental). Este último está gobernado por la escala de tiempo  $\tau$  (tiempo de residencia),  $\tau = H/\sigma_{wt}$  y se

calcula como la proporción entre la profundidad del cañón (dada por la altura promedio de los edificios, H) y la velocidad de intercambio  $\sigma_{wt} = [0.01U^2 + 0.4\sigma_v^2]^{1/2}$ .

$[NO_2]_v (= f [NO_x]_v)$  es la contribución de la emisión directa de  $NO_2$  de los automotores que circulan en la calle,  $f$  es la fracción de  $NO_x$  emitida directamente como  $NO_2$  y  $[NO_x]_v$  es calculada por la ecuación (5.1) ( $[NO_x] = [NO_x]_v + [NO_x]_b$ ).

Asumiendo un estado estacionario, las ecuaciones (5.13), (5.14), (5.15) pueden ser resueltas analíticamente:

$$0 = -k[NO][O_3] + j[NO_2] + \frac{[NO]_v}{\tau} + \frac{[NO]_b - [NO]}{\tau} \quad (5.16)$$

$$0 = k[NO][O_3] - j[NO_2] + \frac{[NO_2]_v}{\tau} + \frac{[NO_2]_b - [NO_2]}{\tau} \quad (5.17)$$

$$0 = -k[NO][O_3] + j[NO_2] + \frac{[O_3]_b - [O_3]}{\tau} \quad (5.18)$$

Despejando  $[NO_2]$  y sumando (5.17) y (5.18), resulta:

$$0 = \frac{[O_3]_b - [O_3]}{\tau} + \frac{[NO_2]_v}{\tau} + \frac{[NO_2]_b - [NO_2]}{\tau}$$

Por tanto,

$$0 = [NO_2]_v + [NO_2]_b - [NO_2] + [O_3]_b - [O_3]$$

Despejando  $[O_3]$ , se obtiene

$$[O_3] = [NO_2]_v + [NO_2]_b - [NO_2] + [O_3]_b \quad (5.19)$$

Dividiendo (5.17) por  $k$  resulta:

$$0 = [NO][O_3] - \frac{j}{k} [NO_2] + \frac{[NO_2]_v}{k\tau} + \frac{[NO_2]_b}{k\tau} - \frac{[NO_2]}{k\tau}$$

Reemplazando  $[NO] = [NO_x] - [NO_2]$  y reescribiendo  $[O_3]$  como en (5.19) queda:

$$0 = ([NO_x] - [NO_2])([NO_2]_v + [NO_2]_b - [NO_2] + [O_3]_b) - \frac{j}{k} [NO_2] + \frac{[NO_2]_v}{k\tau} + \frac{[NO_2]_b}{k\tau} - \frac{[NO_2]}{k\tau}$$

Operando, resulta:

$$[NO_2]^2 - \left[ [NO_x] + \frac{j}{k} + \frac{1}{k\tau} + [NO_2]_v + [NO_2]_b + [O_3]_b \right] * [NO_2] + [NO_x]([NO_2]_v + [NO_2]_b + [O_3]_b) + \frac{[NO_2]_v + [NO_2]_b}{k\tau} = 0 \quad (5.20)$$

La ecuación (5.20) es una ecuación de segundo grado:

$$A[NO_2]^2 + B[NO_2] + C = 0; \quad (5.21)$$

En donde

$$A=1$$

$$B = - \left[ [NO_x] + \frac{j}{k} + \frac{1}{k\tau} + [NO_2]_v + [NO_2]_b + [O_3]_b \right]$$

$$C = [NO_x]([NO_2]_v + [NO_2]_b + [O_3]_b) + \frac{[NO_2]_v + [NO_2]_b}{k\tau}$$

La solución de la ecuación (5.21) es:

$$[NO_2] = 0.5(-B \pm (B^2 - 4AC)^{\frac{1}{2}})$$

Sólo, es válido el caso con signo negativo y como A=1:

$$[NO_2] = 0.5(-B - (B^2 - 4C)^{\frac{1}{2}})$$

Es decir:

$$[NO_2] = 0.5(B - (B^2 - 4([NO_x] \cdot [NO_2]_0 + [NO_2]_n \cdot D))^{1/2}) \quad (5.22)$$

donde

$$[NO_2]_n = [NO_2]_v + [NO_2]_b$$

$$[NO_2]_0 = [NO_2]_n + [O_3]_b$$

$$B = [NO_x] + [NO_2]_0 + R + D$$

El coeficiente de equilibrio fotoquímico (R) está dado por  $R=j/k$  (ppb), mientras  $D=(1/k\tau)$  es el coeficiente de intercambio.

Finalmente, partir de estas formulaciones se puede estimar el valor de concentración de  $NO_2$ .

*En el presente capítulo se presentó la metodología utilizada para obtener el modelo SEUS expuesto en la actual tesis, el cual está basado en la normalización de la concentración de contaminantes en el aire dentro de cañones urbanos. Se obtuvieron las expresiones matemáticas para el cálculo de las parametrizaciones de la turbulencia inducida por el viento ambiental (“a”) y por los vehículos (“b”) a partir de datos observacionales de cuatro cañones europeos (GöttingerStrasse, Hornsgatan, Schildhornstrasse y Jagtvej).*

*Con el objeto de encontrar un indicador común genérico de las condiciones del flujo del aire dentro de cada cañón se obtuvo el parámetro  $\theta$ .*

*Se comparó la parametrización de la turbulencia inducida por el tránsito hallada con otras parametrizaciones existentes en la bibliografía: la aproximación semi-empírica incorporada en el modelo OSPM hecha por Berkowicz, et al. (1997), y las obtenidas aplicando las condiciones propuestas por Kastner-Klein et al. (2003) en un caso y por Solazzo et al. (2007) en el otro, a partir de la formulación teórica introducida por Di Sabatino et al. (2003). La evaluación estadística de las cuatro parametrizaciones se comparó contra las concentraciones estimadas horarias de NO<sub>x</sub> para condiciones de sotavento con datos observaciones de la Av. Córdoba de la Ciudad de Buenos Aires. Las mediciones mostraron que el desarrollo de todas las parametrizaciones es satisfactorio, siendo la hallada en este trabajo la que presenta mejores estimadores estadísticos.*

*Por último se presenta un esquema simple fotoquímico que contienen al NO, O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> que permite estimar concentraciones de NO<sub>2</sub>.*

*A continuación, se presentan los resultados de la aplicación del modelo SEUS en tres cañones (Stratford Rd, Boulevard Andersen y Av. Córdoba). Asimismo, se valida el modelo y se comparan los resultados en la Av. Córdoba con los resultados de otros modelos que fueron descriptos en el capítulo 4.*

## **6. EVALUACION DEL DESEMPEÑO DEL MODELO SEMI-EMPIRICAL URBAN SREET (SEUS)**

### **6.1 Introducción**

Diferentes metodologías de evaluación de modelos fueron recomendadas y desarrolladas para su uso en distintas disciplinas (calidad del aire, predicción numérica del tiempo, cambio climático). Dependiendo de las finalidades asociadas a cada disciplina, el foco y los aspectos metodológicos pueden ser diferentes.

Los términos verificación y validación son a menudo utilizados para demostrar la credibilidad de modelos “numéricos” (Navy, 1999; DoD, 1996). Sin embargo, de acuerdo con Oreskes et al. (1994), en general, la verificación y validación de modelos “numéricos” de sistemas naturales no es posible, debido a que los sistemas naturales no son cerrados, y porque las soluciones de esos modelos no siempre son únicas. Alternativamente, Oreskes et al. (1994) sugieren que los modelos sean confirmados o evaluados demostrando la existencia de concordancia entre valores estimados y observados.

Fox (1981) y Hanna (1989) propusieron una serie de indicadores para evaluar la performance de modelos de calidad de aire y de dispersión atmosférica de gases densos. Estos autores proponen parámetros tales como el desvío fraccional, el error cuadrático medio normalizado, la media geométrica, la varianza geométrica, el coeficiente de correlación y la fracción existente entre los valores estimados dentro de un factor dos de las observaciones. Esta metodología es genérica y puede ser aplicable tanto a magnitudes tales como la velocidad del viento, la temperatura del aire como al precio de los productos. La metodología propuesta por Hanna et al. (1989) fue aplicada ampliamente en la modelación de la calidad de aire. Por ejemplo, en la Initiative on Harmonization Within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, el National Environmental Research Institute (NERI) de Dinamarca desarrolló un paquete de validación de modelos (MVK) basado en esa metodología (<http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/HARMONI.htm>).

Existen diferentes tipos de evaluaciones de modelos de calidad de aire planteadas en los años recientes (Fox, 1981; Weil et al., 1992, Chang, 2002; Chang y Hanna, 2005). Fox (1981) propuso grupos de indicadores estadísticos para evaluación de la performance:

- Comparación entre las concentraciones estimadas y observadas apareadas para una localización en un tiempo particular,
- Comparación de datos de la serie de las concentraciones máximas en diferentes localizaciones y tiempos,
- Elaboración de distribuciones de frecuencias acumuladas de las concentraciones observadas y estimadas.
- Comparaciones apareadas en el espacio y no en el tiempo, con el objeto de obtener los errores de desfases.

Por otra parte, fueron identificadas dos tipos generales de mediciones de evaluación de performances: a) mediciones estadísticas de diferencia entre valores estimados y calculados, b) mediciones de correlación entre valores estimados y observados. Los siguientes indicadores de diferencias fueron propuestos:

- Promedio de la diferencia (datos observados menos datos estimados).
- La varianza o desviación estándar de la diferencia.
- El error de la diferencia.
- El error fraccional.

Algunas técnicas para realizar evaluaciones fueron discutidas por Cox y Tikvart (1990), Hanna (1989), Weil et al. (1992), Langmer y Klemm (2011).

## **6.2 Exactitud de los cálculos**

Los límites de los errores asociados con el modelado de la dispersión atmosférica son mayores comparados con otros cálculos ingenieriles.

Existen cuatro factores que afectan la exactitud de los modelos de dispersión atmosférica:

### *a) Las matemáticas incluidas en el modelo:*

La descripción matemática incluida en el código computacional de un modelo

responde a las características físicas y químicas de la atmósfera y de la dispersión atmosférica. Cuanto mejor estén representadas las mismas, más exactos serán los cálculos del modelo. Si un determinado aspecto del comportamiento de la contaminación en la atmósfera no está representado adecuadamente, el modelo será menos exacto. Debido a la naturaleza empírica inherente a algunas partes de algunos modelos, los valores de casi todas las variables del modelo no son exactos. Sin embargo, existe un compromiso entre la velocidad y simplicidad de ejecución comparadas con la precisión técnica absoluta.

*b) La calidad de los datos de entrada:*

Los errores que pueden presentarse en un modelo debido a los datos de entrada son debidos a: las características de las fuentes de emisión, los datos de variables meteorológicas y las características de los receptores.

Como ejemplo de esta particularidad se utilizan los modelos de pluma requeridos por la US.EPA. Los errores de las características (por ejemplo, intensidad de la emisión de contaminantes, la temperatura y la velocidad de los gases de emisión, las dimensiones de la chimenea) de la fuente de emisión afectarán el valor estimado de las concentraciones. A pesar que las técnicas de muestreo estén prácticamente bien desarrolladas, los errores en dos o más variables afectan los valores de las estimaciones del modelo. Es común que la velocidad de los gases de emisión y la intensidad de las emisiones utilizadas en esta técnica sean medidas con errores mayores al 10%. Si el modelo es utilizado para estimar concentraciones para un tiempo de promedio específico en una ubicación determinada, la causa de mayor incertidumbre es generalmente la dirección del viento. La concentración se verá afectada si la pluma se desplaza en la dirección horizontal perpendicular a la del viento, pudiendo presentarse errores significativos en las emisiones calculadas si la dirección de la pluma difiere 3° ó 4° del valor de la dirección del viento introducida como dato.

La mayoría de los modelos de dispersión atmosférica aún utilizan las relaciones entre la dispersión atmosférica y una clasificación de la estabilidad atmosférica.

Aplicando esta técnica, la atmósfera queda dividida en seis o siete clases de estabilidad de la atmósfera. Un cambio en la elección de la clase de estabilidad modifica el valor de la concentración estimada en la localización del receptor en el 50% o más. La atmósfera no se comporta siguiendo categorías discretas de estabilidad, sino que varía en forma continua dentro un amplio espectro. Algunos modelos de dispersión atmosférica más recientes, como el AERMOD simula la atmósfera como un continuo. Los errores en la ubicación de los receptores, su altura sobre la superficie terrestre o la elevación, también, afectan los resultados.

Finalmente, algunos errores se encuentran en el uso de sistemas inconsistentes de coordenadas para un sitio industrial y el área de su entorno.

*c) El uso para el cual el modelo está siendo aplicado:*

Se presentará un ejemplo para indicar cómo diferentes usos del modelo afectarían la exactitud de sus estimaciones. Se desea obtener la autorización para la construcción de una nueva fuente industrial de emisión. Para ello, es necesario estimar el impacto futuro de esta nueva fuente y su relación con el valor estándar de calidad de aire. Se supone que esa fuente tiene una chimenea alta que emitirá dióxido de azufre a la atmósfera. La aplicación de un modelo de dispersión atmosférica deberá demostrar el cumplimiento de los estándares de calidad de aire para el dióxido de azufre para los siguientes tiempos de promedio: anual, diaria y 3 horas. Los dos correspondientes a períodos cortos no deben excederse más de una vez por año. Las estimaciones se harán en retículos cuya densidad de distribución y tamaño pueden ser variables.

Es posible efectuar razonables estimaciones de la velocidad del viento y de la estabilidad atmosférica en las horas correspondientes, utilizando observaciones realizadas en el aeropuerto más cercano. Serían más adecuadas mediciones en el sitio en donde se ubicará la nueva planta serían. Estas observaciones permitirán estimar la variación de las concentraciones en aire con la dirección del viento. El problema más importante es la estimación de la concentración máxima y su localización. Si la única información obtenible es la dirección del

viento medida en el aeropuerto más cercano, por ejemplo a 30 km de distancia, esta información podría ser útil para encontrar la trayectoria de la pluma de contaminantes. Con el valor de la dirección se podría hacer esa determinación con errores entre 20° y 30° de desviación en la dirección.

d) La incertidumbre inherente:

Venkatram (1988) proporciona una discusión sobre la incertidumbre inherente. Parafraseando al autor, se tiene un número limitado de variables para describir la atmósfera y una resolución limitada en consideración de cada una. Además, el conjunto de estas variables no describen completamente las acciones de la atmósfera, por lo que si en un tiempo determinado para una serie de valores de cada variable y utilizando un modelo de dispersión atmosférica se obtiene una serie de valores de concentración, en un tiempo distinto sería posible encontrar, para esas mismas variables, los mismos valores medidos que antes aunque haya una diferente distribución de concentración real, y el modelo utilizado anteriormente daría por supuesto los mismos valores estimados que antes. Esto es así porque el valor obtenido aplicando el modelo representa el promedio de conjunto para esas condiciones. De esta forma, la desviación de una concentración medida de un promedio de conjunto es originada por su incertidumbre inherente. Las grandes diferencias entre el promedio de conjunto de las estimaciones y las concentraciones individuales sugieren que la incertidumbre inherente es un contribuyente principal a los errores totales.

### **6.3 Discusión adicional**

Aunque los modelos son capaces de realizar la mejor estimación para una dada situación, debe adicionarse una evaluación de la incertidumbre de esta estimación. Turner (1990) sugiere cinco aplicaciones para calcular y comentar la exactitud de cada cálculo.

Irwin y Hanna (2005) examinaron la incertidumbre de un modelo relacionada con un número limitado de parámetros (parámetros de dispersión, elevación de la pluma, velocidad y dirección del viento). Haciendo suposiciones razonables, basadas en estudios disponibles, para la incertidumbre de cada uno de esos parámetros, se aplicaron simulaciones de Monte Carlo para estimar la

incertidumbre de la concentración. Encontrando la distribución de concentraciones para ajustar por una distribución lognormal, los autores expresaron sus resultados en función de la desviación estándar geométrica. Esto puede ser interpretado como que el 90% de las concentraciones estimadas se encuentran dentro de un factor ocho de las concentraciones observadas. Esta incertidumbre disminuye con el aumento del tiempo de promedio.

#### **6.4 Estimación teórica de la incertidumbre del modelo SEUS**

Como se presentó en el capítulo 5, la siguiente ecuación representa una expresión para estimar las concentraciones de contaminantes en cañones:

$$C = \frac{E}{W(aU^2 + bv^2)^{1/2}} + C_b \quad (6.1)$$

Los errores e incertidumbres de los parámetros de entrada del modelo se pueden obtener mediante la metodología de propagación de errores. Dada la forma simple de la ecuación (6.1) es posible examinar su sensibilidad analíticamente, por medio de las derivadas parciales de las concentraciones calculadas con respecto a cada parámetro  $p$  (Hilst, 1970).

Dado que la concentración total ( $C$ ) es la suma de la concentración local ( $C_0$ ) (primer término de la ecuación 6.1) y la concentración de fondo ( $C_b$ ):

$$C = C_0 + C_b$$

se puede calcular la variación relativa de la concentración total como una suma de las variaciones relativas de la concentración local y de fondo:

Derivando la concentración local con cada una de sus variables se tiene:

$$|\delta C_0| = \left| \frac{\delta C_0}{\delta E} \right| |\delta E| + \left| \frac{\delta C_0}{\delta W} \right| |\delta W| + \left| \frac{\delta C_0}{\delta a} \right| |\delta a| + \left| \frac{\delta C_0}{\delta b} \right| |\delta b| + \left| \frac{\delta C_0}{\delta U} \right| |\delta U| + \left| \frac{\delta C_0}{\delta v} \right| |\delta v|$$

Derivando cada término, resulta:

$$|\delta C_0| = \left| \frac{1}{W\sqrt{aU^2 + bv^2}} \right| |\delta E| + \left| \frac{E}{W^2\sqrt{aU^2 + bv^2}} \right| |\delta W| + \left| \frac{EaU}{W\sqrt{(aU^2 + bv^2)^3}} \right| |\delta U| + \left| \frac{Ebv}{W\sqrt{(aU^2 + bv^2)^3}} \right| |\delta v| + \left| \frac{EU^2}{2W\sqrt{(aU^2 + bv^2)^3}} \right| |\delta a| + \left| \frac{Ev^2}{2W\sqrt{(aU^2 + bv^2)^3}} \right| |\delta b|$$

De esta manera, la sensibilidad relativa de las estimaciones del modelo  $\left| \frac{\delta C}{C} \right|$  a las variaciones en la magnitud de cada parámetro ( $p = E, W, U, v, a, b, C_b$ ) está dada por  $\left| \frac{\delta C}{C} \right| = K \left| \frac{\delta p}{p} \right|$ . La forma del factor de proporcionalidad (K) para cada parámetro puede ser obtenida utilizando la siguiente expresión de:

$$\left| \frac{\delta C}{C} \right| = \left| \frac{\delta E}{E} \right| + \left| \frac{\delta W}{W} \right| + \left| \frac{aU^2}{aU^2 + bv^2} \right| \left| \frac{\delta U}{U} \right| + \left| \frac{bv^2}{aU^2 + bv^2} \right| \left| \frac{\delta v}{v} \right| + \left| \frac{aU^2}{2(aU^2 + bv^2)} \right| \left| \frac{\delta a}{a} \right| + \left| \frac{bv^2}{2(aU^2 + bv^2)} \right| \left| \frac{\delta b}{b} \right| + \left| \frac{\delta C_b}{C_b} \right| \quad (6.2)$$

La Tabla 6.1 presenta los rangos del factor de proporcionalidad (K) a la variación relativa de las variables U, v, a, b para diferentes intervalos de  $\theta$ .

**Tabla 6.1.** Variación del factor de proporcionalidad K correspondiente a cada parámetro incluido en la ecuación (6.1), para diferentes intervalos de  $\theta$ .

| $\theta$    | [0°-45°]    | (45°-90°]   | (90°-135°]  | (135°-180°] | (180°-360°] |
|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>K(U)</b> | 0.006-0.99  | 0.003-0.99  | 0.004-0.99  | 0.006-0.99  | 1.0         |
| <b>K(v)</b> | 0.001-0.99  | 0.004-0.99  | 0.003-0.99  | 0.001-0.99  | ---         |
| <b>K(a)</b> | 0.003-0.50  | 0.0015-0.50 | 0.002-0.50  | 0.003-0.50  | 0.50        |
| <b>K(b)</b> | 0.0005-0.50 | 0.002-0.50  | 0.0015-0.50 | 0.0005-0.50 | ---         |

Como era esperable, las variaciones relativas de la emisión (E), el ancho del cañón (W) y la concentración de fondo ( $C_b$ ) generan variaciones relativas similares en la concentración (C) debido a que, para estas variables, el factor de proporcional es 1. Para los otros parámetros (U, v, a, b), K varía con  $\theta$ . En condiciones de barlovento ( $180^\circ < \theta < 360^\circ$ ), K=1 para las variaciones relativas en el viento ambiental ( $\left| \frac{\delta U}{U} \right|$ ) y K=0.5 para las variaciones relativas en a ( $\left| \frac{\delta a}{a} \right|$ ). En

condiciones de sotavento ( $0^\circ \leq \theta \leq 180^\circ$ ), las variaciones relativas  $\left| \frac{\delta U}{U} \right|$  y  $\left| \frac{\delta v}{v} \right|$  producen variaciones relativas menores en la concentración debido a que  $0.001 \leq K \leq 0.99$ . En general, las variaciones relativas en  $a$  y  $b$  tienen menor influencia en  $\left| \frac{\delta C}{C} \right|$  que las variaciones de otras variables, ya que  $\left| \frac{\delta a}{a} \right|$  y  $\left| \frac{\delta b}{b} \right|$  están multiplicadas por  $0.5 \cdot [aU^2 / (aU^2 + bv^2)]$  y  $0.5 \cdot [bv^2 / (aU^2 + bv^2)]$ , respectivamente, y pueden variar entre 0.0005 y 0.50.

## **6.5 Comparación de las concentraciones estimadas mediante el modelo SEUS con las observaciones**

Se evaluó el desempeño del modelo SEUS en tres cañones urbanos irregulares en Stratford Road en la ciudad de Birmingham (Inglaterra), Boulevard Andersen en la ciudad Copenhague (Dinamarca) y Avenida Córdoba en la ciudad de Buenos Aires (Argentina). Para esto se realizaron gráficos de dispersión y cuantil-cuantil (gráfica la función cuantil de una serie versus la de otra, en donde cada cada serie se encuentra ordenada de menor a mayor, el caso ideal queda representado por una recta) entre los valores estimados y observados de concentraciones de óxidos y dióxido de nitrógeno en aire. Para el cañón de la Avenida Córdoba se pudo contar también con datos de concentración de monóxido de carbono. Asimismo se utilizaron indicadores estadísticos para la comparación entre los valores horarios estimados y observados de las concentraciones).

Los siguientes indicadores estadísticos utilizados fueron los definidos en el ítem 5.3.7.2. (Capítulo 5): a) desvío, b) desvío fraccional (FB), c) fracción de datos que satisfacen  $0.5 \leq C_{est}/C_{obs} \leq 2$  (FA2), d) error cuadrático medio normalizado (NMSE) (Chang, 2002, Chang y Hanna, 2004).

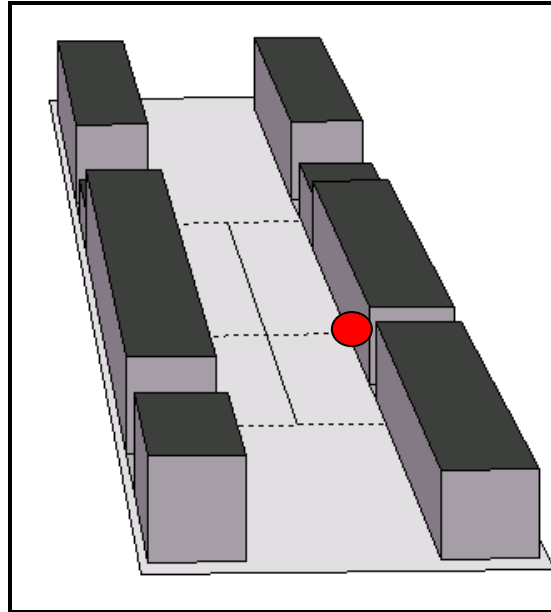
También, se compararon las concentraciones horarias de  $NO_x$  en aire estimadas mediante el modelo SEUS en la Av. Córdoba (Buenos Aires) con las estimaciones horarias efectuadas aplicando cuatro modelos operacionales de cañón urbano: WinOSPM (Berkowicz, 2000), AEOLIUSF (Buckland, 1998),

STREET (Johnson et al., 1971), STREET-BOX (Mensink y Lewyckyj, 2001) aplicados en el mismo cañón urbano.

#### *6.5.1 Cañón Urbano en Stratford Road (Birmingham)*

Es un cañón urbano con alto tránsito de vehículos situado en una zona comercial, con presencia de residencias ubicadas entre los negocios. Este cañón urbano es bastante regular, los edificios son de baja altura (de 3 ó 4 plantas) y se encuentran nivelados de manera casi continua. La calle tiene dos carriles, uno por dirección, y sólo está permitido estacionar del lado oeste. El ancho total del cañón es 22 m, la altura promedio de los edificios está entre 12-14 m, y la orientación del eje de la calle con respecto al norte es de 153°. La relación de aspecto H/W se encuentra entre 0.55 y 0.64. Como el monitor se encuentra en la acera norte, ST= 333°.

La Figura 6.1 constituye una imagen esquemática de este cañón urbano. El flujo medio diario de vehículos es aproximadamente 29000 veh/día. Debido a las congestiones del tráfico automotor que se generan, la velocidad media de los vehículos es sólo 10-20 km/h. La Municipalidad de la ciudad de Birmingham opera una estación de monitoreo continuo de calidad de aire en Stratford Road. En este trabajo se utilizan los valores de concentración de NO<sub>x</sub> en aire determinados a una altura de 3 m en el lado este de la calle. Las mediciones de concentración de fondo urbano se obtuvieron en una plaza ubicada a aproximadamente 6 km al noroeste del cañón. Los datos de velocidad y dirección del viento se determinaron en una estación meteorológica situada a 11 km al noreste del sitio de monitoreo de calidad de aire ubicada en el cañón. El período utilizado corresponde desde enero del año 2005 hasta septiembre del 2006.

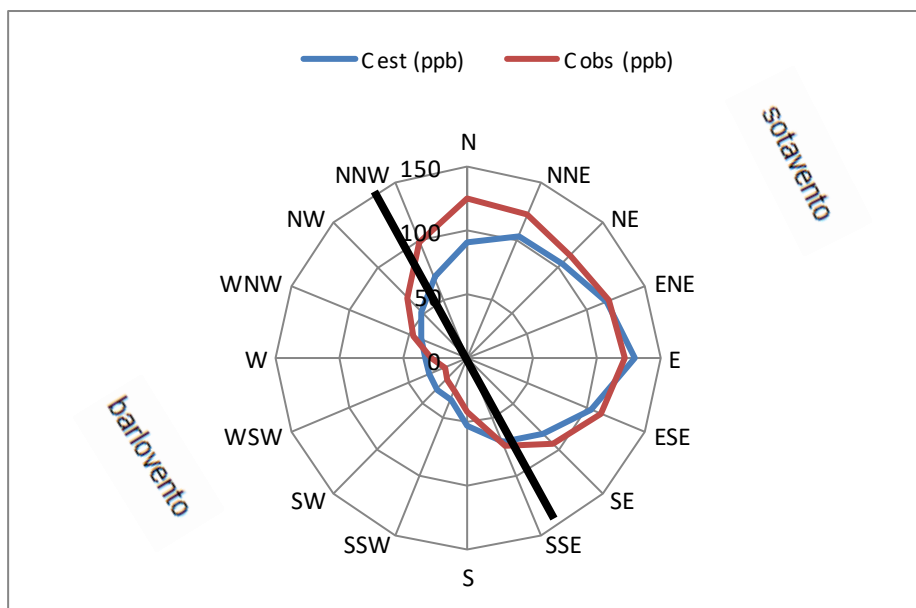


**Figura 6.1:** Esquema del cañón urbano de Stratford Road. El punto rojo representa la ubicación del monitor de calidad de aire.

#### 6.5.1.1 Óxidos de nitrógeno

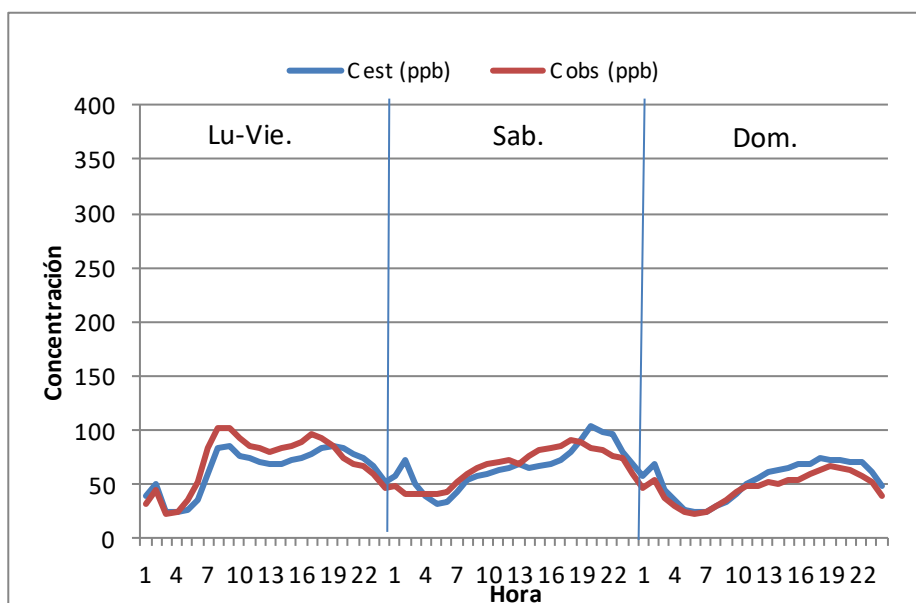
La Figura 6.2 presenta las rosas de los valores estimados y observados de contaminación de  $\text{NO}_x$  correspondientes al cañón urbano de Stratford Road. La línea gruesa negra representa el cañón ubicado a  $153^\circ$  respecto del norte, y dado que su ST  $333^\circ$ , los vientos provenientes entre NNW y SSE son situaciones de sotavento y paralela, para el resto de las direcciones son situaciones de barlovento.

Como era de esperar, dado el vórtice que se genera dentro del cañón como fue explicado en el capítulo 3, las rosas de contaminación tanto para los valores estimados como para los observados presentan mayores concentraciones del lado sotavento del cañón que de barlovento, con algunas subestimaciones de los valores reales principalmente para el sector WNW-NE y leves sobreestimaciones en el sector sur oeste.



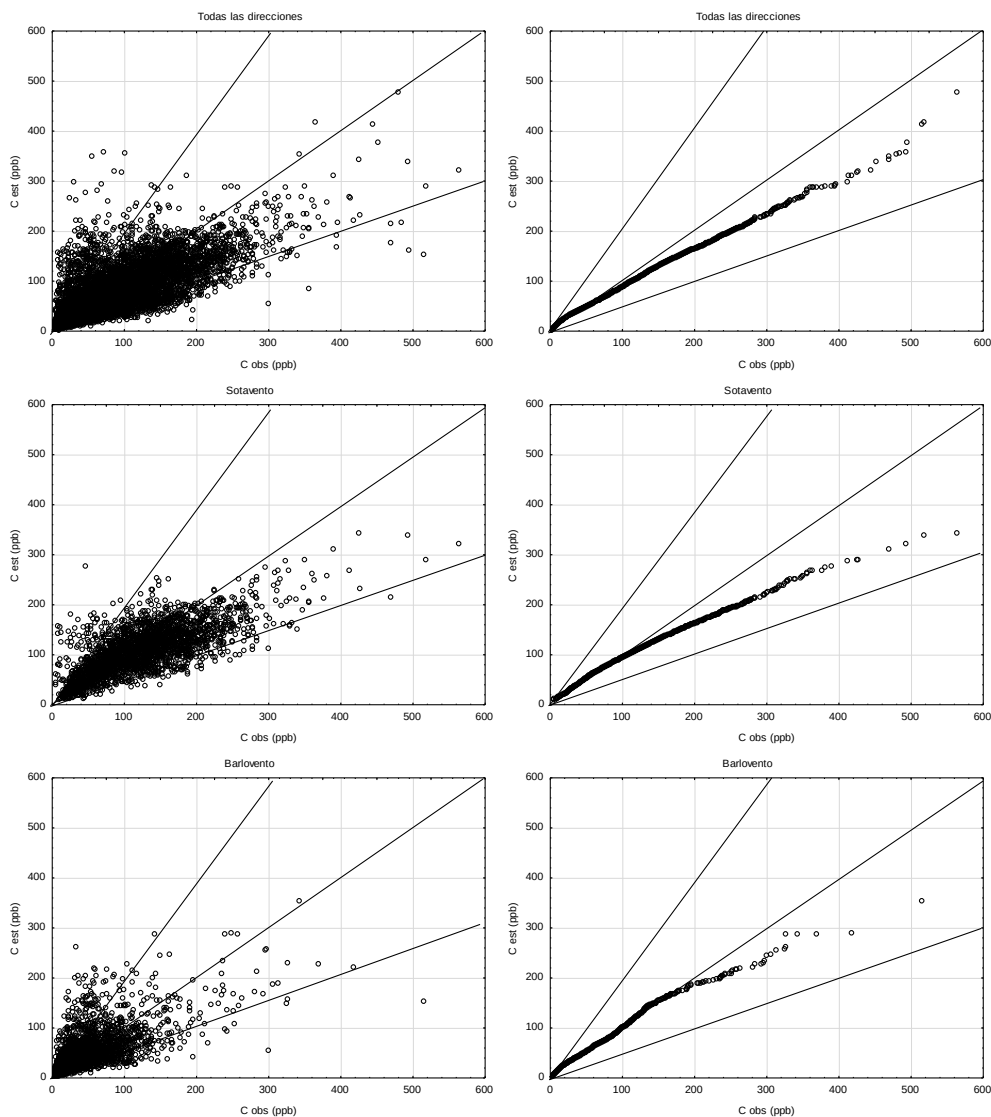
**Figura 6.2:** Rosas de contaminación estimada y observada de  $\text{NO}_x$  en cañón urbano de Stratford Road. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.

En la Figura 6.3 se presentan las marchas horarias de las concentraciones medias estimadas y observadas de  $\text{NO}_x$  en aire a nivel del suelo. Se observa que los valores estimados se asemejan a los valores observados en casi todas las horas. Se nota una leve subestimación en los valores diurnos de los días hábiles.

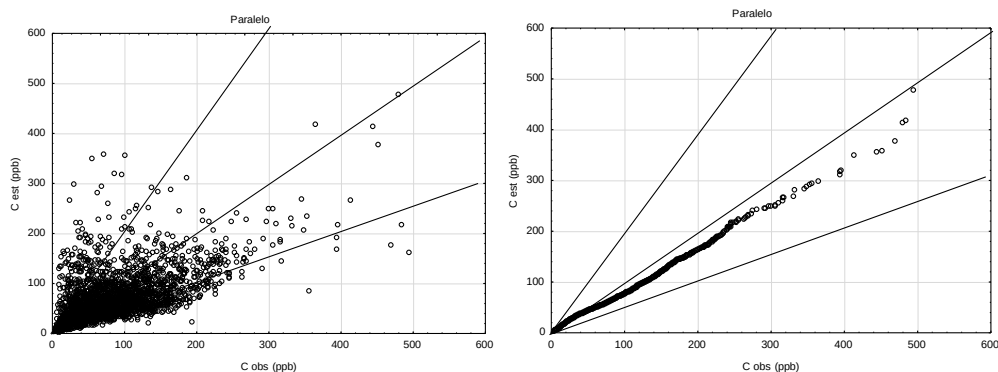


**Figura 6.3:** Marcha de los valores medios horarios estimados y observados de concentraciones de  $\text{NO}_x$  en Stratford Road.

La Figura 6.4 presenta los gráficos de dispersión (columna izquierda) y cuantil cuantil (columna derecha) de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  en aire entre los valores estimados por el modelo SEUS y los observados. Con el objeto de estudiar la dispersión de la concentración de contaminantes en distintas situaciones de direcciones del viento, se trabajó con tres sectores por separado: Sotavento ( $22.5^\circ < \theta \leq 157.5^\circ$ ), Barlovento ( $202.5^\circ < \theta \leq 337.5^\circ$ ) y Paralelo ( $157.5^\circ < \theta \leq 202.5^\circ$  y  $337.5^\circ < \theta \leq 22.5^\circ$ ). Asimismo, se estudió el caso considerando todas las condiciones de viento.



**Figura 6.4** Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de  $\text{NO}_x$  para los distintos casos de dirección de viento.



**Figura 6.4:** continuación

En todas las direcciones puede observarse una pequeña subestimación de los datos observados. Asimismo, se distingue una importante cantidad de datos ubicada en el área comprendida entre 0.5 y 2 veces el valor de los datos observados lo que habla de un ajuste satisfactorio en general.

De los gráficos cuantil- cuantil, se puede distinguir que para las mayores concentraciones, SEUS subestima ligeramente los valores observados. Para los demás valores de concentración, el modelo reproduce adecuadamente las concentraciones horarias observadas. En general, existe buena concordancia entre los valores estimados y observados, en especial para la situación sotavento donde además puede apreciarse una dispersión de estimaciones más simétrica para concentraciones bajas y medias respecto de la recta  $C_{obs}=C_{est}$ .

La Tabla 6.2 incluye los valores de los indicadores estadísticos calculados para la evaluación del modelo SEUS para las distintas direcciones de viento.

**Tabla 6.2:** Valores de los indicadores estadísticos (Chang y Hanna, 2004) para la evaluación de los valores estimados por el modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento.

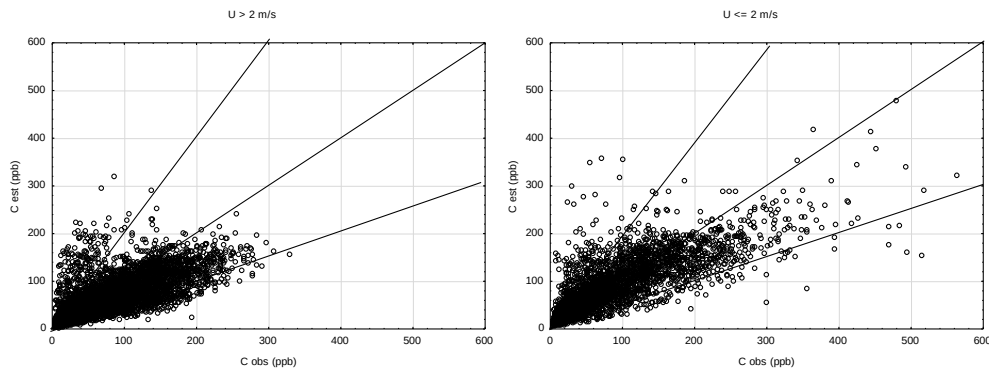
|                              | N     | Desvío<br>(ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|------------------------------|-------|-----------------|------|-------|--------|
| <b>Todas las direcciones</b> | 11012 | 3.85            | 0.37 | 0.792 | 0.0059 |
| <b>Sotavento</b>             | 2760  | 12.61           | 0.17 | 0.923 | 0.112  |
| <b>Barlovento</b>            | 5525  | -5.52           | 0.55 | 0.751 | -0.155 |
| <b>Paralelo</b>              | 2727  | 13.98           | 0.48 | 0.740 | 0.185  |

Los valores de los indicadores estadísticos presentados en la Tabla 6.2 corroboran lo observado en los gráficos, y muestran que en el caso de sotavento concuerdan mejor los valores estimados y observados ya que a pesar de no presentar el mejor desvío, tiene el menor error cuadrático medio normalizado (17%), el mayor número de los valores estimados dentro del área limitada por 0.5 y 2 veces los valores observados (92.3%) y un menor error fraccional (11.2% )(con tendencia a la subestimación).

Se observa que en el caso del viento con dirección paralela al eje de la calle, el modelo es cuando mas subestima los datos observados. Para las direcciones de viento proveniente de barlovento el error cuadrático medio normalizado de 55% representa la gran dispersión de datos existente. Este es el único caso en donde los valores son sobreestimados, especialmente para concentraciones medias y bajas que compensan la mayor subestimación para concentraciones muy altas.

Tomando en cuenta la totalidad de los datos, el modelo presentó un buen desempeño, mostrando un desvío pequeño (3.85 ppb), un error cuadrático medio normalizado de 37%, el 79.2% de los valores estimados dentro del área limitada por 2 y 0.5 veces los valores observados, y un desvío fraccional cercano a 0.

Teniendo en cuenta que la dispersión de 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 considerando  $U > 2$  m/s y  $U \leq 2$  m/s. La Figura 6.5 presenta la comparación entre los valores estimados y observados de la concentración de  $\text{NO}_x$  en aire para los casos en que  $U \leq 2$  m/s (izquierda) y en que  $U > 2$  m/s (derecha).



**Figura 6.5:** Dispersión entre los valores estimados y observados de concentración de  $\text{NO}_x$  en aire para los casos en que  $U > 2$  m/s (izquierda) y  $U \leq 2$  m/s (derecha).

Ambos casos de velocidades de viento tienen una gran fracción de sus valores estimados menores que 2 veces y mayores que 0.5 veces de los valores observados lo que representa una buena dispersión de los mismos. Para el caso de vientos leves se observan las mayores concentraciones.

La Tabla 6.3 incluye los valores de los indicadores estadísticos calculados y utilizados para evaluar el desempeño del modelo SEUS.

**Tabla 6.3:** Indicadores estadísticos de evaluación de los valores estimados por el modelo SEUS para los casos en que  $U > 2$  m/s,  $U \leq 2$  m/s y para todos los casos.

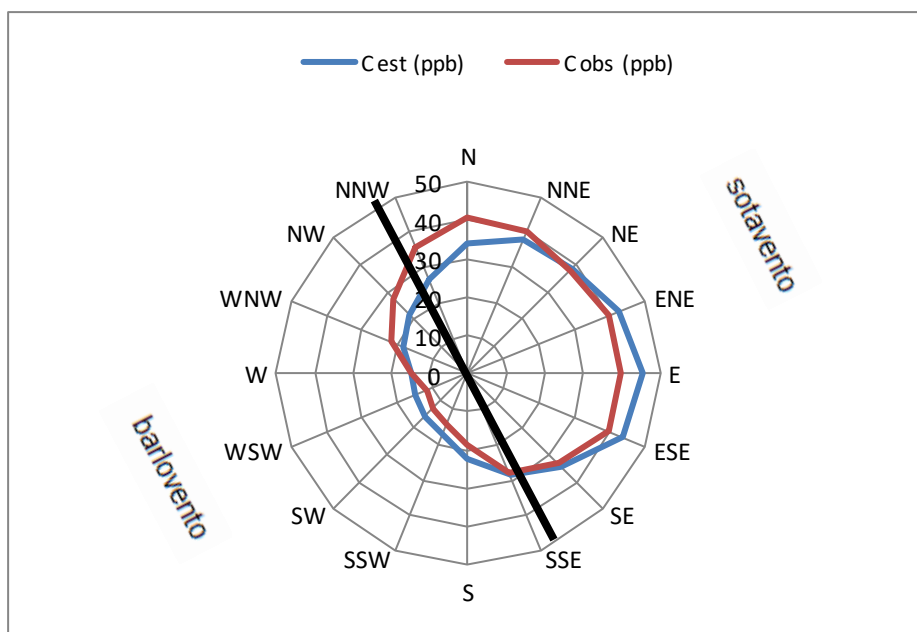
|                         | <b>U &gt; 2m/s</b> | <b>U ≤ 2m/s</b> | <b>Todos</b> |
|-------------------------|--------------------|-----------------|--------------|
| <b>N</b>                | 7890               | 3122            | 11012        |
| <b>Sigma Obs. (ppb)</b> | 53.55              | 77.92           | 63.03        |
| <b>Sigma Est. (ppb)</b> | 39.40              | 60.09           | 62.83        |
| <b>Desvío (ppb)</b>     | 6.08               | -1.78           | 3.85         |
| <b>NMSE</b>             | 0.41               | 0.30            | 0.37         |
| <b>FA2</b>              | 0.794              | 0.784           | 0.792        |
| <b>FB</b>               | 0.111              | -0.020          | 0.059        |

Los resultados muestran una buena concordancia entre los valores estimados y observados. Puede verse que los indicadores estadísticos de evaluación, corroborando la lectura de los gráficos, dan valores muy pequeños de desvío, NMSE y FB y altos valores de FA2, tanto para  $U > 2$  m/s como para  $U \leq 2$  m/s. Existe una leve tendencia a la subestimación de los valores observados cuando  $U > 2$  m/s y una tendencia a la sobreestimación, menor que la anterior (en valor absoluto) cuando el viento es menor.

#### *6.5.1.2 Dióxido de nitrógeno*

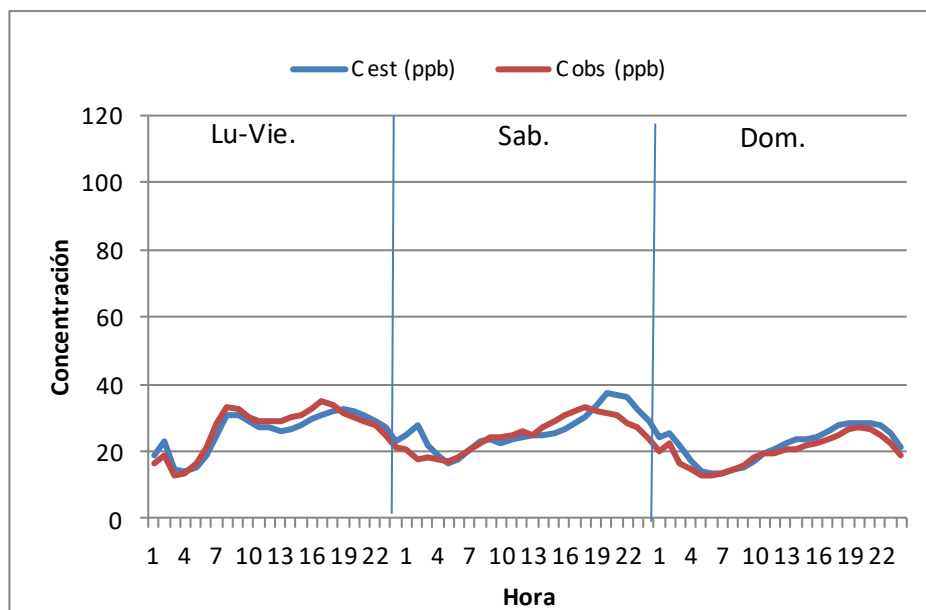
Se efectuó la evaluación del modelo SEUS para la estimación de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano de Stratford Road. Para poder estimar las concentraciones de este contaminante se utilizó el esquema fotoquímico presentado en el capítulo 5 (sección 5). Se consideró  $f$  (fracción de  $\text{NO}_x$  emitida directamente como  $\text{NO}_2$ ) = 0.1 (Vardoulakis et al., 2007, Vardoulakis y otros, 2014, Venegas y Mazzeo, 2014).

La Figura 6.6 representa las rosas de contaminación estimada y observada de  $\text{NO}_2$  en el cañón urbano de Stratford Road. Las principales características de estas rosas de contaminación son nuevamente una subestimación de los valores estimados en el sector WNW-NNE, y mayores concentraciones en el sector sotavento. En comparación con la rosa de contaminación de  $\text{NO}_x$ , en este caso se presenta una leve sobreestimación en el sector ENE-SE.



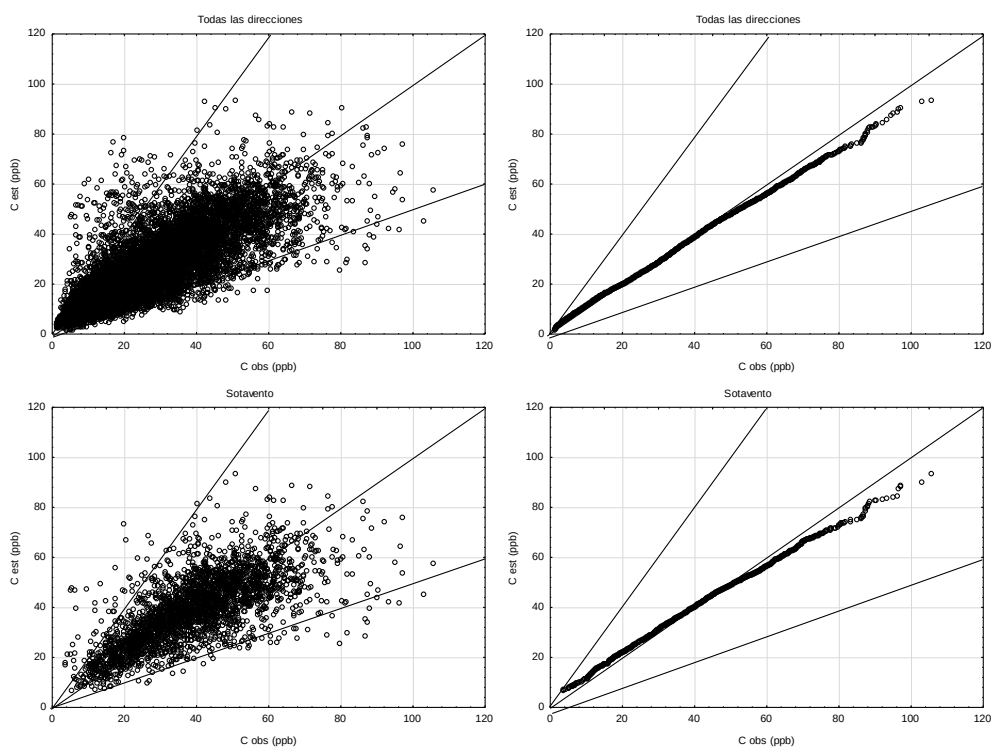
**Figura 6.6:** Rosas de contaminación estimada y observada de  $\text{NO}_2$  en aire en Stratford Road. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.

En la Figura 6.7 se presentan las marchas de concentración media horaria estimada y observada de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón. Ambas marchas se encuentran más cercanas una de otra respecto a las de óxidos de nitrógeno presentando una buena concordancia entre los valores estimados y observados en todas las horas tanto para los días de semana como para los fines de semana. Aunque si bien existen, no se encuentran picos muy marcados.



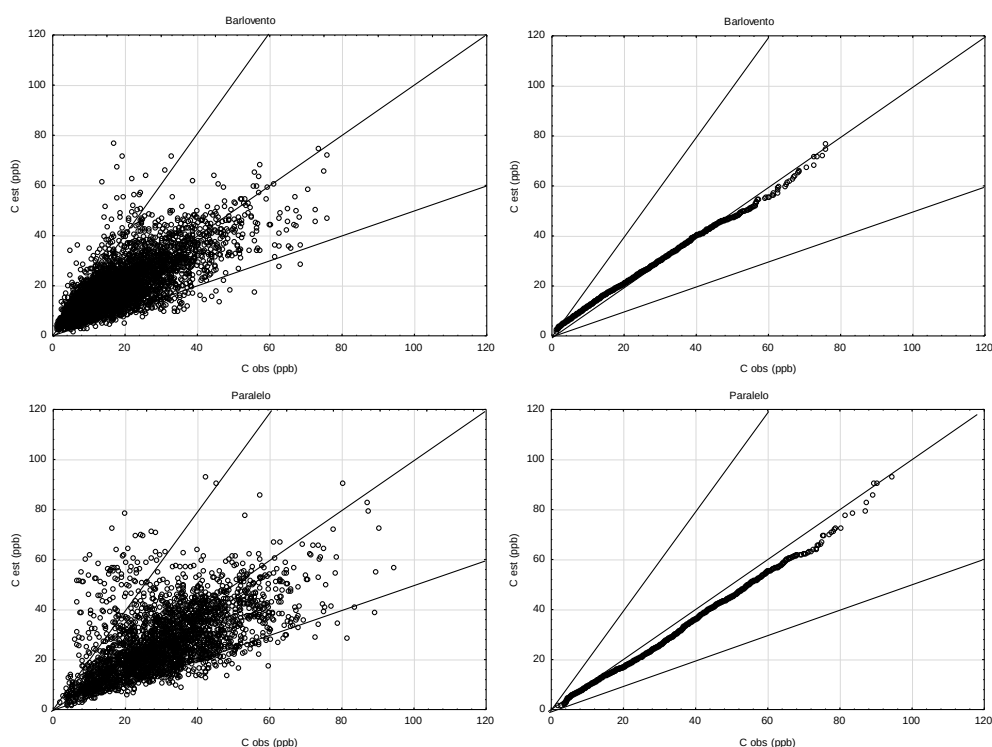
**Figura 6.7:** Marchas de los valores estimados y observados de la concentración media horaria de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano de Stratford Road

La Figura 6.8 representa la dispersión (izquierda) entre las concentraciones horarias estimadas y observadas de  $\text{NO}_2$  en aire y los gráficos de cuantil-cuantil (derecha) para las distintas direcciones de viento.



**Figura 6.8:** Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de  $\text{NO}_2$  para los distintos casos de dirección de viento.

## Evaluación del desempeño del modelo SEUS



**Figura 6.8:** continuación

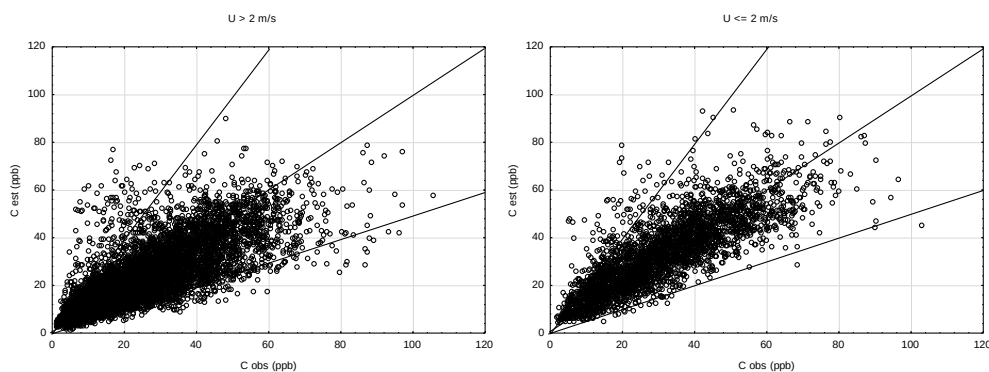
Tanto los gráficos de dispersión de concentración como los de cuantil-cuantil para las distintas condiciones de viento (totalidad de los datos, sotavento, barlovento y paralelo) reflejan un muy buen comportamiento del modelo. Se puede apreciar que la mayor cantidad de valores estimados se encuentran dentro de un factor 2 y un factor 0.5 de los valores observados y que los valores presentan leves subestimaciones en las altas concentraciones.

**Tabla 6.4:** Indicadores de evaluación estadística de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento

|                              | N     | Desvío<br>(ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|------------------------------|-------|-----------------|------|-------|--------|
| <b>Todas las direcciones</b> | 11012 | 0.11            | 0.15 | 0.911 | 0.004  |
| <b>Sotavento</b>             | 2760  | -0.05           | 0.09 | 0.967 | -0.001 |
| <b>Barlovento</b>            | 5525  | -1.39           | 0.18 | 0.895 | -0.083 |
| <b>Paralelo</b>              | 2727  | 3.32            | 0.20 | 0.887 | 0.114  |

Teniendo en cuenta la Figura 6.8 y los valores de los indicadores estadísticos incluidos en la Tabla 6.4 se puede concluir que el modelo SEUS tiene un desempeño satisfactorio. Nuevamente el caso en que las direcciones del viento provienen de sotavento es el que presenta mejores resultados: su NMSE es el menor (9%), su FA2 es el mayor (96.7%), su FB es casi 0 y su desvío es pequeño (-0.05 ppb). Los valores que son levemente sobreestimados para bajas concentraciones son compensados por los que son levemente sobreestimados para altas, esto justifica el desvío fraccional cercano a 0.

En la Figura 6.9 se presentan gráficos de dispersión entre las concentraciones estimadas y observadas de  $\text{NO}_2$  en aire cuando  $U \leq 2 \text{ m/s}$  (derecha) y  $U < 2 \text{ m/s}$  (izquierda).



**Figura 6.9:** dispersión entre los valores estimados y observados de concentración de  $\text{NO}_2$  para los casos en que  $U > 2 \text{ m/s}$  (izquierda) y  $U \leq 2 \text{ m/s}$  (derecha).

Para velocidades mayores a 2 m/s se observa una dispersión de las estimaciones equilibrada pero algo mayor que la que se encuentra para velocidades del viento menores o iguales a 2 m/s, presentando una leve subestimación de los valores observados.

La Tabla 6.5 incluye los valores estadísticos para la evaluación del desarrollo del modelo para los dos rangos de velocidades de viento.

**Tabla 6.5:** Indicadores estadísticos de evaluación de la performance del modelo SEUS cuando  $U > 2$  m/s,  $U \leq 2$  m/s y todas las velocidades de viento.

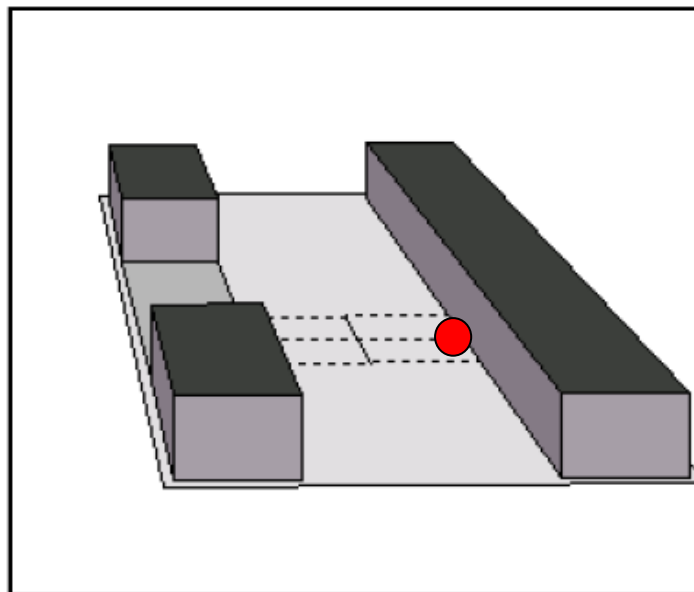
|                         | <b>U &gt; 2 m/s</b> | <b>U ≤ 2 m/s</b> | <b>Todos</b> |
|-------------------------|---------------------|------------------|--------------|
| <b>N</b>                | 7890                | 3122             | 11012        |
| <b>Sigma Obs.(ppb)</b>  | 15.96               | 16.68            | 16.55        |
| <b>Sigma Est. (ppb)</b> | 13.53               | 15.68            | 15.01        |
| <b>Desvío (ppb)</b>     | 1.00                | -2.14            | 0.11         |
| <b>NMSE</b>             | 0.19                | 0.10             | 0.15         |
| <b>FA2</b>              | 0.904               | 0.928            | 0.911        |
| <b>FB</b>               | 0.044               | -0.066           | 0.004        |

El modelo presenta un muy buen desempeño, tanto para los casos en que  $U > 2$  m/s como para  $U \leq 2$  m/s y todas las velocidades de viento. Igual que en el caso anterior, esta afirmación es confirmada por los estimadores estadísticos que arrojan resultados aún mejores que los vistos para el caso de  $\text{NO}_x$ .

### *6.5.2 Cañón urbano del Boulevard Andersen (Copenhague)*

El cañón urbano irregular del Boulevard Andersen (Berkowicz et al., 1996) tiene 60 m de ancho. Los edificios del lado de la calle en donde se encuentra instalado el monitor de calidad de aire tienen aproximadamente 25 m de altura y en el otro costado se encuentra en funcionamiento un parque de diversiones. La orientación de la calle es  $130^\circ$  respecto del norte y dado que el monitor se encuentra sobre la acera norte, el  $ST=310^\circ$ . Es una de las arterias con mayor tráfico automotor de Copenhague. Circulan aproximadamente 60000 veh/día.

En la Figura 6.10 se presenta un esquema del cañón urbano del Boulevard Andersen. Los datos de concentración de contaminantes de fondo fueron obtenidos de mediciones de  $NO_x$  en aire realizadas en el techo de un edificio de la Universidad de Copenhague (H.CØrsted Institute) de 20 m de altura. Asimismo, los valores de observaciones meteorológicas procedieron de los sensores de velocidad y dirección del viento, radiación global, temperatura y humedad del aire, instalados en una torre de 10 m de altura en el techo del mismo edificio. En este trabajo de Tesis se utilizó información horaria correspondiente al año 2001.

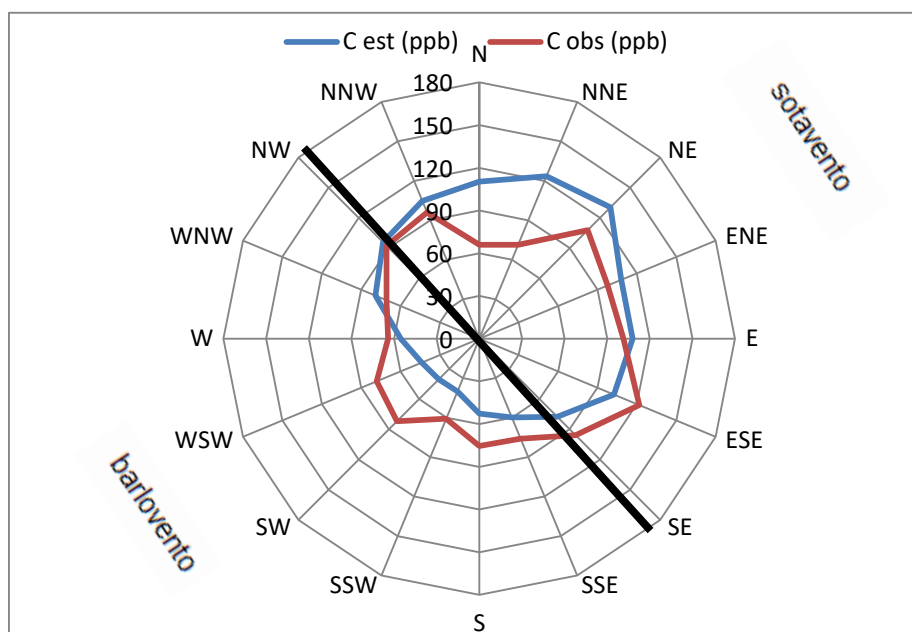


**Figura 6.10:** Esquema del cañón del Boulevard Andersen. El punto rojo representa la ubicación del monitor de calidad de aire.

### 6.5.2.1 Óxidos de nitrógeno

En la Figura 6.11 se presentan las rosas de contaminación de las concentraciones (estimada por SEUS y observada) de  $\text{NO}_x$  en aire. La línea gruesa indica la ubicación del cañón cuya dirección es de  $130^\circ$  respecto del norte y su ST es de  $310^\circ$ , esto hace que las situaciones de sotavento se encuentren a la derecha de esta línea y a la izquierda las de barlovento.

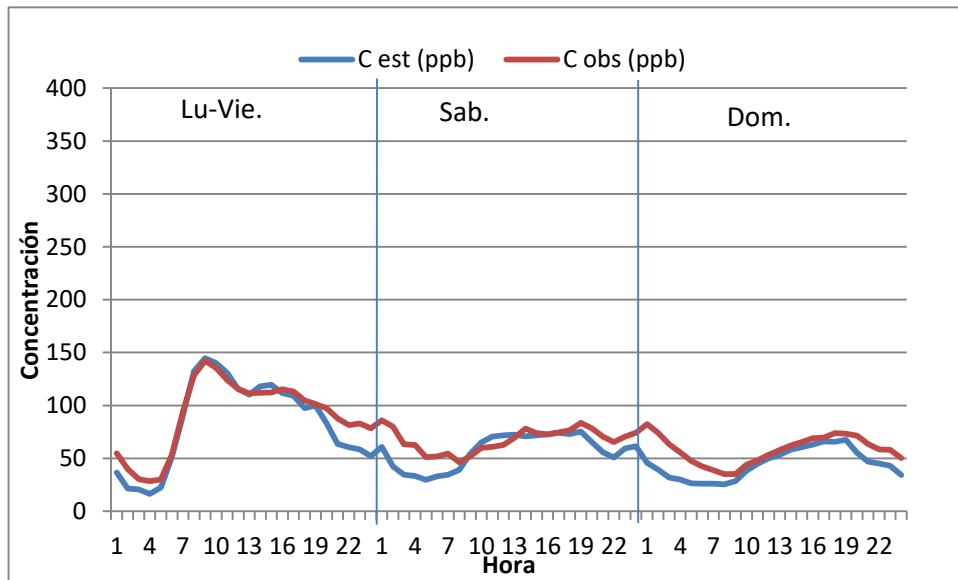
A diferencia del cañón de Stratford Rd, en donde las concentraciones eran bastante más elevadas de lado sotavento del mismo que de barlovento, en este caso, las concentraciones observadas son levemente mayores en situaciones del viento con dirección paralela al eje de la calle. Se observa que el modelo sobreestima los valores para las direcciones del viento comprendidas entre WNW y E y subestima para las direcciones restantes.



**Figura 6.11:** Rosas de valores estimados y observados de contaminación de  $\text{NO}_x$  en Boulevard Andersen. La línea negra resaltada señala la orientación del cañón.

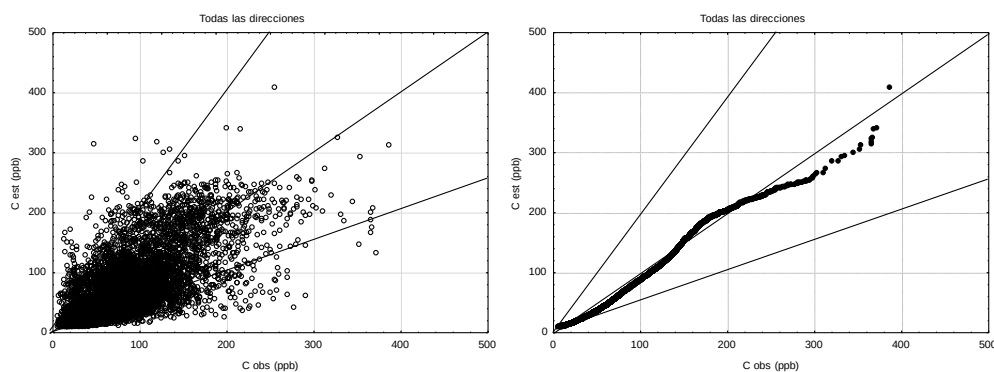
En la Figura 6.12 se presentan las marchas medias horarias de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  en aire estimadas y observadas. Se observa una aceptable concordancia en los valores estimados y los observados, excepto en

horas nocturnas en las cuales los valores estimados son inferiores a los observados. Para ambas marchas, se observa un pico máximo en horas de la mañana los días de la semana cuando comienza la actividad laboral.

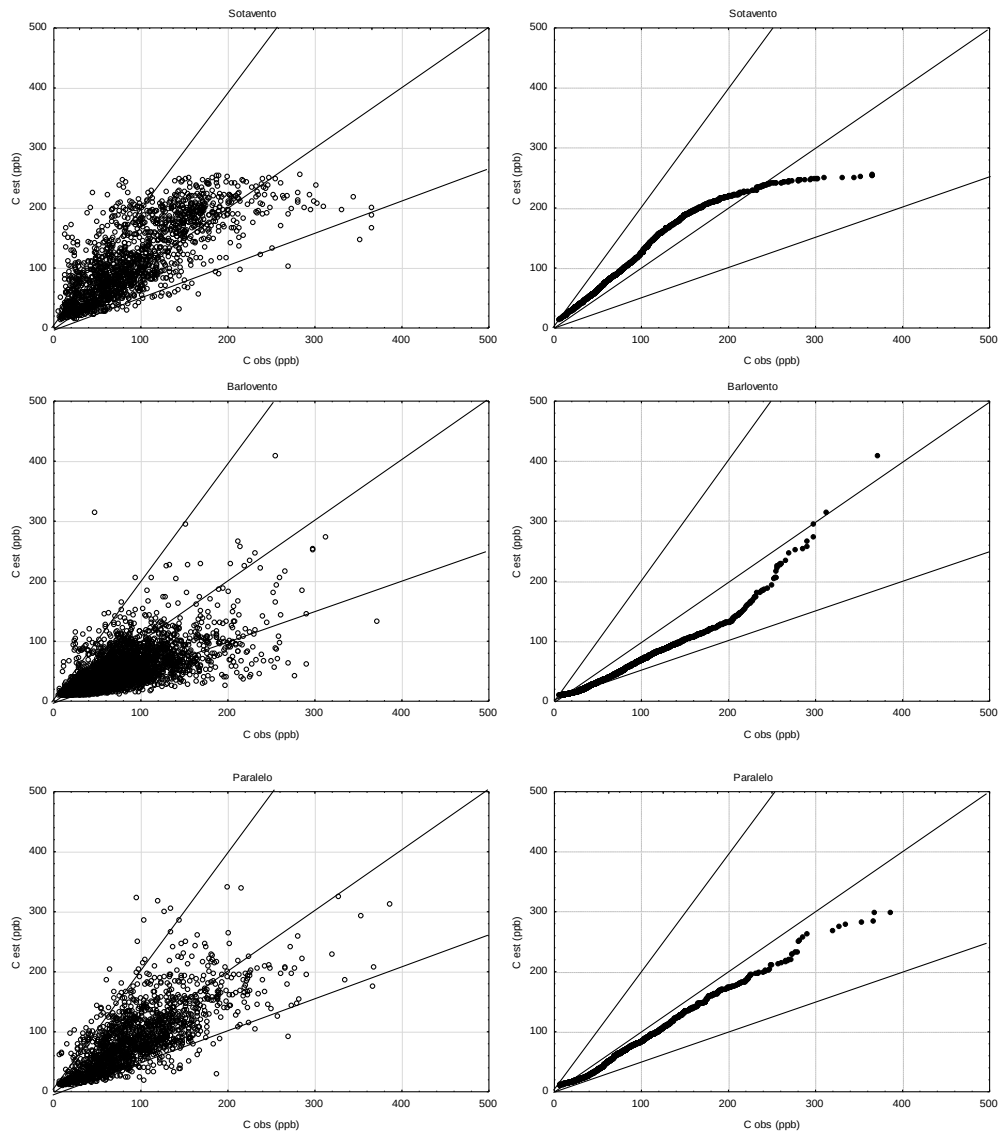


**Figura 6.12:** Marcha de los valores horarios medios estimados y observados de concentración de  $\text{NO}_x$  en el Boulevard Andersen.

La Figura 6.13 presenta los gráficos de dispersión (izquierda) y los gráficos cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados por el modelo SEUS y los observados de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  en aire correspondientes a todas las direcciones de viento, para los casos de sotavento, para los de barlovento y para los casos en que el viento tiene la dirección del eje del cañón urbano.



**Figura 6.13** Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de  $\text{NO}_x$  para los distintos casos de dirección de viento.



**Figura 6.13:** Continución

En los gráficos se observa que el modelo se desempeña adecuadamente para todos los casos. Salvo para las concentraciones muy altas, donde el modelo invierte las características que muestra para concentraciones bajas y medias, presenta una leve subestimación de los datos, con excepción de la situación de sotavento, en donde se produce una leve sobreestimación de los valores estimados. En este cañón, el modelo funciona muy bien en todos los casos aunque presenta un leve mejor comportamiento cuando los vientos son paralelos al eje de la calle, como puede observarse en la comparación de los gráficos de cuantil-cuantil. Las estimaciones tienen menor confiabilidad para condiciones de barlovento. En este caso se presenta también una leve subestimación de los valores observados.

Los indicadores estadísticos presentados en la Tabla 6.6, muestran que en el 79.1% de los casos los datos estimados se encuentran entre 0.5 y 2 veces los valores observados para todas las direcciones del viento y el error fraccional es algo menor que el 11%.

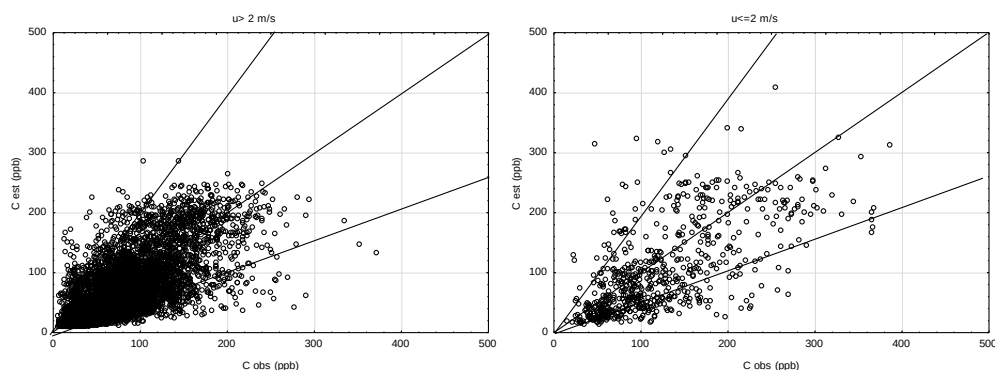
**Tabla 6.6:** Indicadores estadísticos de evaluación de los resultados obtenidos por el modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento.

|                              | N    | Desvío<br>(ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|------------------------------|------|-----------------|------|-------|--------|
| <b>Todas las direcciones</b> | 6947 | 8.40            | 0.30 | 0.791 | 0.109  |
| <b>Sotavento</b>             | 1642 | -20.55          | 0.21 | 0.823 | -0.198 |
| <b>Barlovento</b>            | 3659 | 23.41           | 0.48 | 0.728 | 0.385  |
| <b>Paralelo</b>              | 1646 | 4.42            | 0.19 | 0.900 | 0.049  |

En el caso de vientos paralelos al eje de la calle se observa una concordancia mayor entre los valores estimados y observados. El error cuadrático medio normalizado es pequeño (19%). El 90% de los valores estimados se encuentran entre 0.5 y 2 veces los valores observados y el FB es solo del 4.9%, indicando la baja subestimación de las observaciones. Para barlovento el 72.8% de los datos estimados se encuentra entre 0.5 y 2 veces los valores observados, el error cuadrático medio normalizado es relativamente alto (48%) y el desvío es grande subestimando gran cantidad de valores observados, indicando de esta manera la poca confiabilidad de las estimaciones.

La Figura 6.14 muestra la dispersión entre los datos estimados y observados de las concentraciones de NO<sub>x</sub> en aire, para velocidades de viento menor o igual a 2 m/s (derecha) y mayor a 2 m/s (izquierda).

## Evaluación del desempeño del modelo SEUS



**Figura 6.14:** dispersión de los valores de la concentración estimada y observada de  $\text{NO}_x$  en aire para los casos en que  $U > 2 \text{ m/s}$  (izquierda) y  $U \leq 2 \text{ m/s}$  (derecha).

Los gráficos de dispersión para las distintas situaciones de velocidad de viento muestran una buena concordancia entre los valores estimados y observados para ambos casos. Se observa una gran cantidad de casos dentro de las rectas 2 y 0.5 veces los valores observados.

**Tabla 6.7:** Indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para los casos en que  $U > 2 \text{ m/s}$ ,  $U \leq 2 \text{ m/s}$  y todas las velocidades de viento.

|                         | $U > 2 \text{ m/s}$ | $U \leq 2 \text{ m/s}$ | Todos |
|-------------------------|---------------------|------------------------|-------|
| <b>N</b>                | 6292                | 655                    | 6947  |
| <b>Sigma Obs. (ppb)</b> | 47.60               | 72.10                  | 52.31 |
| <b>Sigma Est. (ppb)</b> | 50.74               | 75.23                  | 54.59 |
| <b>Desvío (ppb)</b>     | 7.46                | 18.42                  | 8.49  |
| <b>NMSE</b>             | 0.28                | 0.31                   | 0.30  |
| <b>FA2</b>              | 0.797               | 0.737                  | 0.791 |
| <b>FB</b>               | 0.101               | 0.158                  | 0.109 |

En todos los casos, el modelo SEUS se comporta de manera similar y aceptable. Las diferencias entre los mismos indicadores para las diferentes condiciones de velocidad del viento son pequeñas. Las mayores

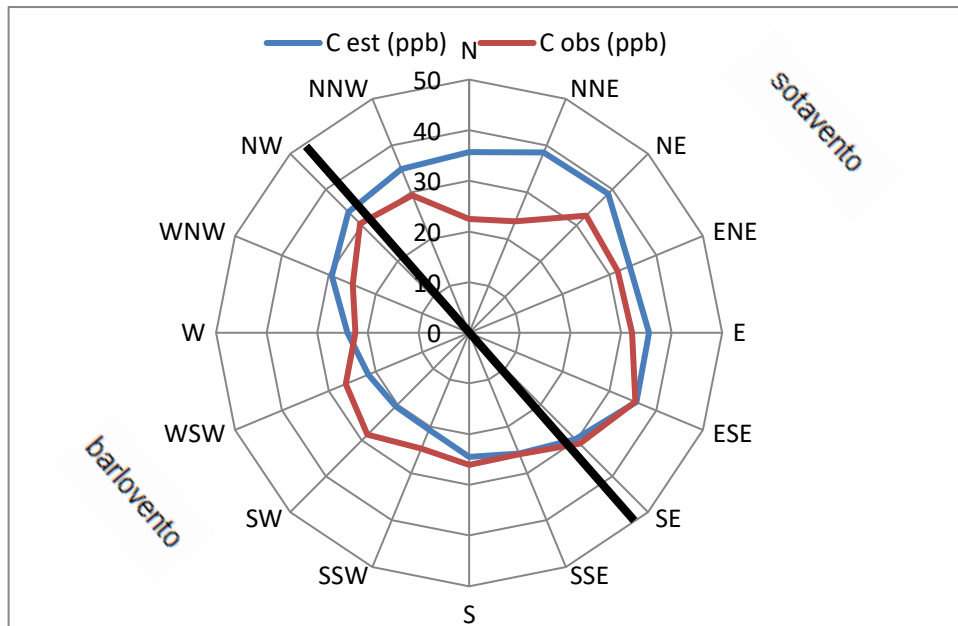
concentraciones se dan para vientos leves y en condiciones de viento coincidentes con el eje del cañón.

De la rosa de contaminación y de la descripción de los gráficos de dispersión y discusión de los indicadores estadísticos, se desprende que en este caso, el modelo estima mejor cuando la dirección del viento es paralela al eje del cañón. Esto puede deberse a que por un lado el Boulevard Andersen no es un cañón ideal ya que al mismo le falta edificación de un lado, y por otra a que el modelo SEUS es adaptable a todas las direcciones del viento, y cuando la situación corresponde a la dirección del viento coincidente con el eje del cañón, se acerca a un modelo de caja el cual es apto para esta situación.

#### *6.5.2.2 Dióxido de nitrógeno*

Se realizó el mismo estudio hecho para concentraciones de  $\text{NO}_x$  pero en este caso para la concentración de  $\text{NO}_2$  en el Boulevard Andersen. Dicha concentración se obtuvo mediante el análisis presentado en el capítulo 5.5 considerando para esto, el caso en donde la emisión directa de  $\text{NO}_2$  es el 0.1 de la de  $\text{NO}_x$  (Vardoulakis y otros, 2007, Mazzeo y Venegas, 2014, Vardoulakis y otros, 2014).

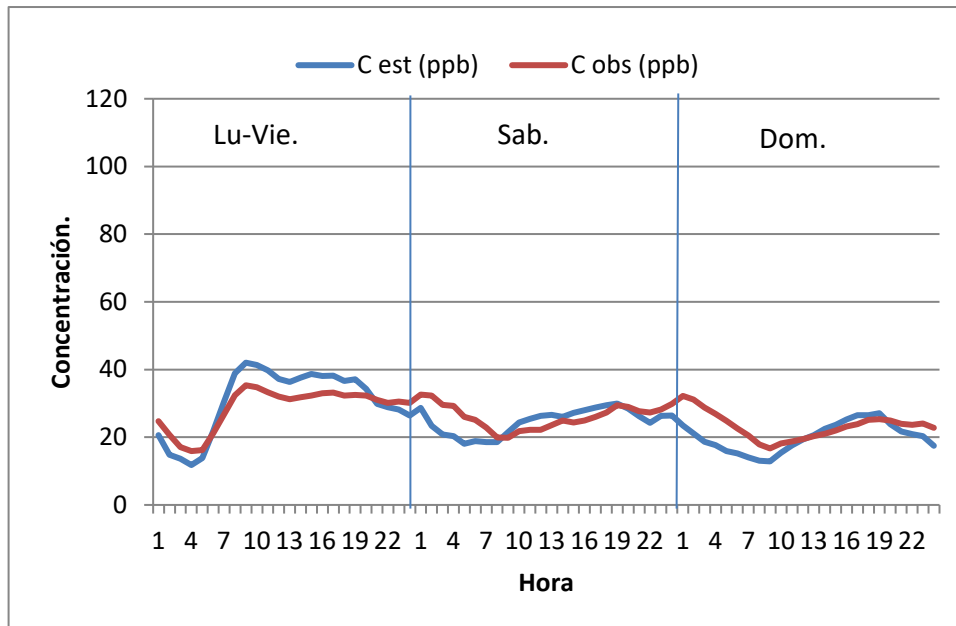
En la Figura 6.15 se incluyen las rosas de valores estimados y observados de contaminación de  $\text{NO}_2$  en aire en el Boulevard Andersen.



**Figura 6.15:** Rosas de valores estimados y observados de contaminación de NO<sub>2</sub> en aire en Boulevard Andersen. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.

Se observa una sobreestimación de las observaciones para la situación de sotavento. Nuevamente el modelo estima mejor para situaciones en donde la dirección del viento es paralela al eje de la calle por lo explicado en el caso de las concentraciones de NO<sub>x</sub>.

En la Figura 6.16 se presentan las marchas de los valores medios horarios estimados y observados de concentración de NO<sub>2</sub> en aire.

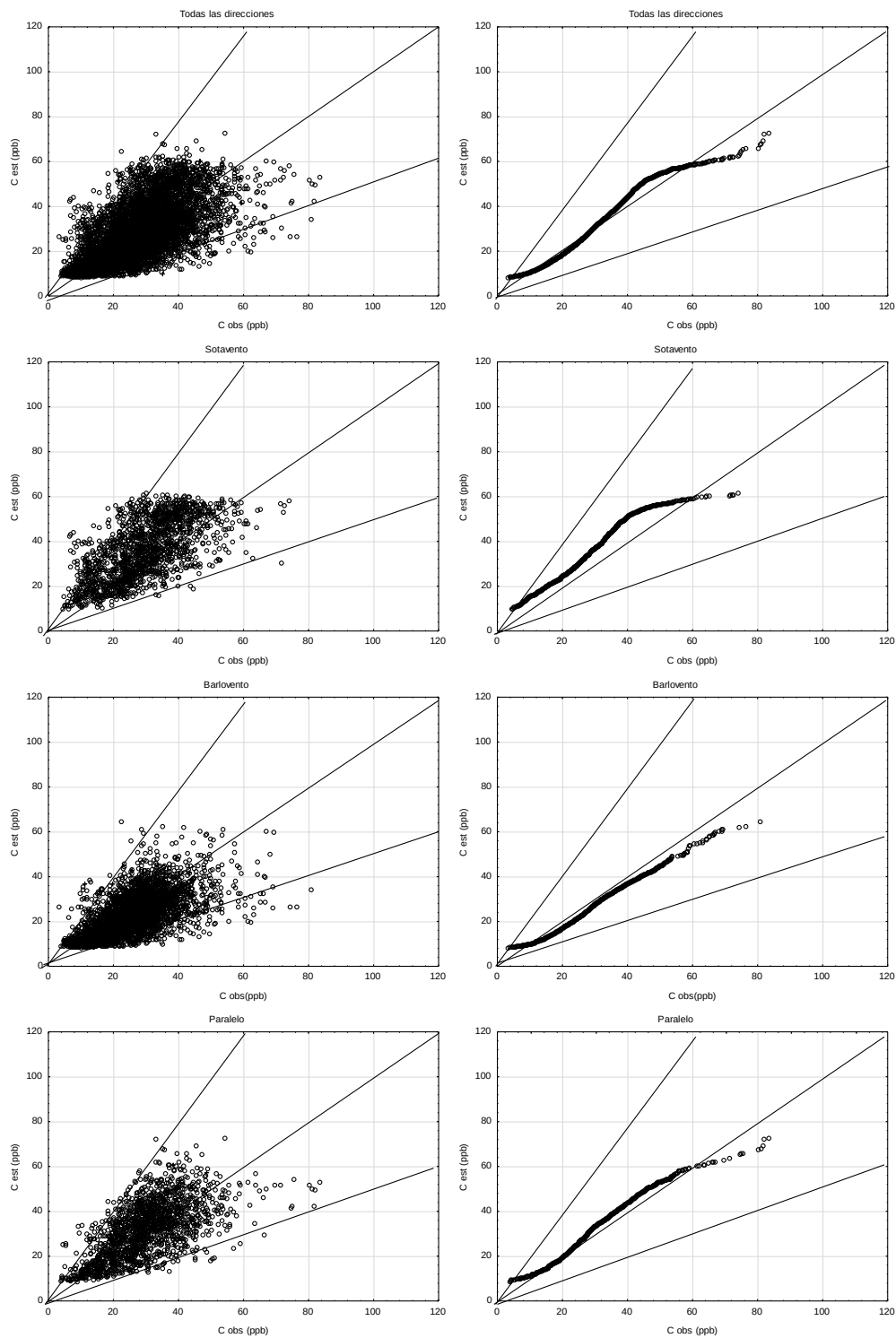


**Figura 6.16:** Marchas de valores estimados y observados de concentración de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano de Boulevard Andersen.

En general el modelo representa satisfactoriamente la marcha de los valores horarios medios observados de la concentración de  $\text{NO}_2$  en aire en el Boulevard Andersen, con una leve sobreestimación en horas diurnas y subestimación en horas nocturnas. Las marchas, tanto la observada como la estimada, se encuentran suavizadas respecto a las de óxido de nitrógeno.

La Figura 6.17 representa los gráficos de dispersión (izquierda) y los gráficos de cuantil-cuantil (derecha) entre las concentraciones estimadas y observadas de  $\text{NO}_2$  en aire para los distintos casos de direcciones del viento (todas las direcciones juntas, sotavento, barlovento y paralelo al eje de la calle).

## Evaluación del desempeño del modelo SEUS



**Figura 6.17** *Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de NO<sub>2</sub> para los distintos casos de dirección de viento.*

El modelo reproduce adecuadamente los valores observados para todos los casos de dirección subestimando levemente las mayores concentraciones y sobreestimando las menores. Para el caso de sotavento se manifiesta una leve sobreestimación en los valores pequeños y medios de la concentración.

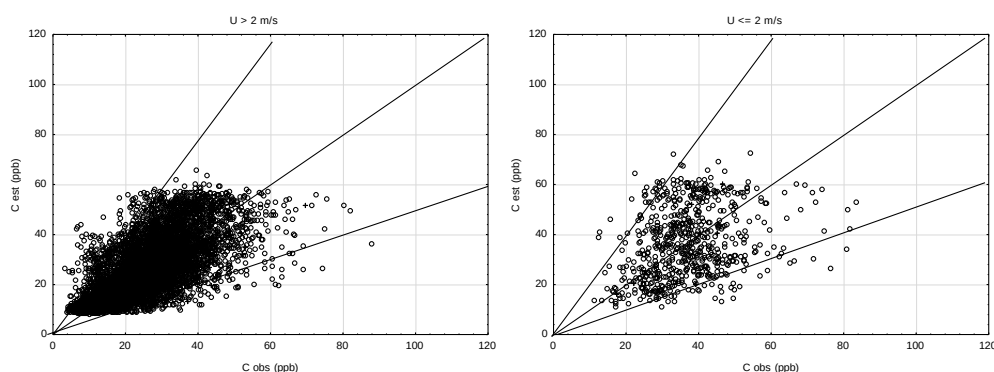
**Tabla 6.8:** Indicadores estadísticos de evaluación de las concentraciones estimadas del modelo SEUS para los distintos casos de dirección del viento.

|                              | N    | Desvío (ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|------------------------------|------|--------------|------|-------|--------|
| <b>Todas las direcciones</b> | 6944 | -0.64        | 0.13 | 0.936 | -0.023 |
| <b>Sotavento</b>             | 1642 | -6.68        | 0.14 | 0.903 | -0.203 |
| <b>Barlovento</b>            | 3656 | 2.68         | 0.14 | 0.940 | 0.111  |
| <b>Paralelo</b>              | 1646 | -1.96        | 0.11 | 0.959 | -0.063 |

Según los valores estadísticos que se presentan en la Tabla 6.8 se puede decir que el modelo se desempeña de manera adecuada. Para la totalidad de los casos se verifica un error cuadrático medio normalizado entre 11 % y 14 %. De los gráficos cuantil-cuantil puede observarse que las concentraciones estimadas tienden a sobreestimar concentraciones bajas, luego tienden a subestimar levemente, vuelven a sobreestimar a continuación un rango de concentraciones entre 35 ppb y 50 ppb, y por último, para las mayores concentraciones subestima. Esto resulta en un valor muy bajo de FB, debido a las compensaciones que sufren estas estimaciones para todos los rangos de concentraciones. La mayor frecuencia de casos se da para condiciones de viento proveniente de barlovento; para estas condiciones se sobreestima levemente los valores observados, mientras que en el resto de los casos se los subestima también levemente. Cuando la dirección del viento es coincidente con el eje de la calle se obtiene un alto valor de FA2 (95.9%), relativamente bajos valores de FB, de desvío y de NMSE. Es la condición en donde el modelo mejor se desempeña.

En la Figura 6.18 se presenta la dispersión entre los valores estimados y

observados de la concentración de NO<sub>2</sub> en aire en el cañón urbano del Boulevard Andersen para los casos en que  $U \leq 2$  m/s (derecha) y  $U > 2$  m/s (izquierda).



**Figura 6.18:** dispersión entre los valores estimados y observados de la concentración de NO<sub>2</sub> en aire en el cañón urbano de Boulevard Andersen para los casos en que  $U > 2$  m/s (izquierda) y  $U \leq 2$  m/s (derecha).

**Tabla 6.9:** Indicadores estadísticos de la evaluación del modelo SEUS para los casos en que  $U > 2$  m/s,  $U \leq 2$  m/s y para todas las velocidades de viento.

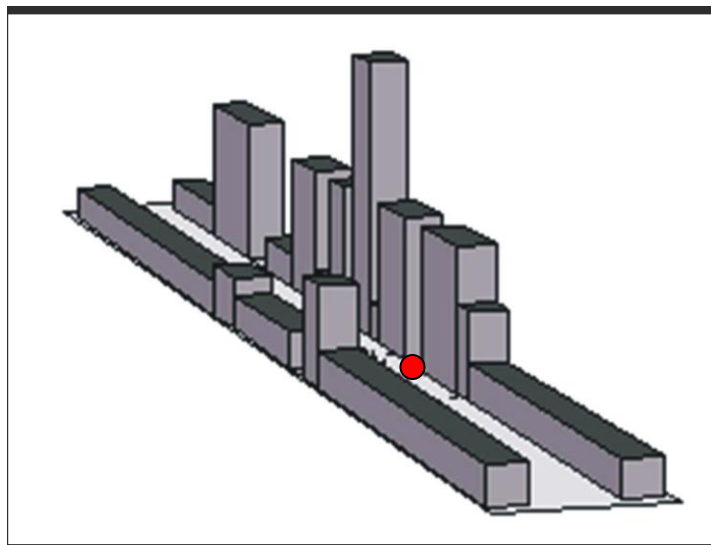
|                         | $U > 2$ m/s | $U \leq 2$ m/s | Todos  |
|-------------------------|-------------|----------------|--------|
| <b>N</b>                | 6290        | 654            | 6944   |
| <b>Sigma Obs. (ppb)</b> | 10.64       | 11.13          | 11.11  |
| <b>Sigma Est. (ppb)</b> | 11.93       | 14.01          | 12.49  |
| <b>Desvío (ppb)</b>     | -0.68       | -0.24          | -0.64  |
| <b>NMSE</b>             | 0.13        | 0.16           | 0.13   |
| <b>FA2</b>              | 0.937       | 0.919          | 0.936  |
| <b>FB</b>               | -0.025      | -0.007         | -0.023 |

Los valores de los indicadores incluidos en la Tabla 6.9 confirman que para las diferentes velocidades de viento, el modelo SEUS presenta un buen desempeño. La comparación entre los valores estimados y observados para ambas categorías de velocidades de viento no presenta grandes diferencias.

### 6.5.3 Cañón urbano de la Av. Córdoba (Buenos Aires)

La Av. Córdoba, es una avenida con un ancho medio de 30 m, con cinco carriles, orientada en la dirección Este-Oeste y con un volumen de tráfico automotor de aproximadamente 38000 veh/día. La altura media de los edificios es distinta a ambos lados. En la margen sur la altura media de las construcciones es 40 m, variando entre 10 m y 80 m, los edificios del lado norte tienen una menor altura media y más uniforme. El monitor de calidad de aire se encuentra instalado en la acera sur casi esquina con la calle Rodríguez Peña; por lo tanto  $ST = 90^\circ$ . En la Figura 6.19 se presenta un esquema de este cañón urbano.

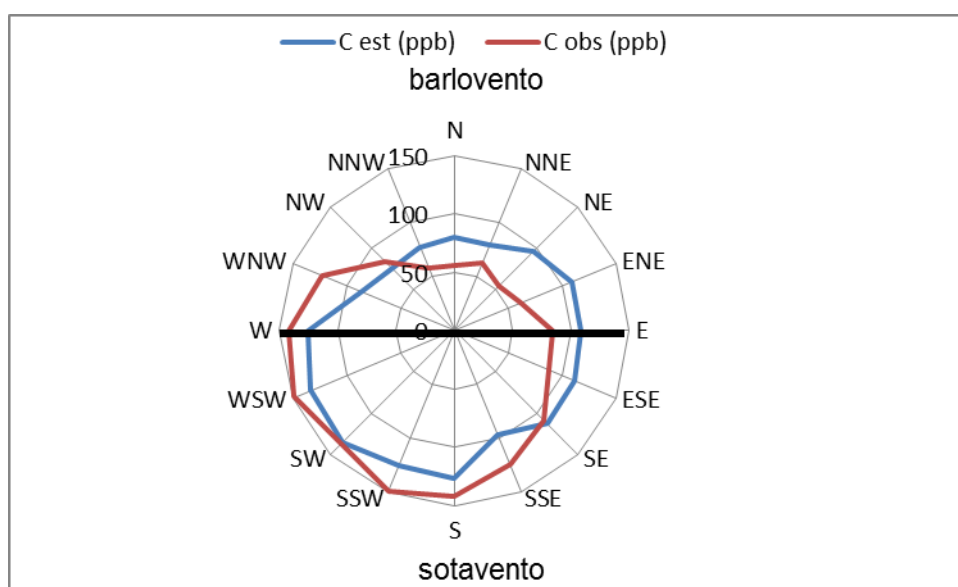
Los datos meteorológicos horarios utilizados en el modelo corresponden a la estación meteorológica Aeroparque Aero perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional. Las concentraciones de fondo de  $NO_x$  en el área de interés fueron estimadas aplicando el modelo de dispersión urbana DAUMOD (Mazzeo y Venegas, 1991; Venegas y Mazzeo, 2006). Los datos de emisión utilizados en la aplicación del DAUMOD se obtuvieron del inventario de emisiones elaborado para el Área Metropolitana de Buenos Aires (Venegas y otros, 2011). Los datos de flujo, composición del tránsito vehicular y velocidad de los automotores fueron obtenidos de distintos Informes realizados por el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires (GCBA, 2006; GCBA-ACOM, 2006). El período corresponde de junio a diciembre del año 2009.



**Figura 6.19:** Esquema del cañón urbano de la Av. Córdoba. El punto rojo señala la ubicación del muestreador.

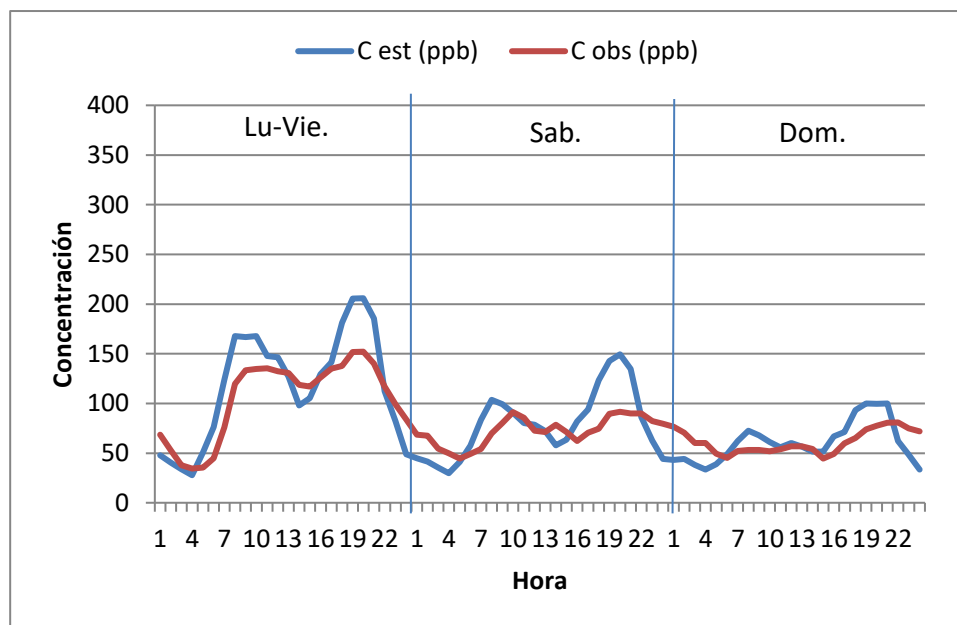
### 6.5.3.1 Óxidos de nitrógeno

En la Figura 6.20 se presentan las rosas de contaminación estimada y observada de  $\text{NO}_x$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba. En la misma se aprecian mayores concentraciones del lado sotavento que barlovento. Existe una notable sobreestimación de los valores observados en el sector NW-SE y una subestimación de los mismos en las otras direcciones. Estas diferencias pueden deberse a las irregularidades en la geometría del cañón urbano y a la cercanía del monitor de calidad de aire con la calle transversal Rodríguez Peña.



**Figura 6.20:** Rosas de contaminación estimada y observadas de concentración de  $\text{NO}_x$  en aire en el cañón urbanos de la Av. Córdoba. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.

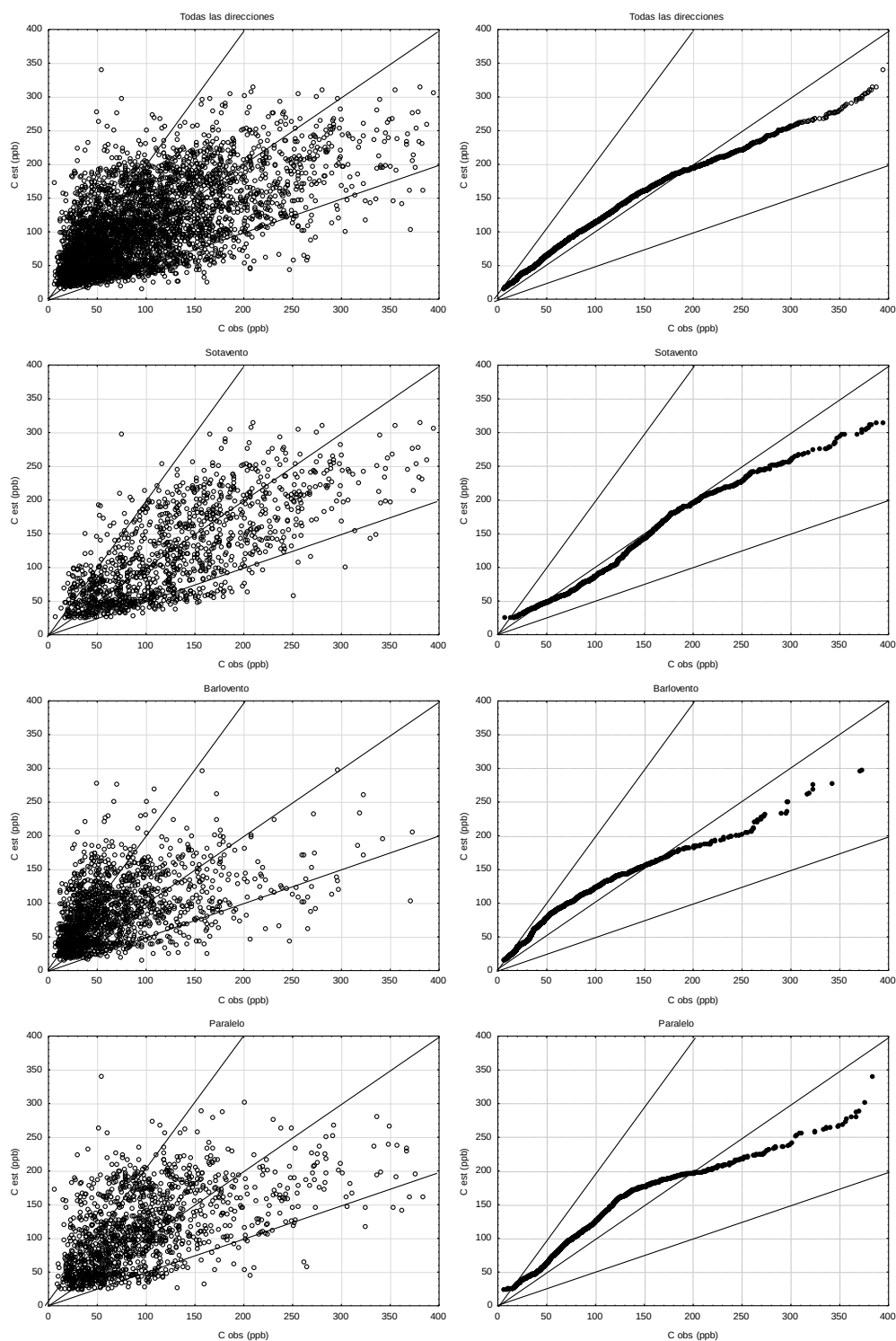
En la Figura 6.21 se presentan las marchas de los valores medios horarios estimados y observados.



**Figura 6.21:** Marchas de los valores horarios medios estimados y observados la concentración de  $\text{NO}_x$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba.

En general, la marcha de los valores estimados representa cualitativamente en forma adecuada a las observadas. Las mayores diferencias se presentan alrededor de las 20 horas. Se observa una subestimación en horas de la madrugada. Ambas marchas muestran picos marcados en horas de comienzo y fin de jornadas laborales los días de semana, pero estos picos son mayores para los valores estimados. Esto puede deberse a que el modelo DAUMOD, utilizado para estimar los valores de concentración de fondo, sobreestima levemente los valores altos de concentración.

En la Figura 6.22 se presentan los gráficos de dispersión (izquierda) y los gráficos cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados por el modelo SEUS y los valores observados de las concentraciones de  $\text{NO}_x$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba para todos los datos y para los casos de sotavento, barlovento y los casos con dirección del viento paralela al eje de la calle del cañón urbano.



**Figura 6.22** Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de  $\text{NO}_x$  para los distintos casos de dirección de viento.

De los gráficos de dispersión se observa, excepto para los casos correspondientes a sotavento, una leve tendencia del modelo a sobreestimar los valores observados. De los gráficos de cuantil-cuantil se verifica que, a excepción de los valores de altas concentraciones en los que los valores

estimados por el modelo subestiman los observados, SEUS reproduce relativamente bien las concentraciones horarias observadas. La concordancia entre los valores estimados y observados es mejor cuando se consideran todos los datos, con excepción de las concentraciones altas en donde el modelo tiende a subestimar los valores.

La Tabla 6.10 incluye los valores de los indicadores estadísticos de evaluación de modelos (Chang y Hanna, 2004) calculados para valorar la performance del modelo SEUS para los distintos casos de direcciones de viento.

**Tabla 6.10:** Indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para las concentraciones de NO<sub>x</sub> en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba para distintos casos de direcciones de viento.

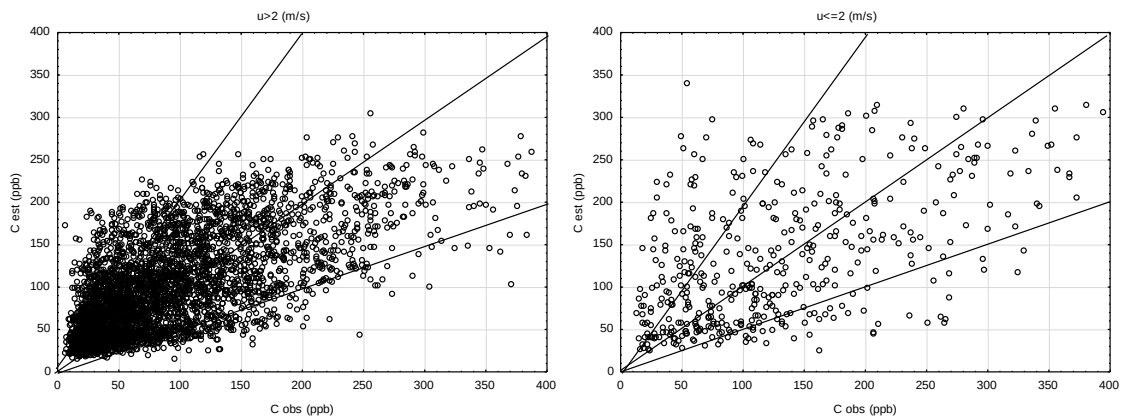
|                              | N    | Desvío<br>(ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|------------------------------|------|-----------------|------|-------|--------|
| <b>Todas las direcciones</b> | 4349 | -10.32          | 0.34 | 0.726 | -0.105 |
| <b>Sotavento</b>             | 1233 | 8.69            | 0.18 | 0.860 | 0.069  |
| <b>Barlovento</b>            | 1725 | -17.59          | 0.54 | 0.630 | -0.241 |
| <b>Paralelo</b>              | 1391 | -16.20          | 0.35 | 0.741 | -0.156 |

Tomando en cuenta la totalidad de los datos se observa buena concordancia entre los valores observados y estimados: el 72.6% de los valores estimados por SEUS se encuentra comprendido entre 0.5 y 2 veces los valores observados, el error cuadrático medio normalizado es 34%.

En situaciones de sotavento se presentan los mejores valores de los indicadores estadísticos: bajo NMSE, alto FA2 y bajo error fraccional. Cuando la dirección del viento es paralela al eje de la calle, los valores de los

indicadores estadísticos no son tan buenos como en el caso de sotavento. Éstos son más débiles aun cuando observamos la condición de barlovento.

En la Figura 6.23 se presentan los gráficos de dispersión entre los valores estimados y observados de la concentración de  $\text{NO}_x$  en aire en el cañón de la Av. Córdoba para  $U \leq 2\text{ m/s}$  (derecha) y  $U > 2\text{ m/s}$  (izquierda).



**Figura 6.23:** dispersión entre los valores estimados y observados de la concentración de  $\text{NO}_x$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba para los casos en que  $U > 2\text{ m/s}$  (izquierda) y para  $U \leq 2\text{ m/s}$  (derecha).

La Figura 6.23 presenta una mayor dispersión para los casos en que el viento es más fuerte respecto de los casos en los que el viento es más débil y muestra además una leve sobreestimación de los datos.

La Tabla 6.11 incluye los valores de los indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para los casos en que  $U > 2\text{ m/s}$  y para  $U \leq 2\text{ m/s}$ .

**Tabla 6.11:** Valores de los Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para los casos en que  $U > 2$  m/s,  $U \leq 2$  m/s y para la totalidad de los casos.

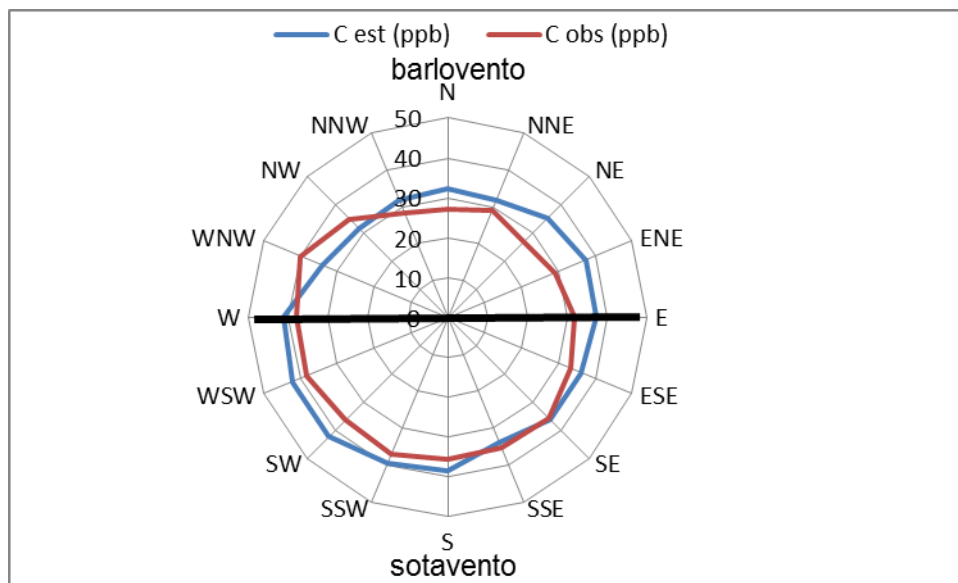
|                         | <b>U &gt; 2 m/s</b> | <b>U ≤ 2 m/s</b> | <b>Todos</b> |
|-------------------------|---------------------|------------------|--------------|
| <b>N</b>                | 3898                | 451              | 4349         |
| <b>Sigma Obs. (ppb)</b> | 66.54               | 86.74            | 70.01        |
| <b>Sigma Est. (ppb)</b> | 56.48               | 77.80            | 60.36        |
| <b>Desvío (ppb)</b>     | -10.14              | -5.86            | -10.32       |
| <b>NMSE</b>             | 0.31                | 0.37             | 0.34         |
| <b>FA2</b>              | 0.735               | 0.696            | 0.726        |
| <b>FB</b>               | -0.108              | -0.044           | -0.105       |

La dispersión entre los valores observados y estimados por el modelo SEUS es mayor para los casos con vientos débiles ( $U \leq 2$  m/s) comparado con los datos en que  $U > 2$  m/s. Esto podría deberse a que en el primer caso el vórtice del aire dentro del cañón urbano puede no estar totalmente desarrollado.

#### 6.5.3.2 Dióxido de nitrógeno

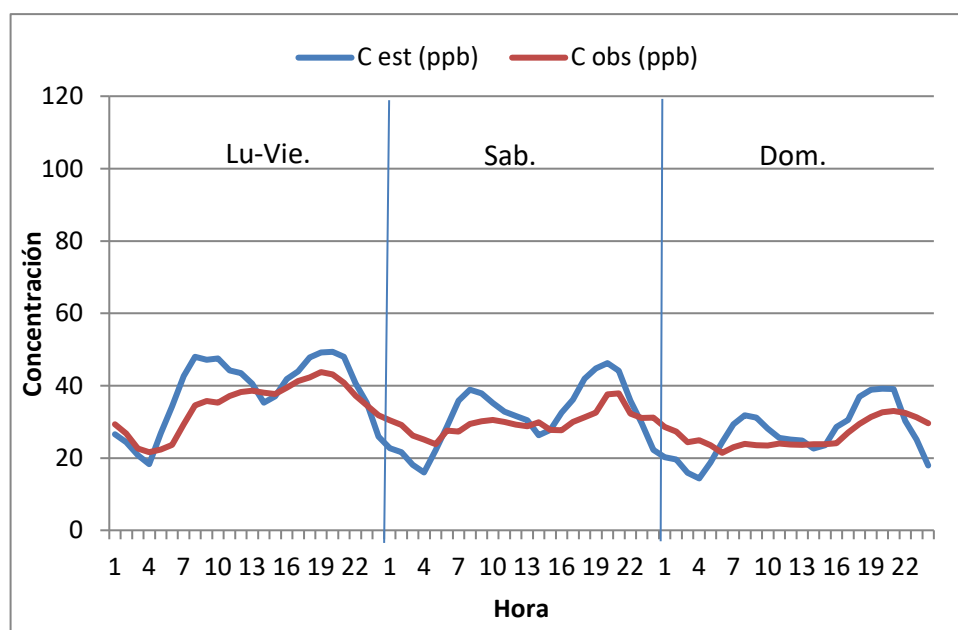
Nuevamente, en este cañón se consideró  $f(\text{NO}_2/\text{NO}_x) = 0.1$ .

En la Figura 6.24 se presentan las rosas de contaminación estimada por SEUS y observada de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba. Se puede observar que, en general, el modelo SEUS sobreestima los valores observados en los sectores NNW-SE y S-W y subestima levemente en el sector WNW-NW.



**Figura 6.24:** Rosas de los valores estimados y observados de concentración de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón urbano.

En la Figura 6.25 se presentan las marchas de la concentración horaria media estimada y observada de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba.

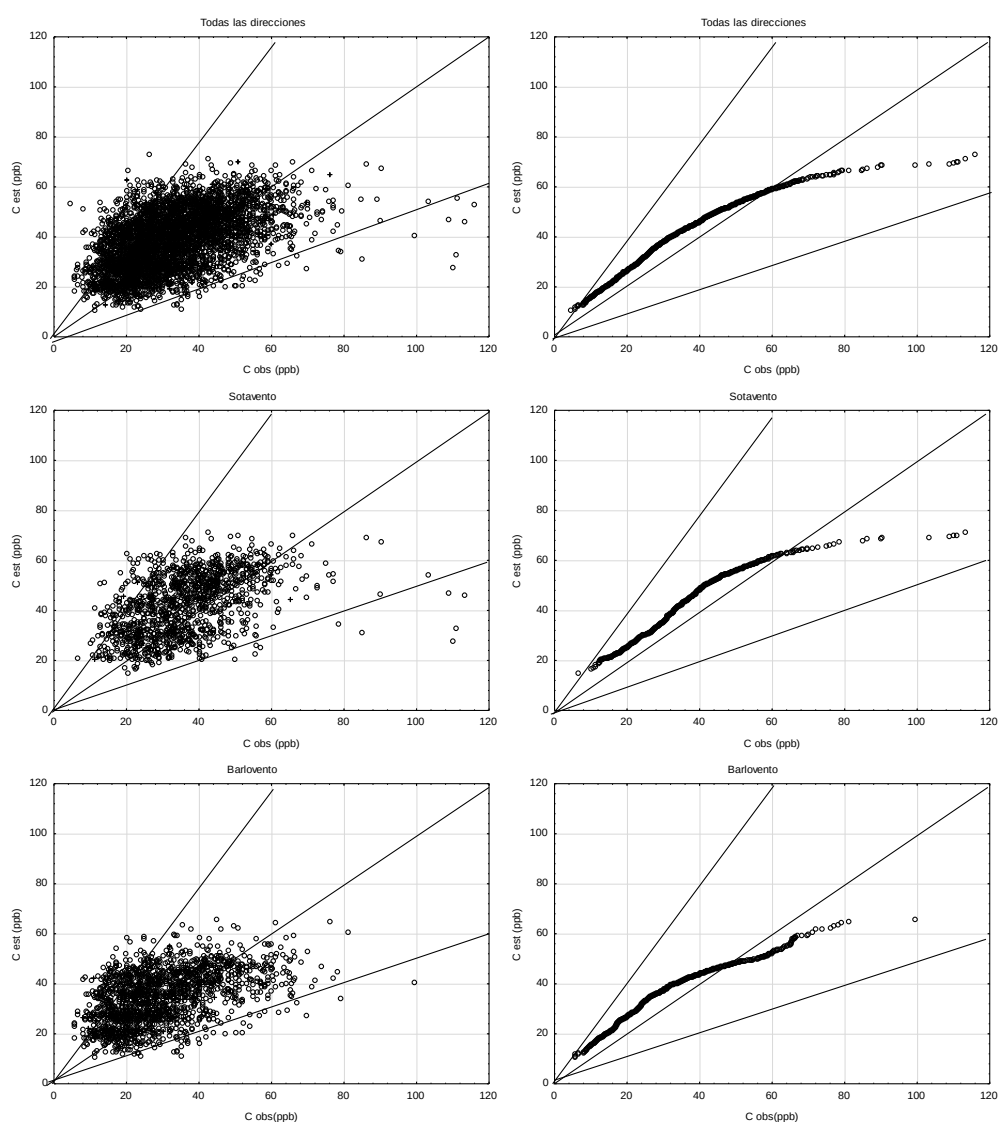


**Figura 6.25:** Marchas de la concentración media horaria estimada y observada de concentración de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano de la Av. Córdoba

Las marchas de la concentración media horaria de  $\text{NO}_2$  en aire presentan características similares a las de  $\text{NO}_x$ . Se observan picos estimados mayores que los observados en horas de la mañana y de la tarde/noche y

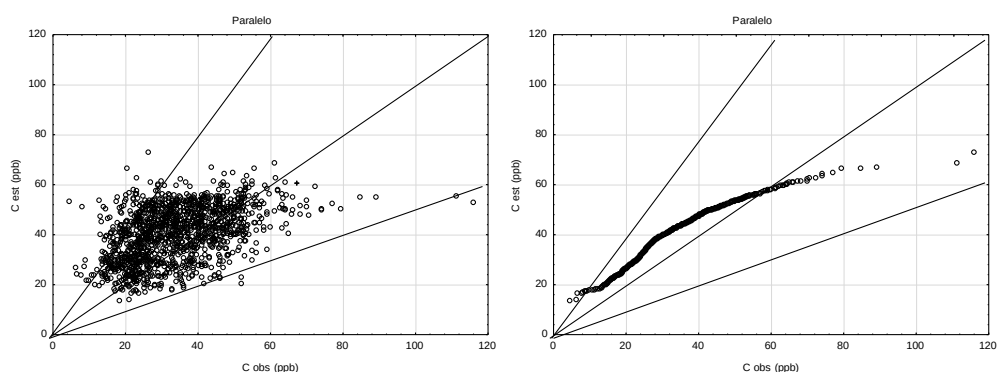
subestimaciones en las primeras horas del día. Esto puede estar ligado a que el modelo DAUMOD sobreestima los mayores valores de concentración y subestima los pequeños.

En la Figura 6.26 se presentan los gráficos de dispersión (izquierda) y de cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados por el modelo SEUS y los valores observados de las concentraciones de  $\text{NO}_2$  en aire en cañón urbano de la Av. Córdoba para todos los datos y para los casos de sotavento, barlovento y los casos con dirección del viento paralela al eje de la calle del cañón urbano.



**Figura 6.26** Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de  $\text{NO}_2$  para los distintos casos de dirección de viento.

## Evaluación del desempeño del modelo SEUS



**Figura 6.26:** continuación

De los gráficos se puede concluir en general, que si bien el modelo SEUS subestima los altos valores de concentración y sobreestima levemente los restantes, presenta en todos los casos un buen desempeño.

La Tabla 6.12 incluye los valores de los indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para las distintas condiciones del viento.

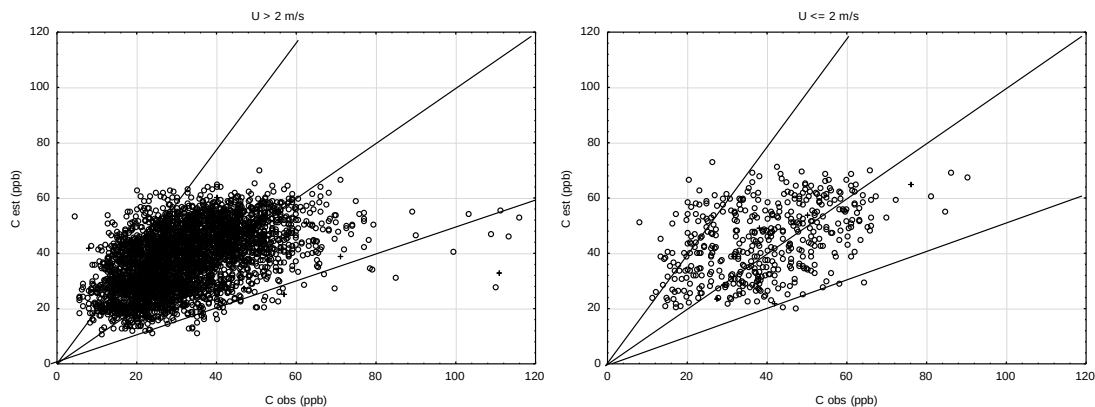
**Tabla 6.12:** Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para distintos casos de dirección del viento.

|                              | N    | Desvío (ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|------------------------------|------|--------------|------|-------|--------|
| <b>Todas las direcciones</b> | 4349 | -3.13        | 0.14 | 0.911 | -0.091 |
| <b>Sotavento</b>             | 1233 | -2.36        | 0.13 | 0.940 | -0.063 |
| <b>Barlovento</b>            | 1725 | -2.99        | 0.17 | 0.875 | -0.096 |
| <b>Paralelo</b>              | 1391 | -3.78        | 0.13 | 0.929 | -0.106 |

Los valores de los indicadores estadísticos confirman el buen desempeño del modelo para todos los casos, con bajos desvíos, errores cuadráticos medios y fraccionales y altos valores de FA2.

En la Figura 6.27 se presenta el gráfico de dispersión de valores estimados y

observados de concentración de  $\text{NO}_2$  en aire para  $U \leq 2 \text{ m/s}$  (derecha) y  $U > 2 \text{ m/s}$  (izquierda).



**Figura 6.27:** dispersión de los valores estimados y observados de concentración de  $\text{NO}_2$  en aire en el cañón urbano para  $U > 2 \text{ m/s}$  (izquierda) y  $U \leq 2 \text{ m/s}$  (derecha).

Los gráficos de dispersión para vientos mayor y menor o igual a 2 m/s muestran un desempeño satisfactorio por parte del modelo. En general, para los distintos casos de dirección de viento, la concentración estimada de  $\text{NO}_2$  en aire por el modelo SEUS en el cañón urbano de la Av. Córdoba, presenta un relativamente bajo NMSE (menor que el 17%), un alto porcentaje (mayor al 87.5%) de FA2 y FB es pequeño y negativo (menor al 10.6%). El modelo SEUS presenta el mejor desempeño para condiciones de sotavento del modelo a la hora de estimar las concentraciones. La mayor frecuencia de casos se da cuando el viento es mayor a 2 m/s y se distingue ligeramente que para ambos casos los valores observados son sobreestimados levemente.

La Tabla 6.13 incluye los valores de los indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para los casos en que  $U > 2 \text{ m/s}$  y para  $U \leq 2 \text{ m/s}$ .

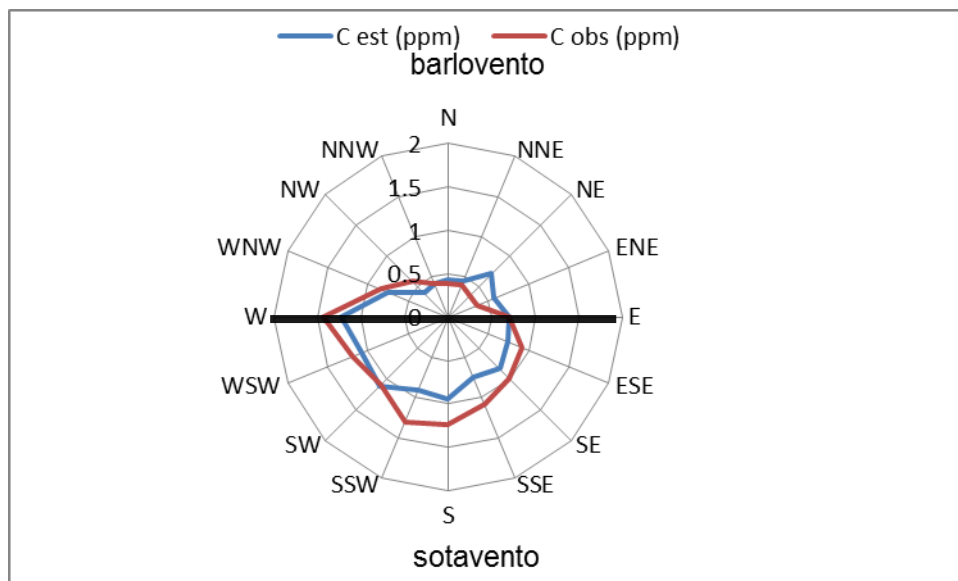
**Tabla 6.13:** Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones del modelo SEUS para los casos en que  $U > 2$  m/s,  $U \leq 2$  m/s y para todas las velocidades de viento.

|                         | <b>U &gt;2 m/s</b> | <b>U ≤ 2 m/s</b> | <b>Todos</b> |
|-------------------------|--------------------|------------------|--------------|
| <b>N</b>                | 3898               | 451              | 4349         |
| <b>Sigma Obs. (ppb)</b> | 13.15              | 14.27            | 13.46        |
| <b>Sigma Est. (ppb)</b> | 10.84              | 13.13            | 11.59        |
| <b>Desvío (ppb)</b>     | -2.72              | -6.09            | -3.13        |
| <b>NMSE</b>             | 0.14               | 0.14             | 0.14         |
| <b>FA2</b>              | 0.914              | 0.882            | 0.911        |
| <b>FB</b>               | -0.081             | -0.144           | -0.091       |

Los indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para  $U > 2$  m/s son levemente mejores que cuando  $U \leq 2$  m/s y para todas las velocidades del viento.

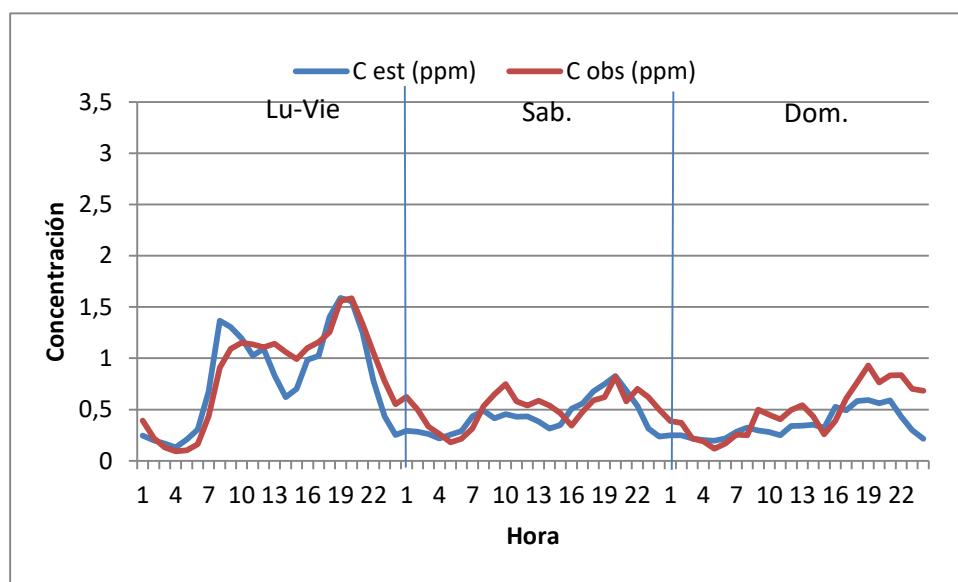
#### 6.5.3.3 Monóxido de carbono

A continuación (Figura 6.28) se muestra las Rosas (observada y estimada) de Contaminación para CO. Con excepción del sector NNE-E en donde el modelo sobreestima los valores observados, se puede apreciar una subestimación de los mismos en el resto de los casos, destacando al cuadrante S-E como el peor estimado. Las mayores concentraciones de CO se dan a sotavento.



**Figura 6.28:** Rosa de concentración de CO en la Av. Córdoba. La línea negra gruesa representa la orientación del cañón.

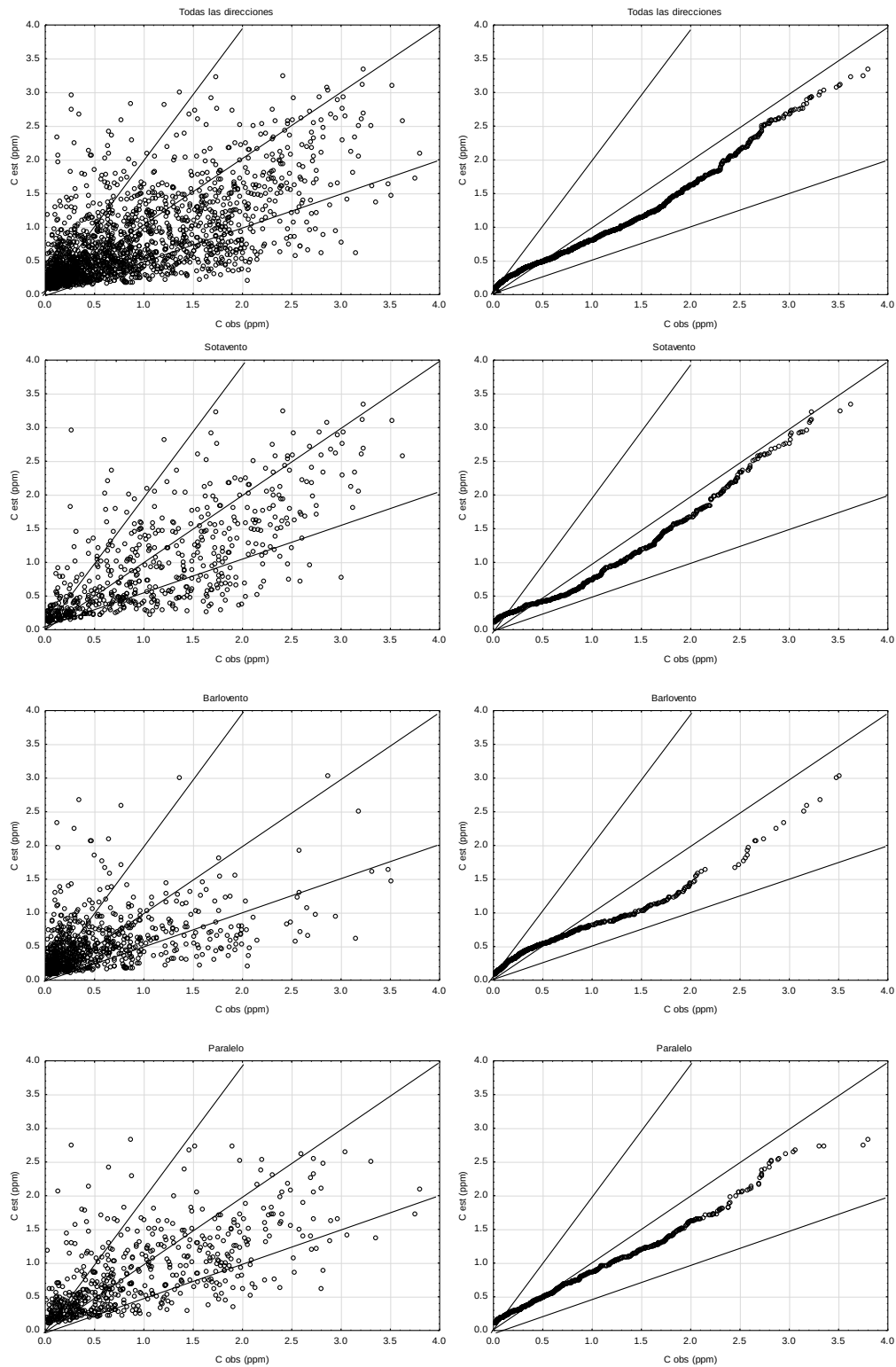
En la Figura 6.29 se presenta la marcha horaria de concentración estimada y observada de CO en Av Córdoba. Las mismas se asemejan bastante entre sí, especialmente en horas de la tarde y madrugada para los días de semana.



**Figura 6.29:** Marcha de concentración de CO en la Av. Córdoba

Se realizaron (Figura 6.30) los gráficos de dispersión (izquierda) y de cuantil-cuantil (derecha) de concentración de CO para los distintos casos de dirección de viento.

## Evaluación del desempeño del modelo SEUS



**Figura 6.30:** *Dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los valores estimados y observados de concentraciones de CO para los distintos casos de dirección de viento.*

Se presenta una gran dispersión de los datos de concentración para todos los casos, especialmente cuando la dirección del viento proviene de lado barlovento del cañón. En general se observan pequeñas sobreestimaciones

para las bajas concentraciones y subestimaciones para las altas.

La Tabla 6.14 incluye los valores de los indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para las distintas situaciones de viento.

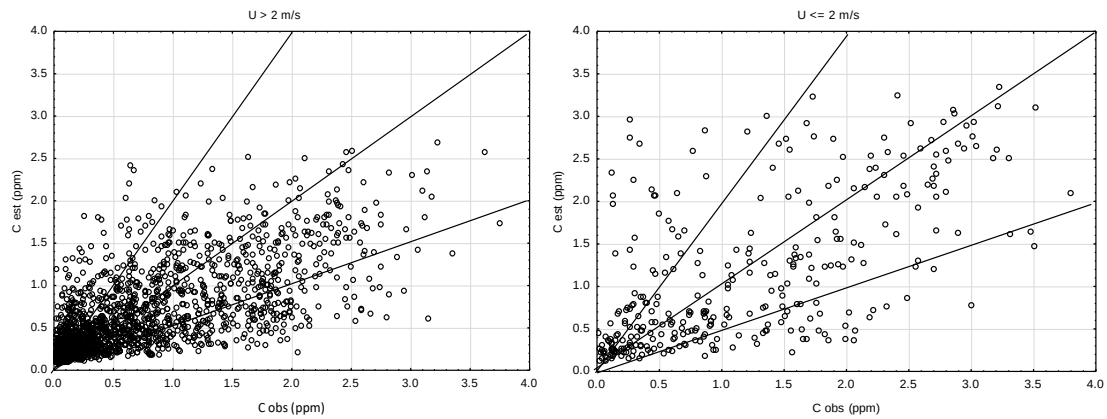
**Tabla 6.14:** Indicadores estadísticos de evaluación de las estimaciones obtenidas por el modelo SEUS para distintos casos de dirección del viento

|                              | N    | Desvío (ppb) | NMSE | FA2   | FB     |
|------------------------------|------|--------------|------|-------|--------|
| <b>Todas las direcciones</b> | 2186 | 0.07         | 0.58 | 0.575 | 0.092  |
| <b>Sotavento</b>             | 589  | 0.16         | 0.34 | 0.660 | 0.149  |
| <b>Barlovento</b>            | 1005 | -0.01        | 1.18 | 0.470 | -0.024 |
| <b>Paralelo</b>              | 592  | 0.11         | 0.46 | 0.671 | 0.126  |

La distribución de concentración de CO en la Av. Córdoba teniendo en cuenta la totalidad de los datos, no estaría presentando una buena concordancia entre los datos observados y los estimados, siendo su error cuadrático medio normalizado alto y su FA2 bajo. Sin embargo, el caso en que la dirección del viento es de sotavento y paralelo al eje de la calle, los resultados mejoran. En ambos casos el error cuadrático medio normalizado es bajo y más de la mitad de los datos estimados se encuentran entre 0.5 y 2 veces los valores observados. Acorde con la descripción de la Figura 6.28, el caso en que la dirección del viento proviene de barlovento es el que presenta indicadores estadísticos más pobres.

En la Figura 6.31 se presenta el gráfico de dispersión de valores estimados y obseavados de concentración de CO en aire para  $U \leq 2\text{m/s}$  (izquierda) y  $U > 2\text{m/s}$  (derecha).

## Evaluación del desempeño del modelo SEUS



**Figura 6.31:** dispersión de concentración de CO para los casos en que  $U > 2$  m/s (izquierda) y para  $U \leq 2$  m/s (derecha).

Ambos gráficos presentan una gran dispersión. Para el caso en que la velocidad del viento es mayor a 2 m/s la frecuencia de casos es mayor que cuando la velocidad del viento es leve. Para esta última condición del viento se encuentran mayores concentraciones.

La Tabla 6.15 incluye los valores de los indicadores estadísticos de evaluación del modelo SEUS para los casos en que  $U > 2$  m/s y  $U \leq 2$  m/s.

**Tabla 6.15:** Indicadores estadísticos de los resultados obtenidos por el modelo SEUS para los casos en que el viento ambiental es menor o igual que 2 m/s, en los que es mayor y para todos los casos.

|                         | <b>U &gt; 2 m/s</b> | <b>U ≤ 2 m/s</b> | <b>Todas</b> |
|-------------------------|---------------------|------------------|--------------|
| <b>N</b>                | 1866                | 320              | 2186         |
| <b>Sigma Obs. (ppb)</b> | 0.71                | 0.93             | 0.76         |
| <b>Sigma Est. (ppb)</b> | 0.50                | 0.87             | 0.60         |
| <b>Desvío (ppb)</b>     | 0.070               | 0.050            | 0.070        |
| <b>NMSE</b>             | 0.61                | 0.43             | 0.58         |
| <b>FA2</b>              | 0.569               | 0.613            | 0.575        |
| <b>FB</b>               | 0.107               | 0.043            | 0.092        |

El modelo no estaría mostrando un tan buen desempeño como lo hacía con los otros contaminantes aunque es aceptable especialmente para condiciones de viento débil.

*En esta primera sección de resultados, se compararon las concentraciones estimadas mediante el modelo SEUS con las concentraciones observadas de contaminantes en tres cañones reales:*

- Stratford Rd: Cañón regular típico, con edificios a ambos lados de la calle de baja estatura y nivelados de manera casi continua. Para este cañón se utilizaron datos observacionales de concentración de NO<sub>x</sub> y NO<sub>2</sub>. Se realizaron diagramas de dispersión y cuantil-cuantil teniendo en cuenta la totalidad de los datos y para condiciones de dirección de viento sotavento, barlovento y paralela al eje del calle. Por otra parte se diferenciaron los casos en que el viento era mayor o menor o igual que 2 m/s realizando diagramas de dispersión en ambos casos. Luego se realizó un análisis estadístico de los resultados y por último se presentó la rosa y la marcha de contaminación para ambos contaminantes.*
- Boulevard Andersen: Cañón irregular ancho. De un lado de la calle los edificios tienen aproximadamente 25 m de altura y del otro lado se encuentra un parque de diversiones. Se realizó el mismo análisis que para el anterior cañón y con los mismos contaminantes.*
- Av. Córdoba: es un cañón irregular ancho, con un gran volumen de tráfico automotor. La altura media de los edificios varía de cada lado de la avenida entre 10m y 80m. El análisis realizado es el mismo que para los cañones de Stratford Rd y Boulevard Andersen, pero en este caso también se analizaron concentraciones de CO.*

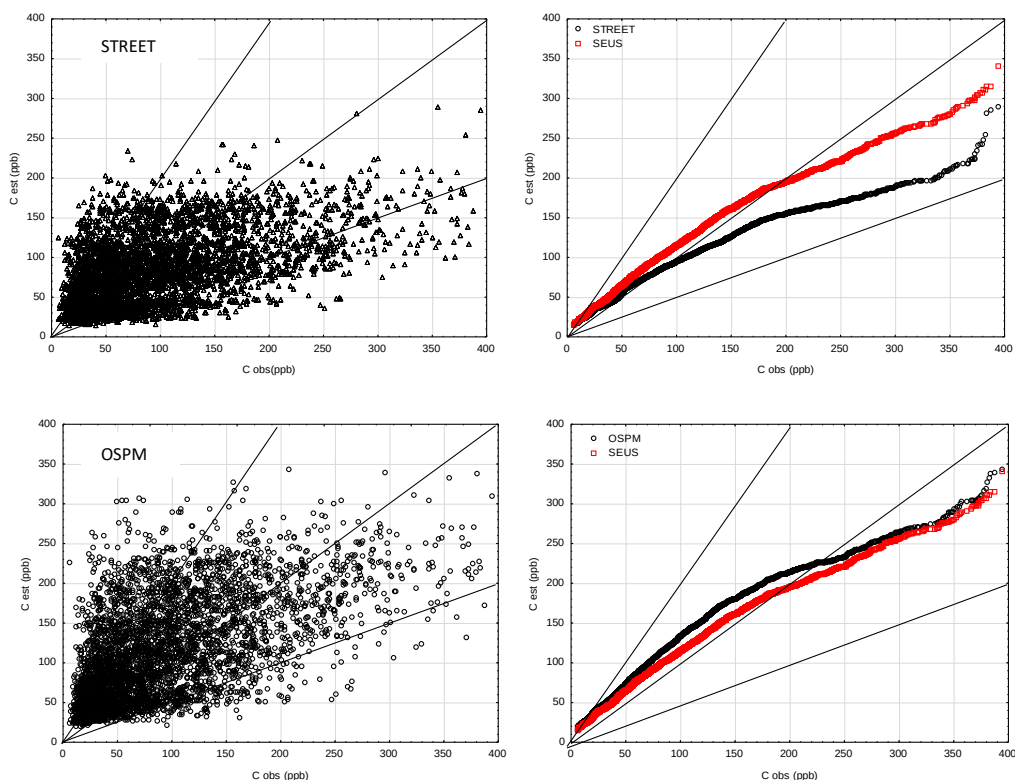
*De los resultados obtenidos, se obtiene que el modelo SEUS tiene un muy buen desempeño estimando los datos observados. Este buen desempeño mejora en cañones más regulares, es por esto que el cañón de Stratford Rd. presenta mejores resultados que el Boulevard Andersen, y éste a su vez mejores que el cañón de la Av. Córdoba. Como era de esperarse, el caso de sotavento en general es el que mejor representa los datos reales.*

*A continuación se presenta una segunda sección de resultados*

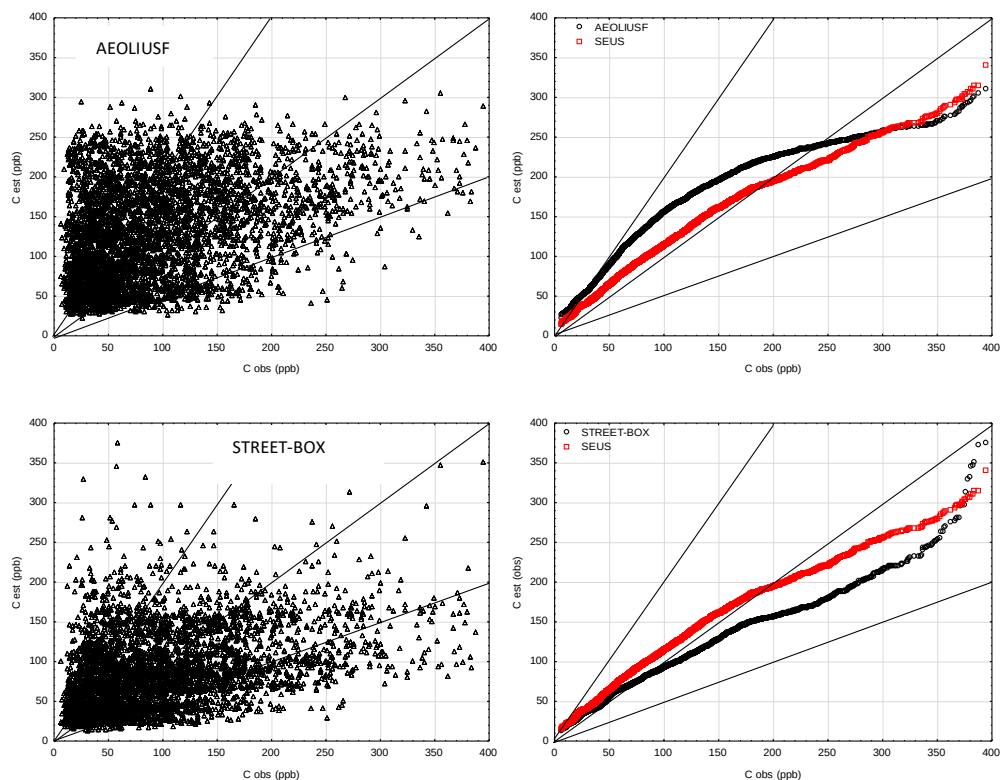
## 6.6 Intercomparación entre los valores estimados por el modelo SEUS y otros modelos de dispersión atmosférica aplicables a cañones urbanos.

En el cañón de la Av. Córdoba se aplicaron distintos modelos descriptos en el capítulo 4: STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET-BOX. Con el objeto de evaluar el desempeño del modelo SEUS, se compararon los resultados de estos modelos, validados y ampliamente utilizados, con las observaciones correspondientes al período junio a diciembre de 2009 para luego hacer un análisis intercomparativo entre los distintos modelos.

En la Figura 6.32 se presenta el gráfico de dispersión (izquierda) y el gráfico cuantil-cuantil (derecha) de los valores observados y estimados de concentración horaria de  $\text{NO}_x$  en aire por los distintos modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET-BOX) para todas las direcciones de viento juntas. Para el modelo STREET la constante utilizada fue  $K=7$ .



**Figura 6.32:** gráfico de dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los datos observados y estimados de concentraciones de  $\text{NO}_x$  para todas las direcciones y para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS



**Figura 6.32:** continuación

De los gráficos de dispersión se puede destacar una leve sobreestimación de los valores de concentración en los modelos AEOLISF y OSPM. Las representaciones gráficas cuantil-cuantil muestran esta sobreestimación en la distribución de las concentraciones horarias observadas, excepto en los intervalos de las altas concentraciones donde el modelo subestima la frecuencia de estos valores en todos los modelos. Para el caso de los modelos STREET y STREET-BOX en general ambos reproducen adecuadamente la distribución de las concentraciones horarias observadas hasta aproximadamente 100 ppb. Para mayores concentraciones, ambos subestiman considerablemente los valores estimados. Para todos los casos, el modelo SEUS se ajusta de manera más aproximada a la recta 1:1.

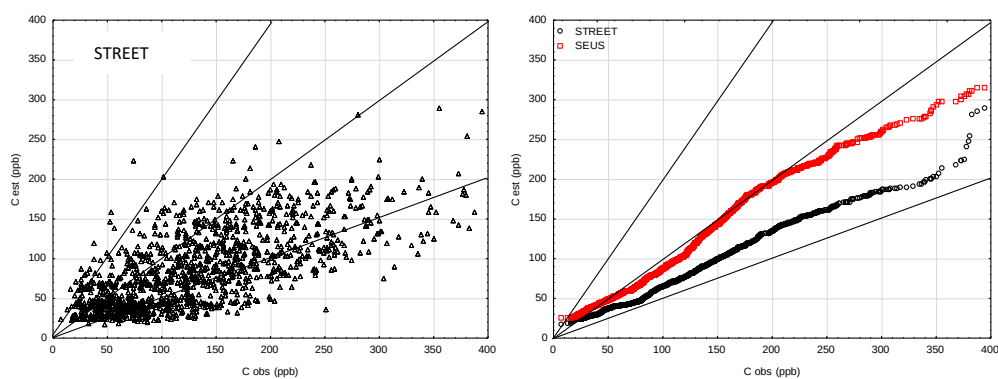
La Tabla 6.16 incluye los valores de los parámetros estadísticos (Chang y Hanna, 2004) calculados para evaluar el desempeño de los modelos para el caso de la totalidad de los datos. El error cuadrático medio normalizado es similar en todos los casos, presentando el OSPM el menor valor (40%). La fracción de datos ubicados dentro de un factor 2 de las observaciones es también similar para todos los modelos, los valores más altos (68%) se dan

también en el OSPM y en el STREET. El error fraccional es bajo en todos los casos, positivo para los modelos AEOLIUSF y OSPM y negativo para los otros.

**Tabla 6.16:** Evaluación estadística de los resultados de los 4 modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para el caso de todas las direcciones de viento. Número de casos N=4353.

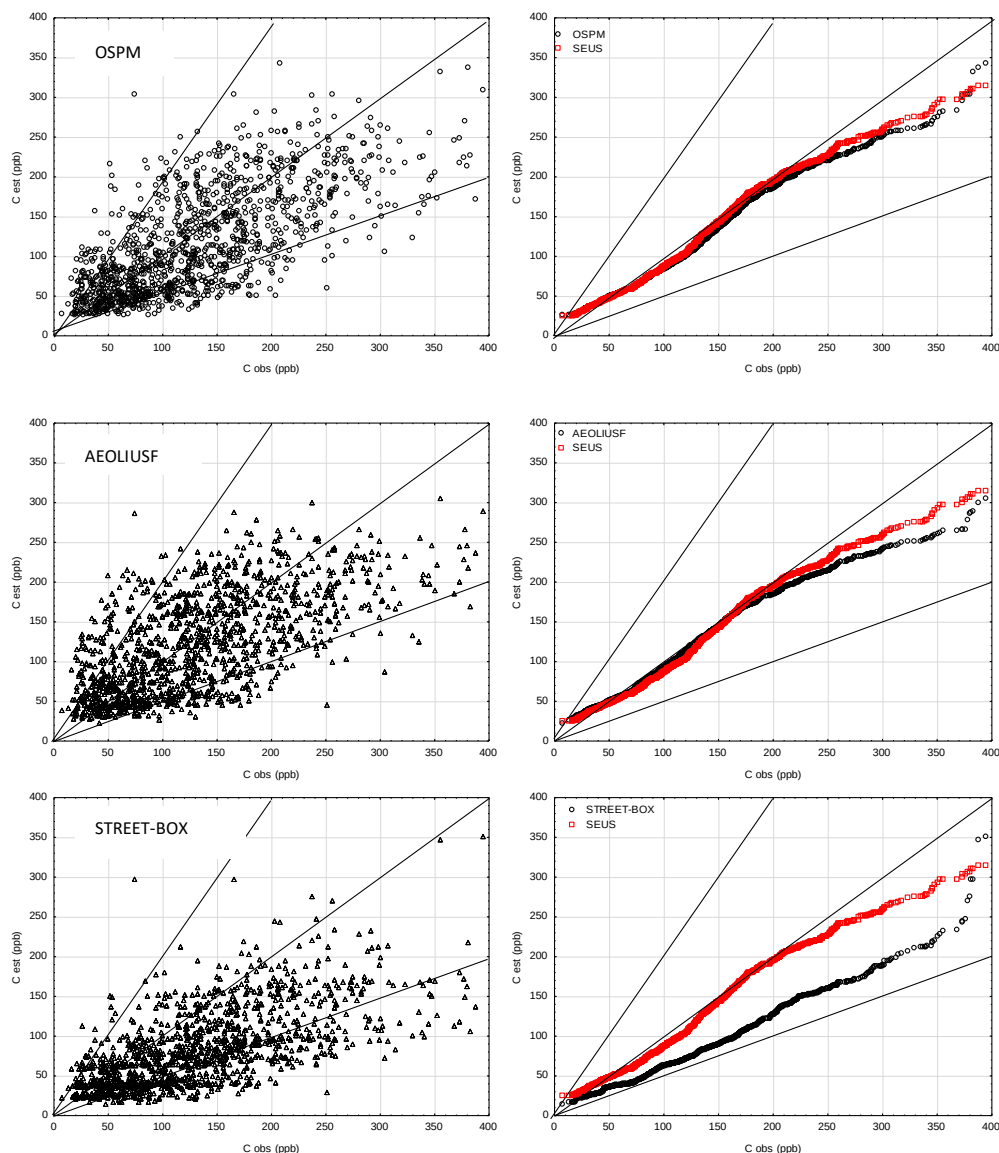
| Modelo     | Desvío | NMSE | FA2   | FB     |
|------------|--------|------|-------|--------|
| STREET     | 9.65   | 0.46 | 0.687 | 0.109  |
| OSPM       | -21.97 | 0.40 | 0.681 | -0.211 |
| AEOLIUSF   | -37.00 | 0.52 | 0.595 | -0.331 |
| STREET BOX | 8.54   | 0.56 | 0.644 | 0.096  |

La Figura 6.33 presenta el gráfico de dispersión a la izquierda, y el gráfico cuantil-cuantil a la derecha de los valores observados y estimados de concentración horaria de NO<sub>x</sub> en aire para los casos de sotavento.



**Figura 6.33:** gráfico de dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los datos observados y estimados de concentraciones de NO<sub>x</sub> para situaciones de sotavento y para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS.

## Evaluación del desempeño del modelo SEUS



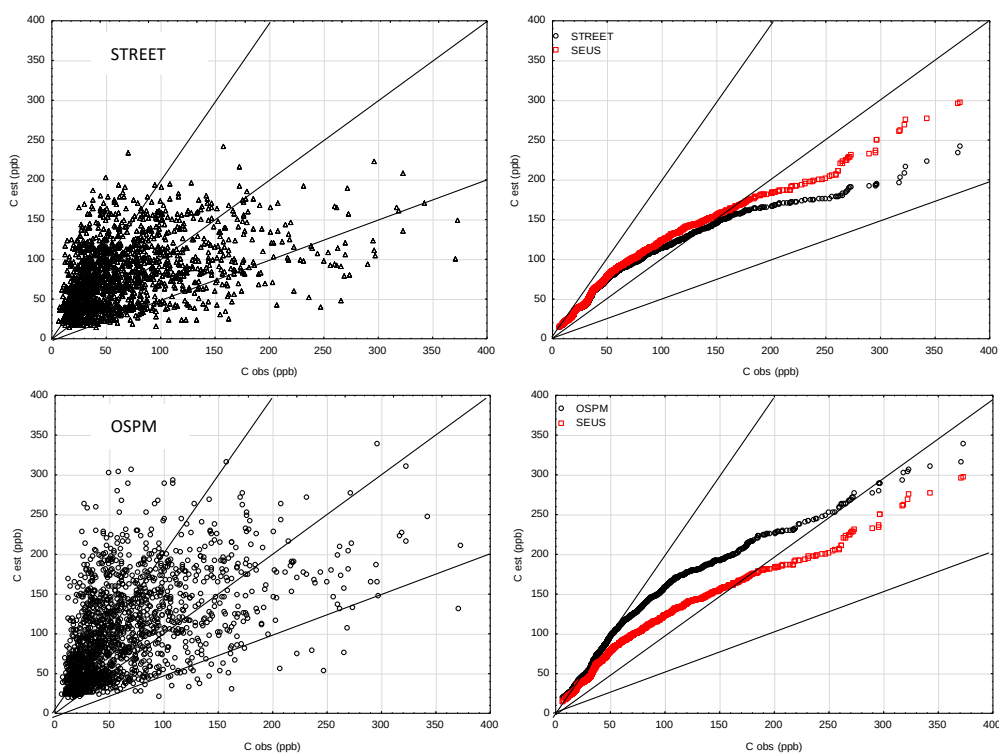
**Figura 6.33:** continuación

En general los modelos AEOLIUSF y OSPM reproducen bien los valores observados, aunque en ambos subestiman levemente la distribución para grandes valores de concentración. Esta buena concordancia entre los valores observados y estimados se puede ver también en la Tabla 6.17 en donde ambos modelos muestran un error fraccional bajo y un error cuadrático medio bajo (alrededor de 20% para ambos), la fracción de datos ubicados dentro de un factor 2 de las observaciones es alta para ambos modelos (81% AEOLIUSF y 83% OSPM). Los modelos STREET y STREET BOX muestran una subestimación más grosera y durante toda la distribución. Esto se ve reflejado en los valores no muy buenos de los estadísticos de la Tabla 6.17 a continuación, para ambos modelos.

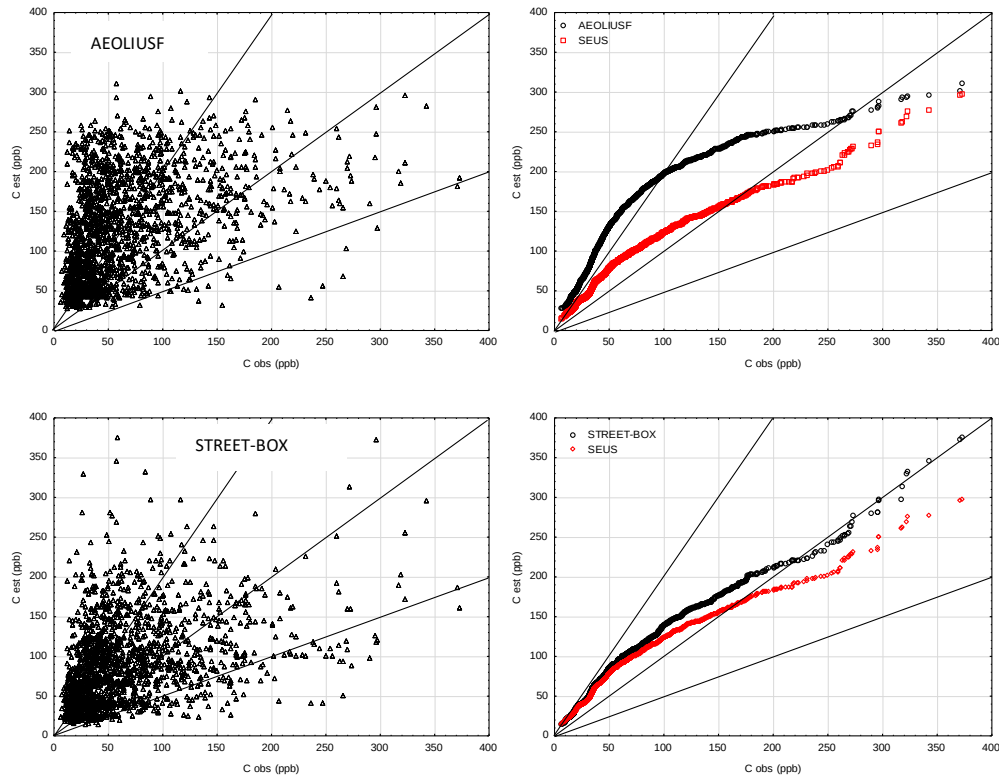
**Tabla 6.17:** Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos de situaciones de sotavento. Número de casos N=1234.

| Modelo     | desvío | NMSE | FA2   | FB    |
|------------|--------|------|-------|-------|
| STREET     | 44.32  | 0.45 | 0.685 | 0.408 |
| OSPM       | 13.00  | 0.21 | 0.839 | 0.105 |
| AEOLIUSF   | 9.10   | 0.23 | 0.81  | 0.072 |
| STREET BOX | 47.51  | 0.51 | 0.656 | 0.444 |

En la Figura 6.34 se presenta para la situación de barlovento, el gráfico de dispersión de los valores observados y estimados de concentración horaria de  $\text{NO}_x$  en aire a la izquierda y el gráfico cuantil-cuantil de las concentraciones horarias de  $\text{NO}_x$  a la derecha.



**Figura 6.34:** izquierda) dispersión entre los datos observados y estimados de concentración de  $\text{NO}_x$ . derecha) gráfico cuantil-cuantil de las concentraciones en situación de barlovento para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS.



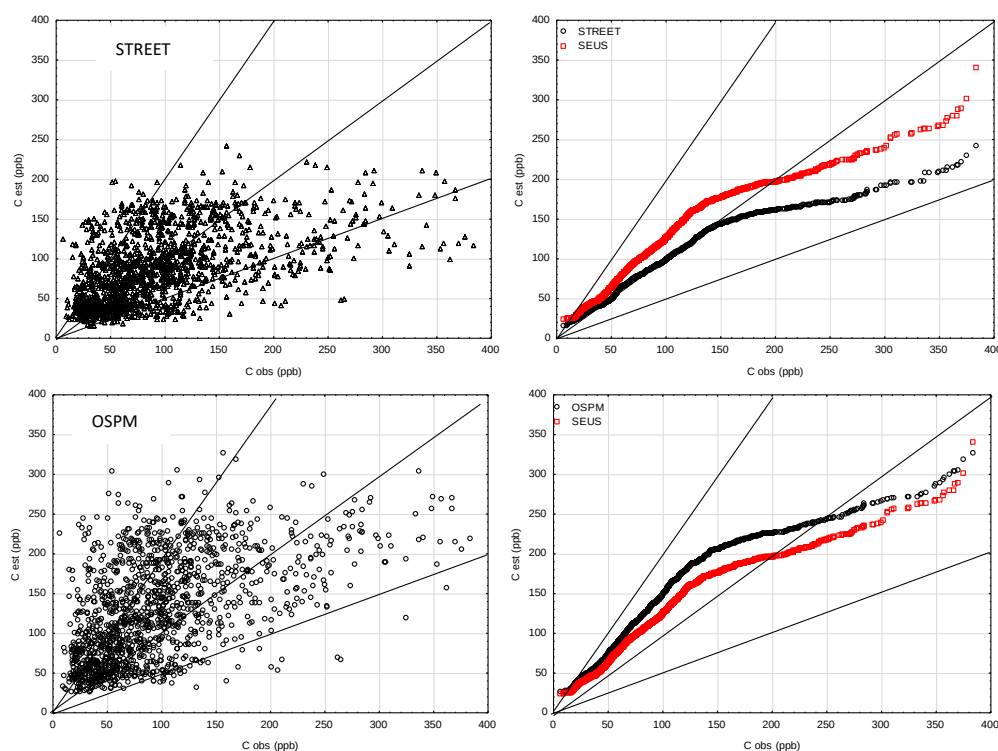
**Figura 6.34:** continuación

El caso en donde el viento sopla a barlovento, es el caso en donde los modelos peor representan los valores observados. A su vez, el modelo que peor lo hace es el AEOLIUSF. De los gráficos se destaca la gran sobreestimación que se produce. De la Tabla 6.18, en donde se muestran los valores estadísticos de los resultados de los cuatro modelos para esta situación, se muestra que el error cuadrático medio normalizado para este modelo es muy alto (101%), la fracción de datos ubicados dentro de un factor 2 de observaciones es bajo y el error fraccional es negativo y alto. Para los otros tres modelos la representación si bien mejora un poco, tampoco es muy buena, siendo el STREET el modelo que más se acerca a los valores observados.

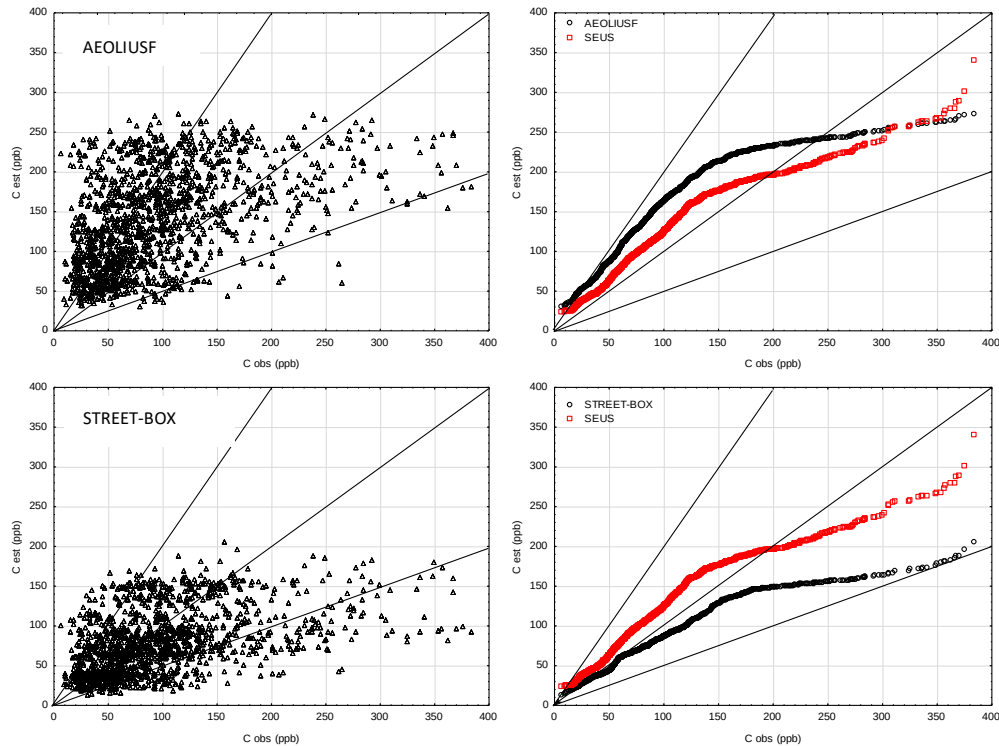
**Tabla 6.18:** Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos de situaciones de barlovento. Número de casos N=1725.

| Modelo            | desvío | NMSE | FA2   | FB     |
|-------------------|--------|------|-------|--------|
| <b>STREET</b>     | -12.44 | 0.54 | 0.638 | -0.177 |
| <b>OSPM</b>       | -37.20 | 0.68 | 0.554 | -0.449 |
| <b>AEOLIUSF</b>   | -64.11 | 1.01 | 0.408 | -0.666 |
| <b>STREET BOX</b> | -25.54 | 0.72 | 0.57  | -0.332 |

El gráfico de la Figura 6.35 muestra el grafico de dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) de los valores observados y estimados de concentración horaria de NO<sub>x</sub> en aire para los casos en que la dirección del viento es paralela al eje de la calle.



**Figura 6.35:** gráfico de dispersión (izquierda) y cuantil-cuantil (derecha) entre los datos observados y estimados de concentraciones de NO<sub>x</sub> para los casos en que la dirección del viento es paralelo al eje de la calle y para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS.



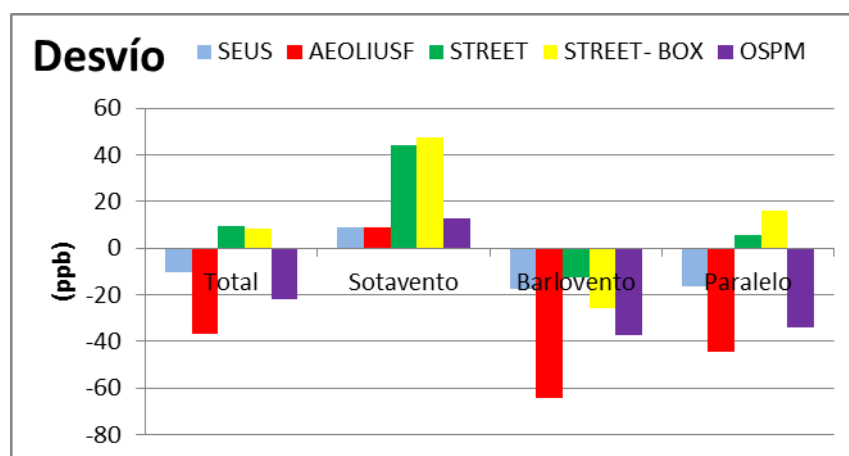
**Figura 6.35:** continuación

Para el caso en donde el viento es casi paralelo al eje de la calle, se da un patrón parecido al de barlovento para los modelos AEOLIUSF y OSPM en donde se sobreestiman los valores más bajos y se subestiman los más altos. Presentan sin embargo, diferencias importantes en los valores estadísticos. En este caso, de la Tabla 6.19, el error cuadrático medio no es tan alto como lo era para barlovento, para ambos modelos aproximadamente el 65% de los valores estimados se encuentran dentro de un factor 2 de las observaciones y el error fraccional es más bajo que en el caso anterior. Los modelos STREET BOX y STREET, especialmente el segundo, se desempeñan mejor para esta situación del viento que los otros dos modelos. El 75% de los valores se encuentra dentro de 0.5 y 2 veces los valores observados, el error fraccional para ambos modelos es bajo y el error cuadrático medio normalizado es aceptable.

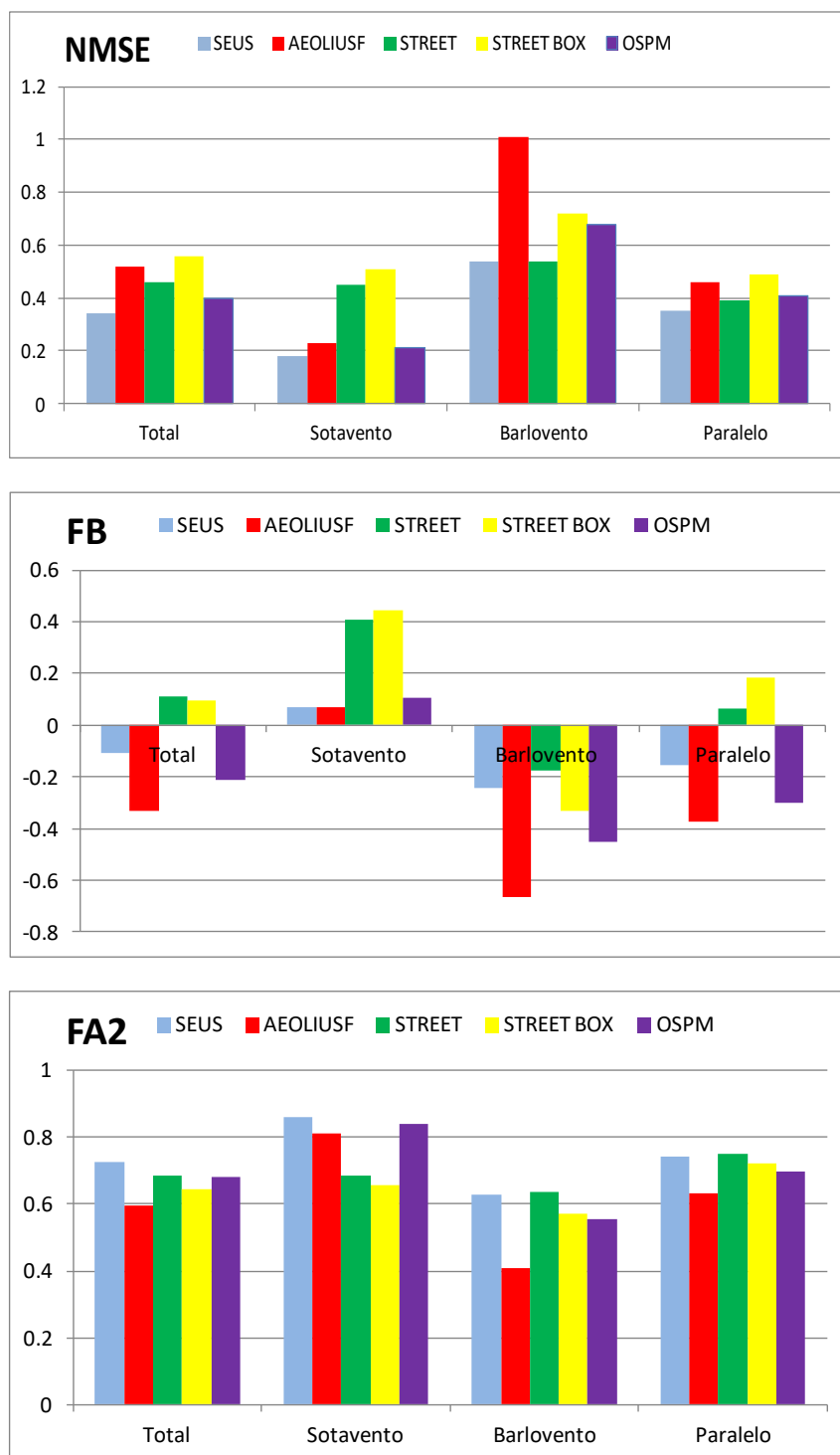
**Tabla 6.19:** Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos en que el viento es paralelo a la calle. Número de casos N=1394.

| Modelo     | desvío | NMSE | FA2   | FB     |
|------------|--------|------|-------|--------|
| STREET     | 5.81   | 0.39 | 0.752 | 0.063  |
| OSPM       | -34.09 | 0.41 | 0.699 | -0.302 |
| AEOLIUSF   | -44.29 | 0.46 | 0.634 | -0.375 |
| STREET BOX | 16.23  | 0.49 | 0.723 | 0.185  |

A continuación (Figura 6.36) se presentan los gráficos de los valores estadísticos (desvío medio, error cuadrático medio, error fraccional medio, factor 2) que ayudan a la interpretación de la comparación entre los distintos modelos con SEUS. El análisis se hace para las distintas situaciones de dirección del viento: sotavento, barlovento y paralelo y para todos los datos juntos. Para un modelo "perfecto", el error cuadrático medio normalizado y el error fraccional deben ser cero y el factor 2 debe ser igual a uno.



**Figura 6.36:** indicadores estadísticos que permiten la interpretación de la comparación entre los modelos para las distintas condiciones de viento: desvío medio; error cuadrático medio normalizado; error fraccional medio; factor 2.



**Figura 6.36:** continuación

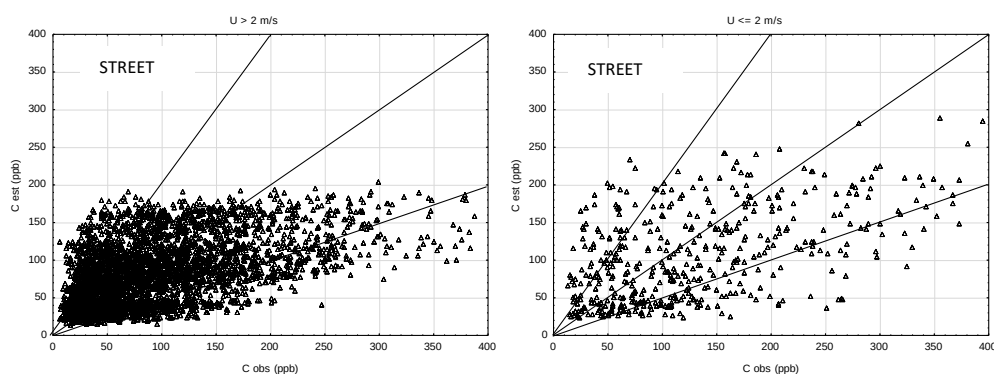
El modelo SEUS presenta el menor desvío respecto de los valores observados para la totalidad de los datos y para el caso de sotavento. Para las otras condiciones de viento, si bien el modelo presenta un pequeño desvío, los menores se dan por parte del modelo STREET y STREET- BOX. Tomando el gráfico en donde se ilustran los errores cuadráticos medios normalizados de las

estimaciones de cada uno de los modelos, correspondientes a cada situación se observa en general que las estimaciones de los modelos SEUS y OSPM son las que presentan los errores cuadráticos medios normalizados más pequeños. Los errores cuadráticos medios normalizados obtenidos en las estimaciones del SEUS son: 34% (total), 18% (sotavento), 54% (barlovento), 35% (paralelo).

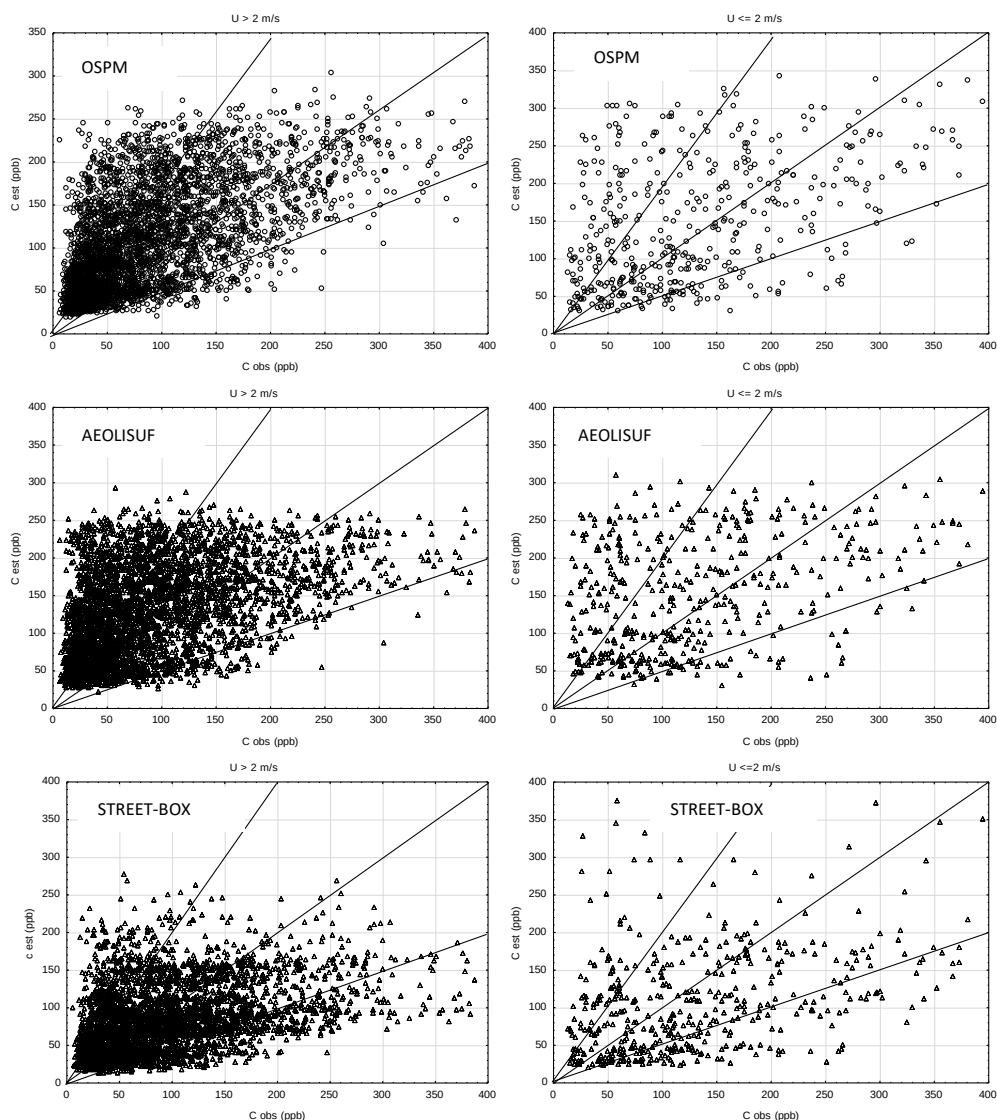
Del gráfico de los valores del error fraccional medio calculados para las estimaciones de cada uno de los modelos en las distintas condiciones de viento se puede ver que los menores errores fraccionales están asociados a las estimaciones obtenidas por los modelos SEUS cuyos errores varían entre -24.1% y 6.9% y para el STREET (excepto a sotavento donde su valor llega a 40.8%).

El modelo con mayor porcentaje de valores estimados comprendidos entre 0.5 y 2 veces de los valores observados es el SEUS seguido por el OSPM. Para el SEUS los valores de FA2 varían entre 63% (para la situación en donde todos los modelos presentan su menor valor: barlovento) y 86% (para la situación en donde todos los valores presentan su mayor valor: sotavento).

A continuación (Figura 6.37) se presentan los gráficos de dispersión entre la concentración estimada versus la observada para los casos en los que la velocidad del viento es leve (menor o igual a 2 m/s) y en donde es fuerte (mayor a 2 m/s) respectivamente.



**Figura 6.37:** dispersión de concentración estimada y observada de  $\text{NO}_x$  en Av. Córdoba para los casos en que  $U > 2$  m/s (izq.) y para los casos en que  $U \leq 2$  m/s (der.) para los distintos modelos. La línea roja representa la distribución de concentración del modelo SEUS.



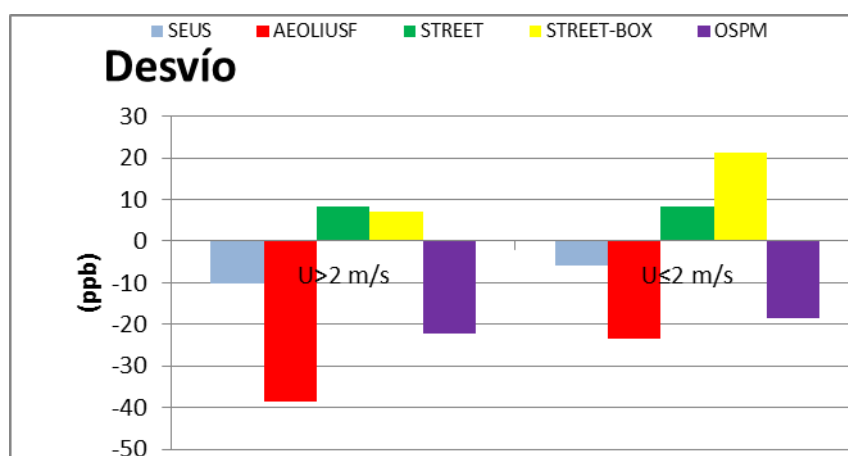
**Figura 6.37:** continuación

La Tabla 6.20 muestra la evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (AEOLIUSF, OSPM, STREET, STREET-BOX) para los casos en que el viento es menor o igual a 2 m/s, mayor a 2 m/s y para todos los casos. En general los modelos tienen un mejor resultado cuando la velocidad del viento es mayor a 2 m/s que para los casos de viento ambiental débil.

**Tabla 6.20:** Evaluación estadística de los resultados de los cuatro modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX) para los casos en que el viento es mayor o igual a 2 m/s, menor a 2 m/s y para todos los casos.

| MODELOS           | STREET  |         | OSPM    |         | AEOLIUSF |         | STREET BOX |         |
|-------------------|---------|---------|---------|---------|----------|---------|------------|---------|
|                   | U>2 m/s | U≤2 m/s | U>2 m/s | U≤2 m/s | U>2 m/s  | U≤2 m/s | U>2 m/s    | U≤2 m/s |
| <b>N</b>          | 3902    | 451     | 3902    | 451     | 3901     | 451     | 3902       | 451     |
| <b>Sigma Obs.</b> | 66.54   | 86.74   | 66.54   | 86.74   | 66.53    | 86.74   | 66.54      | 86.74   |
| <b>Sigma Est.</b> | 42.35   | 60.19   | 60.59   | 82.32   | 62.01    | 74.27   | 45.81      | 69.26   |
| <b>Desvío</b>     | 8.19    | 22.29   | -22.38  | -18.45  | -38.58   | -23.37  | 7.08       | 21.19   |
| <b>NMSE</b>       | 0.45    | 0.45    | 0.39    | 0.44    | 0.53     | 0.44    | 0.54       | 0.59    |
| <b>FA2</b>        | 0.691   | 0.654   | 0.685   | 0.65    | 0.589    | 0.647   | 0.65       | 0.588   |
| <b>FB</b>         | 0.096   | 0.188   | -0.223  | -0.133  | -0.356   | -0.165  | 0.083      | 0.178   |

En la Figura 6.38 se presentan los gráficos de los valores estadísticos (desvío medio, error cuadrático medio, error fraccional medio, factor 2) que ayudan a la interpretación de la comparación entre los distintos modelos con SEUS. El análisis se hace para las distintas situaciones de velocidad de viento: débil (menor o igual a 2 m/s) y fuerte (mayor a 2 m/s),



**Figura 6.38:** indicadores estadísticos que permiten la interpretación de la comparación entre los modelos para los distintos rangos de velocidades de viento: desvío medio; error cuadrático medio normalizado; error fraccional medio; factor 2.

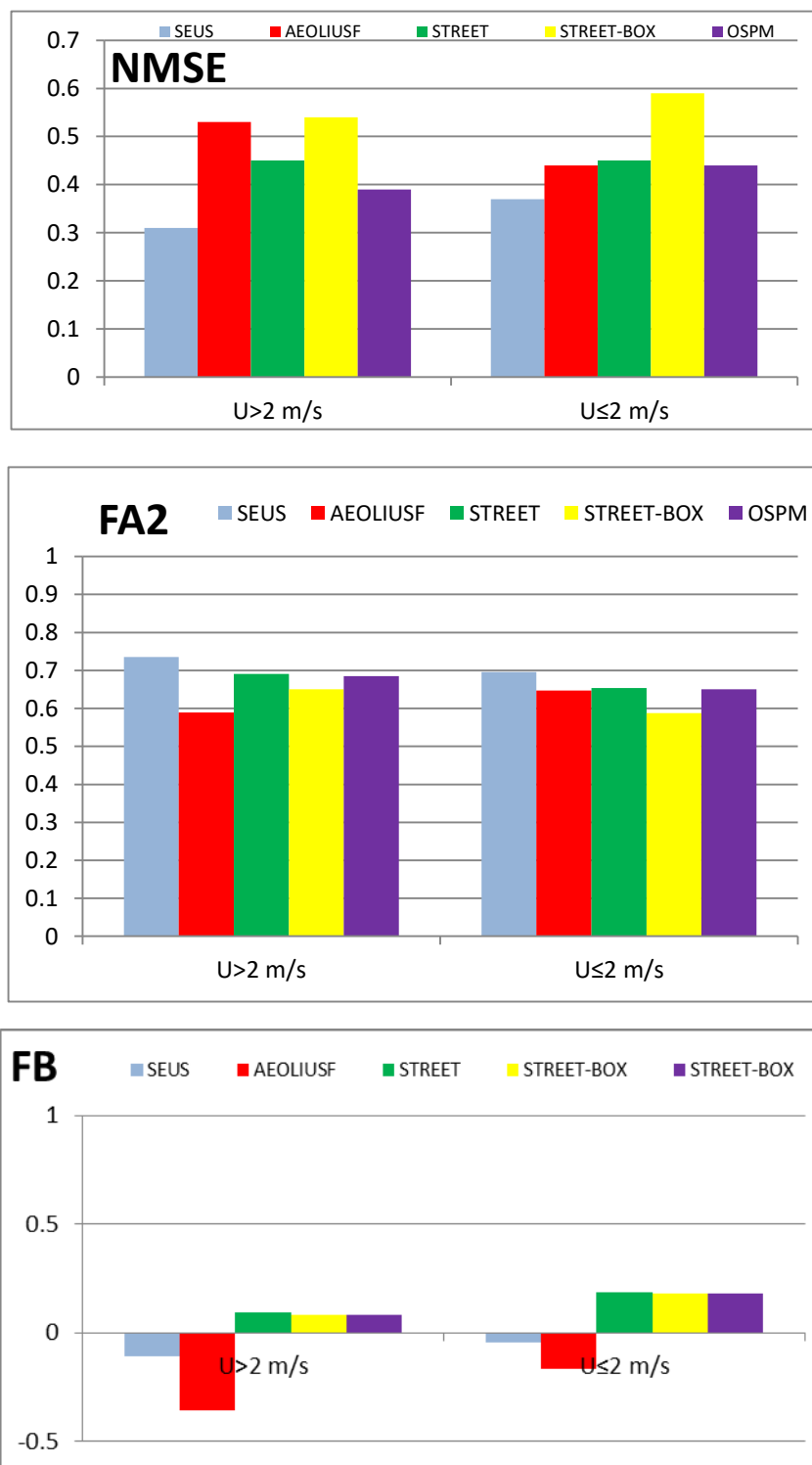
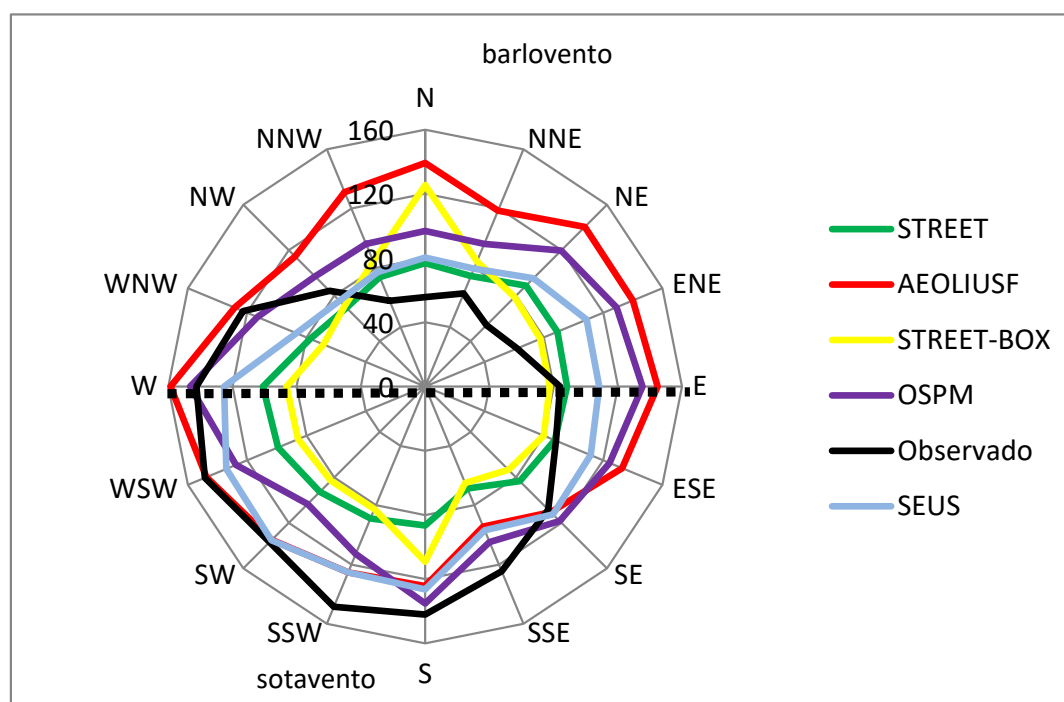


Figura 6.38: continuación

De los gráficos se puede ver que en general se presenta un mejor desempeño de los modelos cuando el viento es mayor a 2 m/s. En el caso de los modelos OSPM y SEUS muestran valores estadísticos similares y satisfactorios para

ambos rangos de velocidad del viento. Especialmente SEUS, presenta los mejores indicadores estadísticos en comparación al resto de los modelos.

La Figura 6.39 muestra las rosas de contaminación de NO<sub>x</sub> en la Avenida Córdoba para los distintos modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX, SEUS).

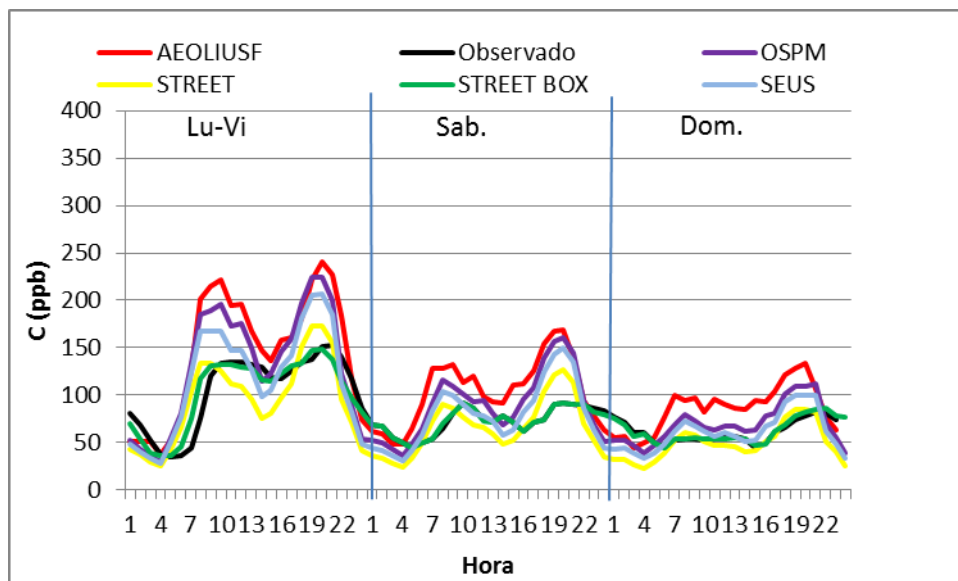


**Figura 6.39:** Rosa de contaminación de NO<sub>x</sub> en la Av. Córdoba para los modelos: STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX, SEUS. La línea negra gruesa representa la rosa de contaminación de los datos observados. La línea negra punteada representa la orientación del cañón.

En general los modelos SEUS y OSPM son los que se apartan menos de los valores observados que los modelos. Todos los modelos sobreestiman en el cuadrante N-E, especialmente el AEOLIUSF, y subestiman en el cuadrante W-S, principalmente el STREET y STREET-BOX.

Para situaciones de sotavento y paralelo puede verse que las rosas para los modelos OSPM y AEOLIUSF se asemejan casi de manera perfecta al modelo SEUS, especialmente en la región entre SW y SE. En estas regiones, los otros dos modelos tienen valores de concentraciones menores que SEUS. Para la situación de barlovento, las rosas de contaminación se apartan ligeramente de SEUS, siendo la dada por el modelo STREET la más cercana a la misma.

La Figura 6.40 muestra la marcha de  $\text{NO}_x$  para los cinco modelos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX, SEUS).



**Figura 6.40:** Marcha de concentración de  $\text{NO}_x$  en la Av. Córdoba para los modelos: STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET BOX, SEUS. La línea negra representa la marcha observada.

El modelo que más se aparta de la situación real es el AEOLIUSF, sobreestimando casi toda la marcha de concentraciones observadas. Por otro lado, el OSPM también muestra una sobreestimación en la marcha especialmente en los casos que corresponden a horas picos semanales. Por último, los modelos STREET y STREET BOX en general representan mejor la marcha original.

De la Figura se aprecia que la marcha de los modelos AEOLIUSF y OSPM son muy similares a la del modelo SEUS los fines de semana. Los días de semana, en horas laborales, la marcha de AEOLIUSF presenta valores de concentración mayores a la marcha dada por el OSPM y éste a su vez presenta mayores valores que SEUS. En horas nocturnas, los días de semana, las concentraciones para estos tres modelos son muy similares. Las marchas dadas por los otros dos modelos presentan valores de concentración inferiores para todas las horas, a excepción, de las horas de la madrugada en donde todas las marchas se acercan entre sí.

*En esta sección se compararon los resultados obtenidos por el modelo SEUS en el cañón de la Av. Córdoba para el NOx con los resultados de cuatro modelos de dispersión existentes en la bibliografía (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREE-BOX). Se estudiaron separadamente distintos casos de condiciones de direcciones de viento: proveniente de sotavento, de barlovento, paralelo al eje de la calle y la totalidad de los datos. Asimismo se realizó un estudio para dos rangos de velocidad de viento (menor o igual a 2 m/s y mayor a 2 m/s).*

*En general, los resultados de los modelos AEOLIUSF y OSPM son los que menos difieren respecto de los valores observados y resultan más adecuados para su aplicación en calones urbanos.*

*En comparación con el modelo SEUS, se concluye que éste tiene mejor desempeño que el resto de los modelos, presentando tanto una mejora en los gráficos de dispersión entre los datos observados y estimados como así también en los indicadores estadísticos.*

*Las mayores discrepancias entre las estimaciones y las observaciones pueden ser causadas debidas a la geometría irregular del cañón.*

### **7. CONCLUSIONES**

La evaluación de la contaminación atmosférica urbana originada por los vehículos requiere de mediciones y estimaciones de los niveles de calidad de aire en diferentes lugares del área. Generalmente, para caracterizar la contaminación del aire urbano, se utilizan mediciones de calidad del aire en algunos pocos puntos fijos. Esto posibilita una relativamente alta resolución temporal de su evolución, pero la resolución espacial resulta muy baja. Debe tenerse en cuenta que, reunir datos de mediciones de calidad del aire en una gran cantidad de lugares urbanos es prácticamente imposible. Existen intentos destinados a incrementar la representatividad de los datos obtenidos a partir de mediciones puntuales acoplando los mismos a aquellos obtenidos mediante modelos de dispersión atmosférica aplicados a las calles urbanas (Rao, 2009). Desafortunadamente, los modelos numéricos basados en la solución de la ecuación de dispersión atmosférica o los modelos estocásticos aplicados conjuntamente con otros modelos destinados a evaluar el flujo del aire, son todavía muy complejos para ser aplicados en la mayoría de los problemas a resolver. Los modelos más sofisticados, tales como los de Fluido-Dinámica Computacional (FDC), presentan en la actualidad dificultades para ser implementados. Por lo tanto, existe una necesidad de aplicación de modelos simples y confiables.

Como ocurre con cualquier estudio de modelación relacionado con la naturaleza y con el ambiente en particular, es importante tener en cuenta el propósito del modelado y su grado de sofisticación y complejidad (Jakeman et. al, 2006). Por otra parte, las aproximaciones y simplificaciones realizadas durante el desarrollo de los modelos no deben afectar los resultados de la aplicación del mismo. La confiabilidad de estos resultados puede ser evaluada en diferentes etapas del procedimiento de modelación. En modelos relacionados con la contaminación del aire, esas etapas están generalmente vinculadas con el problema a estudiar y con los diferentes procedimientos utilizados para determinar los datos de los parámetros de entrada requeridos por los mismos. Una alternativa que ha sido ampliamente adoptada es la utilización de modelos semi-empíricos basados en suposiciones consideradas a priori sobre el flujo del aire y las condiciones de dispersión. Estos modelos

## Conclusiones

son simples y no requieren gran capacidad computacional para su aplicación. Por esta razón, modelos como STREET (Johnson et. al, 1971), CPB (Yamartino y Wiegand, 1986), AEOLIUS (Buckland, 1998), OSPM (Berkowicz, 2000), STREET-BOX (Mensink y Lewyckij, 2001) y SEP-SCAM (Papathanassiou y otros, 2008) han encontrado una relativamente amplia aplicación (Mensink et. al, 2006).

En este trabajo de tesis se describe un modelo matemático simple de cañón, denominado SEUS (Semi-Empirical Urban Street). Este modelo urbano permite estimar la concentración de contaminantes en aire dentro de un cañón urbano en función del caudal másico de contaminantes emitidos por unidad de longitud, del ancho del cañón, de la velocidad dispersiva (que depende de las fluctuaciones de la velocidad del viento y las debidas al movimiento de los automotores) y de la concentración de fondo. La turbulencia natural del aire y la generada por los vehículos pueden ser expresadas en función de dos parámetros adimensionales ( $a$  y  $b$ , respectivamente). El parámetro  $a$  depende, entre otros factores, de la geometría de la calle, la dirección del viento y la posición del muestreador de calidad de aire. El parámetro  $b$ , a su vez, depende de las condiciones del flujo de los vehículos.

Para este análisis se consideraron dos condiciones, de acuerdo con la dirección del viento ambiental y la posición del receptor dentro del cañón urbano: "Sotaventos y paralela" y "Barlovento". Para condiciones de barlovento el término de la contribución de la turbulencia generada por el movimiento vehicular puede considerarse despreciable debido a la circulación del flujo del aire que se desarrolla dentro del cañón urbano.

Como punto de partida se encontraron las formas funcionales de los parámetros  $a$  y  $b$  las cuales se incorporaron en el modelo SEUS. Esto se realizó a partir de los datos obtenidos en cuatro cañones urbanos europeos, en Göttinger Strasse (Hannover), Schildhornstrasse (Berlín), Jagtvej (Copenhague) y Hornsgatan (Estocolmo). Dado que cada cañón tiene una dirección respecto del norte en particular y que la posición de los sensores de calidad del aire dentro de cada cañón puede diferir, la dirección del viento ambiental no puede ser utilizada como indicador común de las condiciones de

## Conclusiones

dirección del viento (proveniente de sotavento, barlovento y paralelo) para los distintos cañones. Por esto se introdujo un parámetro genérico ( $\theta$ ) como indicador común de las condiciones del flujo del aire dentro de cada cañón que depende de la dirección del viento, de la orientación y la posición del receptor dentro del cañón.

La parametrización de la turbulencia inducida por el tránsito (TPT) encontrada se ha comparado con otras cuatro parametrizaciones: la aproximación semi-empírica incorporada en el modelo de calle operacional realizado por Berkowicz et al. (1997), la formulación teórica introducida en Di Sabatino et al. (2003), y las variantes de la parametrización realizada por Di Sabatino et al. (2003) hechas por Kastner-Klein et al. (2003) y Solazzo et al. (2007). La evaluación estadística muestra un buen desempeño de la parametrización propuesta en este trabajo. La formulación teórica introducida por Di Sabatino et al. (2003), aplicada según Kastner-Klein et al. (2003), y la expresión propuesta en este trabajo muestran bajos errores y una alta fracción de valores modelados que se encuentran dentro de un factor 2 de las observaciones.

Se estudió la sensibilidad de las estimaciones  $|\delta C/C|$  del modelo SEUS a las variaciones de la magnitud de cada parámetro mediante  $|\delta C/C| = K |\delta p/p|$ , aplicando el método de propagación de errores. Como era esperable, las variaciones relativas de la emisión, del ancho del cañón y de la concentración de fondo urbano generan similares variaciones relativas en C dado que, para estas variables, es  $K=1$ . En condiciones de barlovento,  $K=1$  para  $|\delta U/U|$  y  $K=0,5$  para  $|\delta a/a|$ . En condiciones de sotavento, las variaciones relativas  $|\delta U/U|$  y  $|\delta V/V|$  producen variaciones relativas menores en C debido a que  $0,001 \leq K \leq 0,99$ . En general, las variaciones relativas de a y b tienen menor influencia en  $|\delta C/C|$  que las variaciones de otras variables.

Una vez obtenidos los valores de los parámetros a y b, se procedió a alcanzar el segundo objetivo de esta tesis doctoral: estimar las concentraciones horarias de distintos contaminantes en cañones atípicos, irregulares y complejidades a partir del modelo SEUS. Se trabajó con tres cañones reales, desde uno relativamente regular hasta uno muy irregular: Stratford Rd. (Birmingham, Inglaterra), Boulevard Andersens (Copenhague, Dinamarca) y Av. Córdoba

## Conclusiones

(Buenos Aires, Argentina). Para poder aplicar el modelo SEUS fue necesario poseer información de tránsito para cada cañón, datos de rutina meteorológica y datos de concentración de fondo. En el caso de Av. Córdoba, debido a la escasez de datos existentes de concentración de fondo, éstos han sido estimados a partir del modelo DAUMOD. Para los cañones urbanos europeos se trabajó con concentraciones de  $\text{NO}_x$  y  $\text{NO}_2$ . Para el cañón de Buenos Aires se trabajó con los mismos contaminantes así también como con concentraciones de CO. Las estimaciones de concentración de  $\text{NO}_2$  se lograron teniendo en cuenta las interacciones fotoquímicas entre NO,  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ .

Los resultados hallados fueron comparados con datos de estaciones existentes en los distintos cañones. Se compararon las marchas horarias y las rosas de contaminación observadas en cada cañón con las estimadas por el modelo. Para los tres contaminantes, las evaluaciones estadísticas entre las concentraciones estimadas y observadas fueron satisfactorias. Para evaluar el desempeño del modelo, para los tres cañones urbanos se tomó en cuenta la totalidad de datos, y se dividió en tres sectores según la dirección del viento. Las condiciones de viento consideradas para el análisis según la dirección de dónde provenía el viento fueron: sotavento ( $22.5^\circ < q \leq 157.5^\circ$ ), barlovento ( $202.5^\circ < q \leq 337.5^\circ$ ) y paralelo al eje de la calle ( $157.5^\circ < q \leq 202.5^\circ$  y  $337.5^\circ < q \leq 22.5^\circ$ ). Por último, se estudiaron dos rangos de velocidad de viento por separado: vientos débiles (mayores menores o iguales que 2 m/s) y viento más fuertes (mayores a 2 m/s). Se realizó en cada caso un análisis gráfico y estadístico de los resultados encontrados.

- *Cañón urbano de Stratford Road (Birmingham):*

Los resultados para el cañón simétrico de la calle de Stratford Road fueron muy buenos. Tanto para las concentraciones de  $\text{NO}_x$  como de  $\text{NO}_2$  el modelo se desarrolló exitosamente, mostrando para el segundo contaminante mejores resultados. Se observaron pequeños errores y altos valores de FA2, observándose siempre que las mayores concentraciones se dan en condiciones de sotavento. Asimismo, para esta condición del viento, el modelo

## Conclusiones

estima con mayor exactitud las observaciones. Las concentraciones de NO<sub>x</sub> estimadas para este caso por el modelo SEUS tienen un desvío de 12.61 ppb, un error cuadrático medio normalizado de 17%, un error fraccional de 11.2% y un porcentaje de concentraciones dentro de un factor 2 de las observaciones de 92.3%. Para las concentraciones de NO<sub>2</sub>, los estadísticos mejoran encontrando un desvío de -0.05 ppb, un NMSE de 9%, un error fraccional de -0.1% y un FA2 de 96.7%. Las rosas de contaminación se asemejan, enfatizando su cercanía a sotavento y mostrando nuevamente en este sector las mayores concentraciones. Las marchas horarias estimadas y observadas se comportan de manera similar.

- *Cañón urbano del Boulevard Andersen (Copenhague):*

Los resultados para un cañón más atípico de la calle del Boulevard Andersen fueron satisfactorios, mostrando características distintas al cañón de Stratford Rd. Es por ello que las mayores concentraciones en este caso no se dan sólo en la condición de viento proveniente de sotavento. Considerando todas las direcciones de viento, el error cuadrático medio normalizado para NO<sub>x</sub> es 30%, el FA2= 79.1% y FB= 10.9%. En este caso, el modelo SEUS subestima ligeramente los valores observados. Considerando condiciones de sotavento, barlovento y de direcciones de viento paralelas al eje del cañón, el desempeño del modelo SEUS resultó diferente en cada una de ellas, presentando los mejores resultados en condiciones de viento paralelo al eje de la calle (FA2=90%), subestimando levemente (FB=4.9%) las concentraciones observadas. En los casos de barlovento el modelo SEUS subestima y en los de sotavento, sobreestima los valores observados.

Para NO<sub>2</sub>, el modelo presenta un buen comportamiento con bajos NMSE (siempre debajo del 14%), altos FA2 (siempre mayores al 90%). Para estas concentraciones, nuevamente la condición que mejor se desempeña es cuando la dirección del viento es coincidente al eje de la calle.

Para ambas concentraciones de contaminantes, se observa que la rosa de contaminación observada presenta mayores valores cuando dirección del viento coincidente con el eje de la calle, sin embargo, el modelo SEUS estima

## Conclusiones

mayores concentraciones de lado sotavento de la calle. Esto se debe a la configuración atípica del cañón con ausencia de edificios de un lado.

Para este contaminante, las marchas horarias de valores estimados y observados se asemejan mucho encontrando pequeñas diferencias en horas laborales los días de semana y horas de madrugada los fines de semana. Para el NO<sub>x</sub>, las diferencias en horas diurnas los días de semana son irrelevantes.

- *Cañón urbano de la Av. Córdoba (Buenos Aires):*

El cañón de la Av. Córdoba es el más irregular de los considerados en el presente trabajo de tesis. Los resultados del modelo para este cañón son aceptables. Considerando todas las direcciones de viento, para NO<sub>x</sub> el error cuadrático medio normalizado es 34%, el FA2=72.3% y FB= -10.5%. En este caso, el modelo SEUS sobreestima levemente los valores observados. El desempeño del mismo es mejor en los casos de sotavento (FA2=86%) subestimando levemente (FB=6.9%) las concentraciones observadas. En condiciones de barlovento y de direcciones del viento paralelas al eje del cañón, el modelo SEUS sobreestima los valores observados.

Para NO<sub>2</sub> los resultados del modelo mejoran respecto al anterior contaminante. Considerando todas las direcciones del viento el modelo sobreestima levemente con un error cuadrático medio normalizado de 14%, un FA2=91% y un FB=-9.1%. La condición de viento de sotavento es la que mejor resultados brinda con un FA2 de 94% y un bajo FB (-6.3%).

Por último, para el caso del CO, el modelo presentó valores estadísticos más pobres. Siendo el caso de sotavento, el que mejores resultados presenta.

Las rosas de contaminación para los distintos contaminantes en la Av. Córdoba enfatizan la conclusión de que las mayores concentraciones en cañones urbanos se dan a sotavento y es en este caso donde el modelo mejor estima las concentraciones observadas. Para el NO<sub>2</sub> las rosas estimadas y observadas se asemejan más aún que para el NO<sub>x</sub>.

## Conclusiones

Las marchas estimadas se acercan mucho a las observadas, mostrando mayores diferencias en horario de entrada y salida laboral, en donde las estimaciones muestran mayores picos que las observaciones.

Para el cañón de la Av. Córdoba, los resultados del modelo SEUS han sido intercomparados con otros modelos validados existentes de dispersión atmosférica en cañones urbanos (STREET, OSPM, AEOLIUSF, STREET-BOX). Los análisis pertinentes permiten apreciar la aproximación de cada modelo para distintas direcciones y velocidad del viento. El modelo SEUS presenta el menor error cuadrático medio normalizado (34%), para todas los casos de viento seguido por OSPM (40%), STREET (46%), AEOLIUSF (52%), STREET BOX (56%). Resumidamente se puede decir que los modelos SEUS, OSPM y AEOLIUSF, muestran mejor desempeño para condiciones de sotavento (en donde el FA2 es 86%, 84% y 81% respectivamente). Para el caso del STREET y STREET BOX el desempeño es mejor para el caso en donde la dirección del viento es paralela al eje de la calle (FA2=75% y 72% respectivamente).

A pesar de su simpleza, el modelo SEUS ha mostrado ser preciso. Además, tanto su desempeño como el del modelo propuesto y validado por Berkowicz (2000) (OSPM) son muy similares. SEUS requiere una cantidad menor de información de entrada y, debido a su simplicidad, puede ser fácilmente implementado en una hoja de cálculo la cual puede utilizarse para obtener una primera estimación de la calidad del aire a nivel del suelo dentro del cañón. Por esto, resulta una herramienta útil para aplicaciones de calidad de aire.

## REFERENCIAS

- Achad, M., López, M. L., Ceppi, S., Palancar, G. G., G., y Toselli, B. M. (2014). Assessment of fine and sub-micrometer aerosols at an urban environment of Argentina. *Atmospheric Environment*, 92, 522–532.
- Aquilina, N. y Micallef, A. (2004). Evaluation of the operational street pollution model using data from European cities. *Environmental Monitoring and Assessment*, 95, 75-96.
- Albrecht, F. (1933). Untersuchungen der vertikalen luftzirkulation in der grosstadt. *Meteorologische Zeitschrift*, 50, 93-98.
- Alonso-Estébanez, A., Pascual-Muñoz, P., Yagüe, C., Lainac, R. y Castro-Fresno, D. (2012). Field experimental study of traffic-induced turbulence on highways. *Atmospheric Environment*, 61, 189-196.
- Andrade, F., Orsini, C. y Maenhaut, W. (1993). Receptor modeling for inhalable atmospheric particles in Sao Paulo, Brazil. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, B, 75, 308–311.
- Aramendia, P., Fernández Prini, R. y Gordillo G. (1995). ¿Buenos Aires en Buenos Aires? *Ciencia Hoy*, 6, 55.
- Arkouli, M., Ulke A., Endlicher, W., Baumbach, G., Schultz, E., Vogt U., Müller, M., Dawidowski, L., Faggi, A., Wolf-Benning, U. y Scheffknecht, G. (2010). Distribution and temporal behavior of particulate matter over the urban area of Buenos Aires. *Atmospheric Pollution Research*, 1, 1-8.
- Assael, M. J., Delaki, M. y Kakosimos, K. E. (2008). Applying the OSPM model to the calculation of PM<sub>10</sub> concentration levels in the historical centre of the city of Thessaloniki. *Atmospheric Environment*, 42, 65-77.
- Beatti, C. L., Longhurst, J. W. S., y Woodfield, N. K. (2001). Air quality management: evaluation of policy in the UK as exemplified by the experience of English local government. *Atmospheric Environment*, 35(8), 1479–1490.
- Berkowicz, R., Palmgren, 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. *Science of the Total Environment*, 190, 259-265.
- Berkowicz, R., Hertel, O., Larsen, S.E., Sorensen, N.N., y Nielsen, M. (1997). *Modelling Traffic Pollution in Streets*. Ministry of Environment and Energy, NERI.
- Berkowicz, R. (2000). OSPM – A parameterised street pollution model. *Environmental Monitoring & Assessment*, 65, 323-331.
- Berkowicz, R., Ketzel, M., Vachon, G., Louka, P., Rosant, J., Metsayer, P. G., y Sini, J. F. (2002). Examination of traffic pollution distribution in a street canyon using the Nantes'99 experimental data and comparison with model results. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 311-324.

## Referencias

Berkowicz, R., Britter, R. y Di Sabatino, S. (2004). Optimisation of Modelling Methods for Traffic Pollution in Streets (TRAPOS). National Environmental Research Institute, pp.114.

Berkowicz, R., Winther, M., y Ketzel, M. (2006). Traffic pollution modelling and emission data. *Environmental Modelling & Software*, 21, 454-460.

Berkowicz, R., Ketzel, M., Jensen, S. S., Hvidberg, M. y Raaschou-Nielsen, O. (2008). Evaluation and application of OSPM for traffic pollution assessment for a large number of street locations. *Environmental Modelling & Software*, 23, 296-303.

Berthouex, P. M., y Brown, L. C. (1994). Statistics for environmental engineers. Lewis publishers.

Blakanov, A., Molina, L. T. y Gauss, M. (2016). Megacity, air quality and climate. *Atmospheric Environment*, 16, 235-249

Blocken, B.; Janssen, W.D. y van Hooff, T. (2012). CFD simulation for pedestrian wind comfort and wind safety in urban areas: General decision framework and case study for the Eindhoven University campus. *Environmental Modelling & Software*, 30, 15-34.

Boddy, J.W.D., Smalley, R.J., Dixon, N.S., Tate, J.E. y Tomlin, A.S. (2005). The spatial variability in concentrations of a traffic-related pollutant in two street canyons in York, UK—Part I: The influence of background winds. *Atmospheric Environment*, 39, 3147–3161

Bocca, B., Caimi, S., Smichowski, P., Gómez, D. y Cairoli S. (2006). Monitoring Pt and Rh in urban aerosols from Buenos Aires, Argentina. *Science of The Total Environment*, 358, 255-264.

Bogo, H., Negri, R.M. y San Román, E. (1999). Continuous measurement of gaseous pollutants in Buenos Aires city, *Atmospheric Environment*, 33, 2587-2598.

Bogo, H., Gómez, D.R., Reich, S.L., Negri, R.M. y San Román, E. (2001). Traffic pollution in downtown of Buenos Aires City. *Atmospheric Environment*, 35, 1717-1727.

Bogo, H., Otero, M., Castro, P., Ozafrán, M.J., Kreiner, A., Calvo, E.J. y Negri, R. M. (2003). Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city. *Atmospheric Environment*, 37, 1135-1147.

Borge, R., Lumbreras, J., Pérez, J., de la Paz, D., Vedrenne, M., de Andrés J.M. y Rodríguez, M.E. (2014). Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain). *Science of the Total Environment*, 466-467, 809-819.

## Referencias

- Borthagaray, J.M. y Fernández Prini, R. (2001). Diagnóstico Ambiental del Área Metropolitana de Buenos Aires: Sistema de Información Ambiental, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Buenos Aires, 189 pp.
- Brasseur, O., Declerck, P., Heene, B. y Vanderstraeten, P. (2014). *Modelling black carbon concentrations in two busy canyon streets in Brussels using OSPMBC. Air quality at the street levels in Cyprus*. 9th International Conference on Air Quality – Science and Application, Garmisch-Partenkirchen, Alemania.
- Buckland, A.T. (1998). Validation of a street model in two cities. *Environmental Monitoring & Assessment*, 52, 255-267.
- Buckland, A.T. y Middleton, D.R. (1999). Nomograms for calculating pollution within street canyons. *Atmospheric Environment*, 33, 1017-1036.
- Burnett, R.T., Cakmak, S. y Brook, JR. (1998). The effect of the urban ambient air pollution mix on daily mortality rates in 11 Canadian cities. *Canadian Journal of Public Health*, 89(3),152–6.
- Carruthers, D.J., Holroyd, R.J., Hunt, J.C.R., Weng, W.S., Robins, A.G., Ashley, D.D., Thompson, D.J. y Smith, F.B. (1994). UK-ADMS: a new approach to modelling dispersion in the earth's boundary layer. *Journal of Wind Engineering*, 52, 139-153.
- Çengel, Y. A. y Cimbala, J. M. (2006). *Fluid Mechanics. Fundamentals and Applications*. The McGraw-Hill Companies. New York.
- CERC (2003). ADMS-Urban. An Urban Air Quality Management System. User Guide. Version 2.0. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd., Cambridge.
- Chang, L.Y., Hung, W.T. y Qin, Y. (1995). Assessment of vehicular emission dispersion models applied in street canyons in Guangzhou, PRC. *Environment International*, 21(1), 39-46.
- Chang, J.C. (2002). Methodologies for Evaluating Performance and Assessing Uncertainty of Atmospheric Dispersion Models. Tesis Doctoral para acceder al grado de Ph.D. en George Mason University. USA.
- Chang, J.C. y Hanna, S.R. (2004). Air quality model performance evaluation. *Meteorological Atmospheric Physics*, 87, 167-196.
- Chang, J. C., & Hanna, S. R. (2005). Technical descriptions and user's guide for the BOOT statistical model evaluation software package, Version 2.0. Available on [harmonickit.org/Kit=Download=Kit\\_key.pdf](http://harmonickit.org/Kit=Download=Kit_key.pdf).
- 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. *Atmospheric Environment*, 43, 3682-3690.

## Referencias

- Chow, J.C., Watson, J. G., Lowenthal, D. H., Solomon P. A., Magliano, K. L., Ziman, S. D. y Richards, L. W. (1992). PM<sub>10</sub> source apportionment in California's San Joaquin Valley. *Atmospheric Environment*, 18, 3335–3354.
- Chu, D. A., Kaufman, Y. J., Zibord, G., Chern, J. D., Mao, J., Li C. y Holben, B. N. (2003). Global monitoring of air pollution over land from the Earth Observing System-Terra Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 108(D21), 1-18.
- 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). *Environmental Modelling & Software*, 20, 273-277.
- Cyrys, J., Eeftens, M., Heinrich, J., Ampe, C., Armengaud, C., Beelen, R., Bellander, T., Beregszaszi, T., Birk, M., Cesaroni, G., Cirach, M., Hoogh, K., De Nazelle, A., de Vocht, F., Declercq, C., Audrius D. edel \_eo, C., Graulevi\_cien\_e, R., Grivas, G., Gruzieva, O., Hagenbjörk Gustafsson, A., Hoffmann, B., Iakovides, M., Ineichen, A., Krämer, U., Lanki, T., Lozano, P., Madsen, C., Meliefste, K., Modig, L., Mölter, A., Mosler, G., Nieuwenhuijsen, M., Nonnemacher, M., Oldenwening, M., Peters, A., Pontet, S., Probst-Hensch, N., Quass, U., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Sugiri, D., Stephanou, E. G., Taimisto, P., Tsai, M., Vaskövi, E., Villani, S., Wang, M., Brunekreef, B. y Hoek, G. (2012). Variation of NO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> concentrations between and within 36 European study areas: Results from the ESCAPE study. *Atmospheric Environment*, 62, 374-390.
- Coppalle, A. (2001). A Street canyon model for low wind speed conditions. *International journal of Environment and Pollution*, 16(1-6), 417-424.
- Cox, W. y Tikvart, J. A. (1990). Statistical Procedure for Determining the Best Performing Air Quality Simulation Model. *Atmospheric Environment*, 24, 2387-2395
- Dabderdt, W.F., Ludwig, F.L. y Johnson, W.B. (1973). Validation and applications of an urban diffusion model for vehicular pollutants. *Atmospheric Environment*, 7, 603-618.
- DePaul, F.T. y Sheih, C. M. (1985). A tracer study of dispersion in an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 19(4), 555-559.
- DePaul, F.T. y Sheih, C.M. (1986). Measurements of wind velocities in a street canyon. *Atmospheric Environment*, 20(3), 455–459.
- Derwent, R.G. y Middleton, D.R. (1996). An empirical function for the ratio NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. *Clean Air (NSCA)*, 26, 57–60.
- Di Sabatino, S.P., Kastner-Klein, R., Berkowicz, R.E., Britter, R.E. y Fedorovich, E. (2003). The modelling of turbulence from traffic in urban dispersion models – part I: theoretical considerations. *Environmental Fluid Mechanics*, 3, 129–143.
- DoD, (1996). DoD Modeling and Simulation (M&S) Verification, Validation, and Accreditation (VV&A). Department of Defense Instruction 5000.61. 15 pp.

## Referencias

- Document available from:  
<https://www.dmsomil/public/transition/vva/policiesguidance>.
- Douros, I, Kalognomou, L., Chourdakis, E., Moussiopoulos, N., Kleanthous, S. (2014). *Air quality at the street levels in Cyprus*. Proceeding of the 9<sup>th</sup> Int. Air Quality Science and Appl. Garmisch-Partenkirchen, Alemania.
- EEA. (2010). The European environment state and outlook SOER, European Environment Agency, Copenhagen ([http:// www.eea.europa.eu/soer](http://www.eea.europa.eu/soer)).
- EEA. (2013). Air quality in Europe. EEA Report No 9/2013, European Environment Agency.
- Eichhorn, J. (1996). *Validation of a microscale pollution dispersal model*. In: Air Pollution Modeling and its Application IX. Plenum Press, Nueva York.
- EMEP/CORINAIR, 2007. Emission Inventory Guidebook. 4<sup>th</sup> Edition. Update. Technical Report N° 16/2007. European Environ. .
- Organización de Naciones Unidas-Hábitat-Kit de Prensa. (2010). Estado de las ciudades del mundo, 2010/2011: Reducir la brecha urbana.
- Eskridge, R.E., y Hunt, J. C. R. (1979). Highway modeling Part I: Prediction of velocity and turbulence fields in the wake of vehicles. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 18, 387-400.
- Eskridge, R.E. y Rao, S.T. (1986). Turbulent diffusion behind vehicles: experimentally determined turbulence mixing parameters. *Atmospheric Environment*, 20, 851–860.
- Eskridge, R. E., Petersen, W. B., y Rao, S. T. (1991). Turbulent diffusion behind vehicles: effect of traffic speed on pollutant concentrations. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41(3), 312-317.
- Fagundez, L.A., Fernández V.L., Marino, T.H., Martín, I., Persano, D.A., Rivarola, Y., Benítez, M., Sadañowski, I.V., Codnia. J. y Zalts. A. (2001). Preliminary air pollution monitoring in San Miguel, Buenos Aires. *Environmental Monitoring & Assessment*, 71, 61-70.
- Fernández Prini, R. y San Román, E. (2000). Aires no tan buenos. *Encrucijadas*. UBA. Año 1. N°1, 68.
- Fenger, J. (1999). Urban air quality. *Atmospheric Environment*, 33, 4877-4900.
- Fox, D. G. (1981). Judging air quality model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 62(5), 599-609.
- Fu, L. X., Hao, J. M., Hertel, O. y Berkowicz, R. (2000). Modeling traffic-related air pollution in street canyons of Beijing. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50, 2060-2066.
- Ganguly, R. y Broderick, B.M. (2010). Estimation of CO concentrations for an urban street canyon in Ireland. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 3, 195-202.

## Referencias

Ganguly, R. y Broderich, B.M. (2011). Application of urban street canyon models for predicting vehicular pollution in an urban area in Dublin, Ireland. *International Journal of Environment and Pollution*, 44(1-4), 71-77.

Garrat, J. R. (1997). *The atmospheric boundary layer*. Cambridge University Press.

Gassmann, M.I. y Ulke, A.G. (2008). A Case Study of Biomass Burning and its Smoke Dispersion to Buenos Aires City, Argentina. *International Journal of Environment and Pollution*, 32(3), 311-331.

Georgii, H. W., Busch, H. W. y Weber, E. (1967). Untersuchung über die zeitliche und raumliche Verteilung der Immissions-Konzentration des Kohlenmonoxid in Frankfurt am Main. *Berichte des Institutes für Meteorologie und Geophysics*, der Universität Frankfurt/Main, N° 11.

GCBA. (2006). Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires. Informes sobre Índice de Tránsito.

GCBA-ACOM. (2006). Mapa Estratégico de Ruido-Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y Asociación Civil Oír Mejor.

Ghenu, A., Rosant, J.-M. y Sini, J. F. (2008). Dispersion of pollutants and estimation of emissions in a street canyon in Rouen, France. *Environmental Modelling & Software*, 23, 314-321.

Gokhale, S. B., Rebours, A. y Pavageau, M. (2005). The performance evaluation of WinOSPM model for urban street canyons of Nantes in France. *Environmental Monitoring & Assessment*, 100, 153-176.

Gronski, K. E. (1988). The influence of car speed on dispersion of exhaust gases. *Atmospheric Environment*, 22, 273-281.

Gualtieri, G. (2010). A street canyon model intercomparison in Florence, Italy. *Water, Air and Soil Pollution*, 212, 461-482.

Hanna, S.R. (1989). Confidence limits for air quality models, as estimated by bootstrap and jackknife resampling methods. *Atmospheric Environment*, 23, 1385-1395.

Hanna, S. R., Chang, J. C. y Strimaitis, D. G. (1990). Uncertainties in source emission rate estimates using dispersion models. *Atmospheric Environment*, 24(A), 2971-2980.

Harrison, R.M. y Yin, J. (2000). Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health. *Science of the Total Environment*, 249(1-3), 85-101.

Hertel, O. y Berkowicz, R. (1989a). *Modelling pollution from traffic in a street canyon. Evaluation of data and model development*. Ministry of the

## Referencias

Environment, National Environmental Research Institute. Technical Reports from NERI A-129.

Hertel, O. y Berkowicz, R. (1989b). *Operational Street Pollution Model (OSPM). Evaluation of data and model development*. Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute. Technical Reports from NERI A-135.

Hertel, O. y Berkowicz, R. (1991). *Calculations with OSPM of NO<sub>x</sub> and CO air pollution concentrations in Bredgade, Copenhagen* Danish Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute. Technical reports from NERI Technical Report No 15.

Hertel, O., Hvidberg, M., Ketzel, M., Storm, L. y Stausgaard, L. (2008). A proper choice of route significantly reduces air pollution exposure -A study on bicycle and bus trips in urban streets. *Science of the Total Environment*, 389, 58-70.

Hill, R., Jenkinson, P. y Lutman, E. (2008). Inter-comparison of Gaussian plume, street canyon and CFD models for predicting ambient concentrations of NO<sub>x</sub> and NO<sub>2</sub> at urban road junctions. In: Borrego, C. and Miranda, A. (eds.), *Air pollution modeling and its application XIX. Springer Sciences*. 657-658.

Hilst, G.R. (1970). Sensitivities of air quality prediction to input errors and uncertainties. *Proceedings of Symposium on Multiple-source Urban Diffusion Models., US. EPA, Research Triangle Park, NC* .

Holmes, N.S. y Morawska, L. (2006). A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: an overview of different dispersion models available. *Atmospheric Environment*, 40, 5902-5928.

Hosker, R.P. (1985). Flow around isolated structures and building clusters: A review. *ASHRAE Trans*, 91, 1671-1692.

Hotchkiss, R.S. y Harlow, F.H. (1973). *Air pollution transport in street canyons*, EPA-R4-73-029.

Hoydysh, W. G. y Chiu, H. H. (1971). An experimental and theoretical investigation of the dispersion of carbon monoxide in the urban complex. *American Institute of Aeronautics and Astronautics Paper N° 71-523, Urban Technology Conference*, New York, USA.

Hoydysh, W. G., Griffiths, R A. y Ogawa, Y. (1974). A scale model study of dispersion of pollution in street canyons. *APCA The 67th Annual Meeting Paper N° 74-15.7*, Denver, USA.

Hoydysh , W.G. y Dabberdt, W.F. (1988). Kinematics and dispersion characteristics of flows in asymmetric street canyons. *Atmospheric Environment*, 22(12), 2677-2689.

Hoydysh, W.G. y Dabberdt, W.F. (1994). Concentration fields at urban intersections: fluid modelling studies. *Atmospheric Environment*, 28 (11), 1849–1860.

## Referencias

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. *Atmospheric Environment*, 34, 689-698

Hunter, L.J., Johnson, G.T. y Watson, I.D. (1992). An investigation of three-dimensional characteristics of flow regimes within the urban canyon. *Atmospheric Environment*, 26b, 425-432

Hülsmann, F., Gerike, R. y Ketzel, M. (2014). Modelling traffic and air pollution in an integrated approach—the case of Munich. *Urban Climate*, 10, 732-744.

Hussain, M. y Lee, B. E. (1980). *An investigation of wind forces on three-dimensional roughness elements in a simulated atmospheric boundary layer flow. Part II: Flow over large arrays of identical roughness elements and the effects of frontal and side aspect ratio variations.* (Report BS 56). Sheffield: Dept. Building Science, University of Sheffield.

Irwin, J. S. y Hanna, S. R. (2005). Characterizing uncertainty in plume dispersion models. *International Journal of Environment Pollution*, 25, 16-24.

Jacko, R. B. (1972). A wind tunnel parametric study to determine the air pollution dispersion characteristics in an urban center. *Ph.D. Thesis*. Purdue University

Jakeman, A. J., Letcher, R. A., & Norton, J. P. (2006). Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environmental Modelling & Software*, 21(5), 602-614.

Jensen, S.S., Larson, T., Deepti, K.C. y Kaufman, J. (2009). Modeling traffic air pollution in street canyons in New York City for intra-urban exposure assessment in the US multi-ethnic study of atherosclerosis and air pollution. *Atmospheric Environment*, 43(30), 4544-4556.

Jeong, S.J. y Andrews, M.J. (2002). Application of the k-e turbulence model to the high Reynolds number skimming flow field of an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 36, 1137-1145.

Jicha, M., Pospisil, J. y Katolicky, J. (2000). Dispersion of pollutants in street canyon under traffic induced flow and turbulence. *Environmental Monitoring and Assessment*, 65, 343-351.

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.

Johnson, W.B., Ludwig, F.L., Dabbert, W.F. y Allen, R.J. (1973). An urban diffusion simulation model for carbon monoxide. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 23, 490-498.

Johnson, G.T. y Hunter, L.J. (1999). Some insights into typical urban canyon airflows. *Atmospheric Environment*, 33, 3991-3999.

## Referencias

Kalthoff, N., Baumer, D., Corsmeier, U., Kohler, M. y Vogel, B. (2005). Vehicle-induced turbulence near motorway. *Atmospheric Environment*, 39, 5737-5749.

Karppinen, A., Kukkonen, J., Elolähde, T., Konttinen, M., Koskentalo, T. y Rantakrans, E. (2000). A modelling system for predicting urban air pollution: model description and applications in the Helsinki metropolitan area. *Atmospheric Environment*, 34, 3723–3733.

Karra, S., Malki-Epshtein, L. y Neophytou, M. (2011). The Dispersion of Traffic Related Pollutants Across a Non-Homogeneous Street Canyon. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 25–34.

Kastner-Klein, P. y Plate, E.J. (1999). Wind-tunnel study of concentration fields in street canyons. *Atmospheric Environment*, 33, 3973-3979.

Kastner-Klein, P.E., Berkowicz, R. y Plate, E.J. (2000a). Modelling of vehicle induced turbulence in air pollution studies for streets. *International Journal of Environment Pollution*, 14, 496–507.

Kastner-Klein, P., Berkowicz, R. y Fedorovich, E. (2001a), Evaluation of scaling concepts for traffic-produced turbulence based on laboratory and full-scale concentration measurements in street canyons. In: *Proceedings of the Third International Conference on Urban Air Quality*, March, 2001, 19–23, Loutraki, Greece.

Kastner-Klein, P., Fedorovich, E. y Rotach, M. W. (2001b). A wind tunnel study of organised and turbulent air motions in urban street canyons. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 89, 849-861,

Kastner-Klein, P., Fedorovich, E., Ketzel, M., Berkowicz, R. y Britter, R. (2003). The modelling of turbulence from traffic in urban dispersion models-Part II: evaluation against laboratory and full-scale concentration measurements in street canyons. *Environmental Fluid Mechanics*, 3, 145–172.

Kauhaniemi, M., Kukkonen, J., Härkönen, J., Nikmo, J., Kangas, L., Omstedt, G., Ketzel, M., Kousa, A., Haakana, M. y Karppinen, A. (2011). Evaluation of a road dust suspension model for predicting the concentrations of PM<sub>10</sub> in a street canyon. *Atmospheric Environment*, 45(22), 3646–3654

Kennedy, L.M. y Kent, J.H. (1977). Wind tunnel modelling of carbon monoxide dispersal in city streets. *Atmospheric Environment*, 11, 541-547.

Ketzel, M., Berkowicz, R., Müller, W. y Lohmeyer, A. (1999). Dependence of street canyon concentrations on above roof wind speed-Implications for numerical modelling. *6th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Rouen, Francia.

Ketzel, M., Berkowicz, R., Flassak, T., Lohmeyer, A. y Kastner-Klein, P. (2001). Adaptation of results from CFD-models and wind tunnels for practical traffic pollution modelling: *Proceedings of Seventh International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory*

## Referencias

Purposes, Belgirate, Italy, 28-31 May. Obtenido de [http://www.harmo.org/conferences/Proceedings/\\_Belgirate/P261.pdf](http://www.harmo.org/conferences/Proceedings/_Belgirate/P261.pdf).

Ketzel, M. (2004). *Dispersion and Transformation of Traffic Exhaust Particles in the Urban Atmosphere*. Tesis Doctoral Department of Physics, Lund Institute of Technology, Lund University, Suecia.

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. *Atmospheric Environment*, 38, 3039- 3048.

Kim, M.J, Park, R.J. y Kim, J-J. (2012). Urban air quality modeling with full O<sub>3</sub>-NO<sub>x</sub>-VOC chemistry: Implications for O<sub>3</sub> and PM air quality in a street canyon. *Atmospheric Environment*, 47, 330-340.

Kondo, H. y Tomizuka, T. (2009). A numerical experiment of roadside diffusion under traffic-produced flow and turbulence. *Atmospheric Environment*, 43, 4137-4147.

Kukkonen, J., Valkonen, E., Walden, J., Koskentalo, T., Karppinen, A., Berkowicz, R. y Kartastenpaa, R. (2000). Measurements and modelling of air pollution in a street canyon in Helsinki. *Environmental Monitoring & Assessment*, 65, 371-379.

Kukkonen, J., Valkonen, E., Walden, J., Koskentalo, T., Aarnio, P., Karppinen, A., Berkowicz, R. y Kartastenpaa, R. (2001). A measurement campaign in a street canyon in Helsinki and comparison of results with predictions of the OSPM model. *Atmospheric Environment*, 35, 231-243.

Kukkonen, J., Partanen, L., Karppinen, A., Walden, J., Kartastenpää, R., Aarnio, P., Koskentalo, T. y Berkowicz, R. (2003). Evaluation of the OSPM model combined with an urban background model against the data measured in 1997 in Runenberg Street, Helsinki. *Atmospheric Environment*, 37, 1101-1112.

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.

Langmer, C. y Klemm, O. (2011). A Comparison of Model Performance between AERMOD and AUSTAL2000. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 61, 640-646.

Lapierre, D. y Moro, J. (2001). *Era medianoche en Bophal*. Editorial Planeta.

Ley N°1356/LCABA/04. (2004). Regula la preservación del recurso aire y la prevención y control de la contaminación atmosférica. Legislatura de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. <http://www.cedom.gov.ar/es/legislacion/normas/leyes/ley1356.html>

Li, X-X., Leung, D.Y.C., Liu, C-H. y Lam, K.M. (2008). Physical modeling of flow field inside urban street canyons. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47, 2058-2067.

## Referencias

- Li, X.-X., Britter, R.E., Norford, L.K., Koh, T.-Y. y Entekhabi, D. (2012). Flow and pollutant transport in urban street canyons of different aspect ratios with ground heating: large-Eddy simulation. *Boundary-Layer Meteorology*, 142, 289-304
- Longhurst, J. W. S., Lindley, S. J., Watson, A. F. R., & Conlan, D. E. (1996). The introduction of local air quality management in the United Kingdom: A review and theoretical framework. *Atmospheric Environment*, 30(23), 3975–3985.
- Louka, P., Sahm, P., Ketzel, M., Theodoridis, G., Sini, J.-F. y Moussiopoulos, N. (2000). An intercomparison of microscale models for the flow and dispersion characteristics in urban areas. *EUROTRAC-2 Symposium*, Garmisch-Partenkirchen, Germany.
- Madalozzo, D. M. S., Braun, A. L., Awruch, A. M., y Morsch, I. B. (2014). Numerical simulation of pollutant dispersion in street canyons: Geometric and thermal effects. *Applied Mathematical Modelling*, 38(24), 5883-5909.
- Mangia, C., Bruni, A., Cervino, M. y Gianicolo, E. A. L. (2011). Sixteen-year air quality data analysis of a high environmental risk area in Southern Italy. *Environmental Monitoring & Assessment*, 183, 555–570.
- Manning, A.J., Nicholson, K.J., Middleton, D.R. y Rafferty, S.C. (2000). Field study of wind and traffic to test a street canyon pollution model. *Environmental Monitoring & Assessment*, 60, 283-313.
- Martin, S., Dawidowski, L., Mandalunis, P., Cereceda-Balic, F. y Tasat, D. R. (2007). Characterization and biological effect of Buenos Aires urban air particles on mice lungs. *Environmental Research*, 105, 340-349.
- Martin, P., Cabañas, B., Villanueva, F., Gallego, M. P., Colmenar, I. y Salgado, S. (2010). Ozone and Nitrogen Dioxide Levels Monitored in an Urban Area (Ciudad Real) in central-southern Spain. *Water, Air and Soil Pollution*, 208, 305–316.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. (1991). Air pollution model for an urban area. *Atmospheric Research*, 26, 165-179.
- Mazzeo, N. A. (1992). Problemas Atmosféricos Críticos. En Galloni M. C. (editora) *Problemas y Soluciones Ambientales Argentinos*. Rommers. Argentina.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. (2002). Estimation of Cumulative Frequency Distribution for Carbon Monoxide Concentration from Wind Speed Data, at Buenos Aires (Argentina). *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 2(5-6), 419-432.
- Mazzeo, N.A., Martin, P.B. y Venegas, L.E. (2003). Concentración de CO, viento y flujo vehicular en un cañón urbano. *13º Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente*. AIDIS. CD-ROM. Trabajo 17. Buenos Aires, Argentina.

## Referencias

- Mazzeo, N. A. y Venegas, L.E. (2004). Some aspects of air pollution in Buenos Aires City (Argentina). *International Journal of Environment and Pollution*, 22, 365-378.
- Mazzeo, N.A., Venegas, L.E. y Choren, H. (2005). Analysis of NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> concentrations measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime. *Atmospheric Environment*, 39, 3055-3068.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. (2005). Evaluation of turbulence from traffic using experimental data obtained in a street canyon. *International Journal of Environment and Pollution*, 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, 93-110.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. (2008). Design of an air quality surveillance system for Buenos Aires city integrated by a NO<sub>x</sub> monitoring network and atmospheric dispersion models. *Environmental Modeling and Assessment*, 13(3), 349-356.
- Mazzeo, N.A., Pineda Rojas, A.L. y Venegas, L.E. (2010). Carbon monoxide emitted from the city of Buenos Aires and transported to neighbouring districts. *Latin American Applied Research*, 40, 267-273.
- Mazzeo, N.A. y Venegas, L.E. (2010). Chapter 2: Development and application of a methodology for designing a multi-objective and multi-pollutant air quality monitoring network for urban areas. En A. Kumar (Ed.), *Air Quality*, (pp. 23-47). Rijeka: InTech.
- 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. *International Journal of Environment and Pollution*, 40(1/2/3), 195-209.
- Mazzeo, N.A., y Venegas, L.E. (2011). Study of natural and traffic-producing turbulences analysing full-scale data from four street canyons. *International Journal of Environment Pollution*, 47, 290-301.
- Mazzeo, N.A., Dezzutti, M.C. y Venegas, L.E. (2012). A Simple Semi-Empirical Urban Street Canyon Model. *Proceedings of the 8th International Conference on Air Quality – Science and Application*. Atenas, Grecia.
- McHugh, C.A., Carruthers, D.J. y Edmunds, H.A. (1997). ADMS-Urban: An air quality management system for traffic, domestic and industrial pollution. *International Journal of Environment & Pollution*, 8, 437–440.
- Mensink, C. y Lewyckij, N. (2001). A simple model for the assessment of air quality in streets. *International Journal of Vehicle Design*, 27, 242-250.
- Mensink, C., Lewyckij, J. y Janssen, L. (2002). A new concept for air quality modelling in street canyons. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2, 339–349.
- Mensink, C., Lefebvre, F., Janssen, L. y Cornelis, J. (2006). A comparison of

## Referencias

three street canyon models with measurements at an urban station in Antwerp, Belgium. *Environmental Modelling & Software*, 21, 514-519.

Mohan, M., y Kandya, A. (2007). An Analysis of the Annual and Seasonal Trends of Air Quality Index of Delhi. *Atmospheric and Environment*, 131, 267–277.

Molina, L. T., Molina, M. J. Slott, R. S., Kolb, C. E., Gbor, P. K., Meng, F., Singh, R. B., Galvez, O., Sloan, J. J., Anderson, W. P., Tang, X., Hu, M., Xie, S., Shao, M., Zhu, T., Zhang, Y. H., Gurjar, B. R., Artaxo, P. E., Oyola, P., Gramsch, E., Hidalgo, D. y Gertler, A. G. (2004). Air Quality in Selected Megacities. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(12), 1-73.

Montgomery, D. C. (1996). *Design and Analysis of Experiments*. 4a. Edition. Wiley. New York.

Moonen, P., Gromke, C. y Dorer, V. (2013). Performance assessment of Large Eddy Simulation (LES) for modelling dispersion in an urban street canyon with tree planting. *Atmospheric Environment*, 75, 66-76.

Morris, R. E., y Myers, T. C. (1990). *User's guide for the Urban Airshed Model. Volume 1. User's manual for UAM (CB-IV)* (No. PB-91-131227/XAB). Systems Applications, Inc., San Rafael, CA (USA).

Moussiopoulos, N., Van den Hout, K.D., Larssen, S., Samaras Z., Gjerstad, K.I., Mellios, G., Papathanasiou, A. y Eleftheriadou, S. (2004).. *Summary note reflecting the objectives and the current status. (comunicación personal)* ETC/ACC's "Street Emission Ceilings" (SEC) Project 7pp.

Murena, F., Garofalo, N. y Favale, G. (2008). Monitoring CO concentration at leeward and windward sides in a deep street canyon. *Atmospheric Environment*, 42, 8204-8210.

Murena, F., Favale, G., Vardoulakis, S. y Solazzo, E. (2009). Modelling dispersion of traffic pollution in a deep street canyon: Application of CFD and operational models. *Atmospheric Environment*, 43(14), 2303–2311

Murena, F. (2012). Monitoring and modelling carbón monoxide concentrations in a deep street canyon: application of a two-box model. *Atmospheric Pollution Research*, 3, 311-316.

Nakamura, Y. y Oke, T.R. (1988). Wind, temperature and stability conditions in an east-west oriented urban canyon. *Atmospheric Environment*, 22, 2691–2700.

Navy. (1999): Verification, Validation, and Accreditation (VV&A) of Models and Simulations. Secretary of Navy Instruction (SECNAVINST) 5200.40, 21 pp.

Nicholson, S.E. (1975). A pollution model for street-level air. *Atmospheric Environment*, 9, 19–31.

## Referencias

Nikolovaa, I., Janssena, S., Vosa, P., Vranckena, K., Mishrab, V. y Berghmansa, P. (2011). Dispersion modelling of traffic induced ultrafine particles in a street canyon in Antwerp, Belgium and comparison with observations. *Science of The Total Environment*, 412-413, 336-343.

Ntziachristos, L. y Samaras, Z. (2000). *COPERT III. Computer programme to calculate emissions from road transport*. European Environment Agency, 90pp.

Oke T. R. (1988). Street design and urban canopy layer climate. *Energy and Buildings*, 11, 103-113.

Oke, T.R. (1996). *Boundary Layer Climates*, second ed. Routledge, London.

Olesen, H.R. (1995). Regulatory dispersion modelling in Denmark. *International Journal of Environment and Pollution*, 5, 412-417.

Oreskes, N., K. Shrader-Frechette, and K. Belitz, 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science*, 263, 641-646.

Organización de Naciones Unidas-Hábitat-Kit de Prensa. (2010). Estado de las ciudades del mundo, 2010/2011: Reducir la brecha urbana.

Ozcan, H. K., (2012). Long Term Variations of the Atmospheric Air Pollutants in Istanbul City. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9, 781-790.

Palmgren, F., Berkowicz, R., Ziv, A. y Hertel, O. (1999). Actual car fleet emissions estimated from urban air quality measurements and street pollution models. *The Science of the Total Environment*, 235, 101-109.

Papathanassiou, A., Douros, I. y Moussiopoulos, N. (2008). A simplified three dimensional approach to street canyon modelling using SEP-SCAM. *Environmental model software*, 23, 304-313.

Parra, M.A., Santiago, J.L., Martín, F., Martilli, A. y Santamaría, J.M. (2010). A methodology to urban air quality assessment during large time periods of winter using computational fluid dynamic models. *Atmospheric Environment*, 44, 2089-2097.

Parrish, D. D., Singh, H.B., Molina, L., y Madronich, S. (2011). Air quality progress in North American megacities: A review. *Atmospheric and Environment*, 45, 7015-7025.

Pavageau, M., Rafailidis, S., y Schatzmann, M. (1997). A comprehensive experimental databank for the verification of urban car emission dispersion models. *International Journal of Environment and Pollution*, 8(3), 738-746.

Perry, R. H., Chilton C. H. y Kirkpatrick S. D. (Eds). (1963). *Perry's Chemical Engineer's Handbook*, 4<sup>th</sup> Ed. Mc-Graw Hill. New York.

## Referencias

Plate, E.J. (1982). Windkanalmodellierung von Ausbreitungsvorgängen in Stadtgebieten. Kolloquiumsbericht *Abgasbelastungen durch den Straßenverkehr*, Verlag TÜV Rheinland.

Querol, X., Alastueya, A. C.R, Artiñanob, B., Hansson, H.C., Harrison, R.M , Buringh, E., ten Brinkf, H.M., Lutz, M., Bruckmannh, P., Straehli, P. y Schneiderj, J. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38, 6547–6555.

Qin, Y. y Kot, S. C. (1993). Dispersion of vehicular emission in street canyons, Guangzhou city South China (P.R.C.). *Atmospheric Environment*, 27b(3), 283-291.

Raaschou-Nielsen, O., Hertel, O., Vignati, E., Berkowicz, R., Jensen, S. S., Larsen, V. B., Lohse, C. y Olsen, J. H. (2000). An air pollution model for use in epidemiological studies: evaluation with measured levels of nitrogen dioxide and benzene. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 10, 4-14.

Rafailidis, S. (1997). Influence of building area density and roof shape on the wind characteristics above a town. *Boundary-Layer Meteorology*, 85, 255–271.

Rao, K. S., Gunter, R. L., White, J. R. y Hosker, R. P. (2002). Turbulence and dispersion modelling near highways. *Atmospheric Environment*, 36, 4337-4346.

Rao, S.T. (2009). Environmental monitoring and modeling needs in the 21st century. *Air & Waste Management Association EM: The Magazine for Environmental Managers*. Octubre, 2009, 3-4.

Reich, S. L., Magallanes, J., Dawidowski, L., Gomez, D. R., Groslev, N. y Zupan J., (2006). An analysis of secondary pollutants in Buenos Aires city. *Environmental Monitoring & Assessment*, 119, 441-457.

Rey Pastor J., Pi Calleja, P. y Trejo, C. A. (1965). *Análisis Matemático. Vol. 3. Análisis Funcional y Aplicaciones*. Edición 3º. Editorial Kapelusz. Buenos Aires.

Riain, C.M.N., Fisher, B., Martin, C.J. y Littler, J. (1998). Flow field and pollution dispersion in a central London street. *Environmental Monitoring & Assessment*, 52, 299–314.

Richter, D.U.R. y Williams, W.P. (1998). Assessment and management of urban air quality in Europe. EEA Monograph no. 5. European Environment Agency, Copenhagen Rubio, M.A., Lissi, E., Jorquera, H., Salinas, E., Castro, J., Cádiz, M. (2008). Carbon monoxide concentrations in Santiago City at street levels and their vertical gradient. *Environmet Monitoring & Assessment*, 140, 161-173.

Rubio, M.A., Lissi, E., Jorquera, H., Salinas, E., Castro, J., Cádiz, M. (2008). Carbon monoxide concentrations in Santiago City at street levels and their vertical gradient. *Environmet Monitoring And Assessment*, 140, 161-173.

## Referencias

Sahlodin, A.M., Sotudeh-Gharebagh, R. y Zhu, Y. (2007). Modeling of Dispersion near Roadways Based on the Vehicle-Induced Turbulence Concept. *Atmospheric Environment*, 41, 92–102.

Sarlingo, M. (1998). Venenos en la sangre. Breve descripción de la contribución de la especie humana a la contaminación del planeta. Proyecto ecología política, interdisciplinariedad y cambio social, FACSO-UNICEN. <http://www.soc.unicen.edu.ar>.

Schatzmann, M., Chauvet, Ch., Leidl, B., Glanert, T., Berkowicz, R., Ketzel, M. y Palmgren, F. (2001). Comparison of Jagtvej field data set with corresponding wind tunnel results, *7th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Belgirate, Italy. Obtenido de: [www.harmo.org/conferences/belgirate/7harmo.asp](http://www.harmo.org/conferences/belgirate/7harmo.asp)

Schatzmann, M. y Leidl, B. (2011). Issues with validation of urban flow and dispersion CFD models. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 99(4), 169-186.

Schuenemeyer, J., y Drew, L. (2011). Statistics for earth and environmental scientists. John Wiley y Sons.

Sini, J.-F., Anquetin, S. y Mestayer, P.G. (1996). Pollutant dispersion and thermal effects in urban street canyons. *Atmospheric Environment*, 30(15), 2659–2677.

Solazzo, E., Vardoulakis, S., y Cai, X. (2007). Evaluation of traffic producing turbulence schemes within operational dispersion model using roadside measurements. *Atmospheric Environment*, 41, 5357–5370.

Solazzo, E., Cai, X. y Vardoulakis, S. (2009). Improved parameterisation for the numerical modelling of air pollution with an urban street canyon, *Environmental Modelling & Software*, 24, 381-388.

Solazzo, E., Vardoulakis, S. y Cai, X. (2011). A novel methodology for interpreting air quality measurements from urban streets using CFD modelling. *Atmospheric Environment*, 45, 5230-5239.

Soulhac, L., Salizzoni, P., Mejean, P. y Perkins, R.J. (2013). Parametric laws to model urban pollutant dispersion with a street network approach. *Atmospheric Environment*, 67, 229-241.

Davis, S. C., Diegel, S. W., y Boundy, R. G. (2012). "Transportation Energy Data Book: Edition 31". Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, U.S. Department of Energy. ([cta.ornl.gov/data](http://cta.ornl.gov/data))

StatSoft, Inc. (2001). STATISTICA (data analysis software system), version 6, [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)

Stern, R. y Yamartino, R.J. (2001). Development and first evaluation of MICROCALGRID: a 3-D urban-canopy-scale photochemical model. *Atmospheric Environment*, 35, S149-S165.

## Referencias

- Suresh, J. y Mukesh, K. (2008). Urban air quality in mega cities: A case study of Delhi City using vulnerability analysis. *Environmental Monitoring & Assessment*, 136, 257–265.
- Stull, R. B. (2009). *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Springer Science. New York.
- Taseiko, O.V., Mikhailuta, S.V., Pitt, A., Lezhenin, A.A. y Zakharov, Y.V. (2009). Air pollution dispersion within urban street canyons. *Atmospheric Environment*, 43, 245-252.
- Tidblad, J. y Kucera, V. (1998). Materials damage. En J. Fenger, O. Hertel, F. Palmgren, (Eds.). *Urban Air Pollution, European Aspects* (pp. 343-361). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Theurer, W. (1999). Typical building arrangements for urban air pollution modelling. *Atmospheric Environment*, 33, 4057–4066.
- Thomson, R. S. y Eskridge, R. E. (1987). Turbulent diffusion behind vehicles: Experimentally determined influence of vortex pair in vehicle wake. *Atmospheric Environment*, 21, 2091-2097.
- Tominaga, Y. y Stathopoulos, T. (2013). CFD simulation of near-field pollutant dispersion in the urban environment: A review of current modeling techniques. *Atmospheric Environment*, 79, 716-730.
- Turner, D. B. (1990). Applications and limitations of air quality dispersion models. Proceedings of 10<sup>th</sup> international of the Clean Air Society of Australia and New Zealand, Auckland, New Zealand.
- Turner, D.B. y Schulze, R.H. (2007). Practical Guide to Atmospheric Dispersion Modelling. *Air and Waste Management Association*, Pittsburgh, Pennsylvania, USA, 408 pp.
- UNEP/WHO. (1993). City air quality trends. 2. WHO PEP/96 26, UNE93 26P GEMS 93.A.2, Genf.
- US.EPA. (2011). Technology Transfer Network Clearinghouse for Inventories & Emissions Factors. <http://www.epa.gov/air/emissions/multi.htm>
- Vachon, G., Louka, P., Rosant, J.M., Mestayer, P. y Sini, J.F. (2001). Measurements of traffic-induced turbulence within a street canyon during the Nantes '99 experiment. *Third International Conference on Urban Air Quality*, Loutraki, Greece.
- Vachon, G., Louka, P., Rosant, J-M., Mestayer, P. y Sini, J-F. (2001). Measurements of traffic-induced turbulence within a street canyon during the Nantes'99 experiment. *Journal of Water, Air and soil Pollution*, 2, 127-140.
- Valero, D.(2008). *Fundamentals of Air Pollution*. Fourth Edition. Academic Press. N. Y. USA.

## Referencias

Väkevä , M., Hämeri, K., Kulmala, M., Lahdes, R., Ruuskanen, J. y Laitinen, T. (1999). Street level versus rooftop concentrations of submicron aerosol particles and gaseous pollutants in an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 33, 1385–1397.

Vardoulakis S., Fisher, B. E. A., Gonzalez-Flesca, N. y Pericleous, K. (2002). Model sensitivity and uncertainty analysis using roadside air quality measurements. *Atmospheric Environment*, 36, 2121-2134.

Vardoulakis, S., Fisher, B.E.A., Pericleous, K. y Gonzalez-Flesca, N. (2003). Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment*, 37, 155–182.

Vardoulakis, S., Gonzalez-Flesca, N., Fisher, B.E.A. y Pericleous, K. (2005). Spatial variability of air pollution in the vicinity of a permanent monitoring station in central Paris. *Atmospheric Environment*, 39(15), 2725–2736

Vardoulakis, S., Valiantis, M., Milner, J. y ApSimon, H. (2007). Operational air pollution modelling in the UK—Street canyon applications and challenges. *Atmospheric Environment*, 41(22), 4622–4637.

Vardoulakis, S., Solazzo, E. y Lumberras, J. (2011). Intra-urban and street scale variability of BTEX, NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> in Birmingham, UK: Implications for exposure assessment. *Atmospheric Environment*, 45, 5069-5078.

Venegas, L.E. y Mazzeo, N.A. (2000). Carbon monoxide concentrations in a street canyon at Buenos Aires City (Argentina). *Environmental Modeling and Assessment*, 65, 417-424.

Venegas, L.E., Martin, P.B. y Mazzeo, N.A. (2001). Calidad del aire y persistencia de condiciones atmosféricas en la Ciudad de Buenos Aires. IX Congreso Latinoamericano e Ibérico de Meteorología. CD-ROM.

Venegas, L.E. y Mazzeo, N.A. (2005). Application of atmospheric dispersion models to evaluate population exposure to NO<sub>x</sub> concentration in Buenos Aires. *International Journal of Environment and Pollution*, 25, 224-238.

Venegas, L.E. y Mazzeo, N.A. (2006). Modelling of urban background pollution in Buenos Aires City (Argentina). *Environmental Modelling and Software*, 21, 577-586.

Venegas, L.E. y Mazzeo, N.A. (2010). An ambient air quality monitoring network for Buenos Aires City, *International Journal of Environment and Pollution*, 40(1/2/3), 184-194.

Venegas, L.E., Mazzeo, N.A., y Pineda Rojas, A.L. (2011). Evaluation of an emission inventory and air pollution in the Metropolitan area of Buenos Aires. En Popovic, D. (Ed.), *Air Quality d Models and Applications* (261-288). Croacia: InTech.

Venegas, L.E. y Mazzeo, N.A. (2012a). Traffic pollution modeling in a complex urban street. *International journal of Environment and Pollution*, 48(1-4), 87-95

## Referencias

Venegas, L.E. y Mazzeo, N.A. (2012b). Evaluación del desempeño de modelos de dispersión de contaminantes aplicados a cañones urbanos. *Meteorologica*, 37(1), 3-13.

Venegas, L. E. y Mazzeo, N. A. (2014). Emisión vehicular directa de NO<sub>2</sub> en una avenida de Buenos Aires, Argentina. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 123, 47-54.

Venkatram, A. (1988). Chapter 6. Topics in applied dispersion modeling. pp. 267-324 in *Lectures on Air Pollution Modeling*. Ed. A. Venkatram y J. C. Wyngaard. American Meteorological Society, MA.

Vogt, U., Endlicher, W., Baumbach, G., Schultz, E., Dawidowski, L., Arkouli, M., Müller, M., Wolf-Benning, U. y Ulke, G. (2007). *Air quality and urban climate investigations in the megacity of Buenos Aires*. Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality, Emissions Measurements and Modelling, CD Rom. Limassol, Chipre.

Weber, S., Kuttler, W. y Weber, K. (2006). Flow characteristics and particle mass and number concentration variability within a busy street canyon. *Atmospheric Environment*, 40, 7565-7578.

Wedding, J. B., Lombardi, D. y Cermak, J. (1977). A wind tunnel study of gaseous pollutants in city street canyons. *Journal of Air Pollution & Control Association*, 27, 557-566.

Wehner, B. y Weidensohler, A. (2003). Long term measurements of submicrometer urban aerosols: statistical analysis for correlations with meteorological conditions and trace gases. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 3, 867-879.

Weil J. C., Sykes R. L. y Venkatram A. (1992). Evaluating air-quality models: Review and outlook. *J. Appl. Meteorol*, 31, 1121-1145.

WHO. (2005). Effects of air pollution on children's health and development — a review of the evidence, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO. (2006a). Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO. (2006b). Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO. (2007). Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution, Joint WHO/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

## Referencias

WHO. (2008). Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution — REVIHAAP Project Technical report, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WMO. (2012). Impacts of Megacities on Air Pollution and Climate. Report-No. 205.

WHO. (2014a). Exposure to ambient air pollution. Global health observatory.

WHO. (2014b). Ambient (outdoor) air pollution in cities database. Public health, environmental and social determinants of health (PHE)

WHO. (2014c). Ambient (outdoor) air quality and health. Media centre.

Willmott, C.J. (1982). Some comments on the evaluation of model performance. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, **63**, 1309-1313.

Yamartino, R.J. y Wiegand, G. (1986). Development and evaluation of simple models for flow, turbulence and pollutant concentration fields within an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 20, 2137-2156.

Ziv, A., Berkowicz, R., Genikhovich, E. L., Palmgren, F. y Yakovleva, E. (2002). Analysis of the St. Petersburg traffic data using the OSPM. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 2, 297-310

Zevenhoven, R., y Kilpinen, P. (2001). Control of pollutants in flue gases and fuel gases (pp. 951-22). Espoo, Finlandia: Helsinki University of Technology.

Zhang, Y.-W., Gu, Z.-L., Cheng, Y., Lee, S-Ch. (2011). Effect of real-time boundary wind conditions on the air flow and pollutant dispersion in an urban street canyon-Large eddy simulations. *Atmospheric Environment*, 45, 3352-3359.

## **ANEXO A**

### **APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DIMENSIONAL EN LA DEDUCCIÓN DE LA ECUACIÓN (5.1)**

#### **A.1 Generalidades**

En la literatura consultada sobre cañones urbanos no se encontró la metodología presentada en este Anexo para obtener la ecuación (5.1).

La teoría de la similitud o de la semejanza se basa en la organización de variables en grupos adimensionales.

Existe en el análisis dimensional denominado teoría  $\pi$  (Pi) de Buckingham. El

**Teorema  $\pi$**  es el teorema fundamental del análisis dimensional. Este teorema establece que dada una relación física expresable mediante una ecuación en la que están involucradas  $n$  magnitudes físicas o variables, y si dichas variables se expresan en términos de  $k$  cantidades físicas dimensionalmente independientes, entonces la ecuación original puede escribirse equivalentemente como una ecuación con una serie de  $(n - k)$  números adimensionales contruidos con las variables originales. Este método fue popularizado por el físico estadounidense Edgar Buckingham (1867-1940). El método fue publicado por primera vez por el hidrodinámico ruso Dimitri Riabouchinsky (1882-1962), quien lo había desarrollado independientemente en 1919.

Este teorema proporciona un método de construcción de parámetros adimensionales, incluso cuando la forma de la ecuación es desconocida. Es posible así la organización de variables en grupos adimensionales, base en la cual se apoya la teoría de similitud o semejanza. De todas formas, la elección de parámetros adimensionales podría no ser única y en este caso el teorema no selecciona cuáles tienen significado físico y cuáles no. El profesional que lo aplique debe analizar los resultados para determinar los parámetros adimensionales adecuados.

## **A.2 Aplicación del Teorema $\pi$ para obtener una ecuación descriptiva de la concentración de contaminantes en aire en un cañón urbano ( $C - C_b$ ).**

La metodología para aplicar el teorema  $\pi$  se puede resumir de la siguiente manera:

Etapas 1: Listar los parámetros (variables dimensionales, variables adimensionales y constantes adimensionales) que toman parte en el problema planteado. Sea  $n$  el número total de parámetros intervinientes, incluyendo las variables dependientes. Verificar que cualquier parámetro independiente incluido en la lista sea realmente independiente de los demás.

Etapas 2: Listar las dimensiones primarias para cada uno de los  $n$  parámetros. Sea  $j$  el número de dimensiones.

Etapas 3: El número esperado de  $\pi = n - j$ .

Etapas 4: Existe una función  $\pi$  (dependiente) que es función de las otras  $\pi$  (independientes).

Etapas 5: Encontrar la relación  $\pi_1 = f(\pi_2, \pi_3, \dots, \pi_k)$  (donde  $k$  es número total de funciones  $\pi$ )

Se seleccionan las variables que podrían tener influencia en la diferencia de concentraciones entre  $C$  y  $C_b$ ,  $E$ ,  $u_s$ ,  $W$ , siendo  $E$  la masa emitida por unidad de tiempo y de longitud de recorrido de los automóviles,  $u_s$  la escala de velocidad dispersiva,  $W$  el ancho del cañón y  $C_b$  la concentración de fondo. Es decir

$$(C - C_b) = f(E, u_s, W) \quad (A.1)$$

De esta manera,  $n = 4$

Las unidades fundamentales son M (masa), L (longitud) y T (tiempo).

## Anexo A

O sea  $j = 3$ .

Por tanto,  $k = 1$ .

|   | $C - C_b$ | $E$ | $W$ | $u_s$ |
|---|-----------|-----|-----|-------|
| L | -3        | -1  | 1   | 1     |
| T | 0         | -1  | 0   | -1    |
| M | 1         | 1   | 0   | 0     |

Para cada variable las dimensiones fundamentales son:

$$[C - C_b] = ML^{-3}$$

$$[E] = ML^{-1}T^{-1}$$

$$[u_s] = LT^{-1}$$

$$[W] = L$$

Se establece una función potencial de la variable dependiente ( $C - C_b$ ) con el resto de las variables:

$$[C - C_b] = E^a [u_s]^b W^c \quad (A.2)$$

Se sustituyen las variables por sus unidades fundamentales en la relación (A.2):

$$ML^{-3} = (ML^{-1}T^{-1})^a L^b (LT^{-1})^c$$

Igualando valores las incógnitas en ambos miembros, para cada dimensión, resulta:

## Anexo A

Para M,  $a = 1$

Para T,  $-a - c = 0$

Para L,  $-3 = -a + b + c$

Por tanto,  $a = 1$ ,  $b = -1$ ,  $c = -1$

Reemplazando los exponentes hallados por sus valores según las expresiones anteriores para cada variable, la ecuación se reduce a la siguiente ecuación:

$$[C - C_b] = [E][u_s]^{-1}[W]^{-1}$$

Por tanto, el número  $\pi$  es un número adimensional que queda formado:

$$\frac{[C - C_b][u_s][W]}{[E]} = \pi$$

Por último, despejando  $C$ , la concentración local queda expresada en función del ancho del cañón, la emisión, velocidad de escala dispersiva y la concentración de fondo.

$$C = \frac{E}{u_s W} + C_b$$

Esta ecuación es la (5.1) en el cuerpo principal de este trabajo.

## **ANEXO B**

### **ANÁLISIS DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN**

#### **B.1. Definición**

El coeficiente paramétrico ( $R$ ) de correlación propuesto por el matemático británico Karl Pearson (1857- 1936) establece una valoración de la relación lineal entre dos variables cuantitativas ( $X$ ;  $Y$ ). El valor de  $R$  varía entre  $-1$  y  $+1$ . Su magnitud indica el grado de asociación entre las variables. El valor de  $R = 0$  indica que no existe relación entre las variables. El valor de  $R = 1$  es indicador de una correlación perfecta positiva (al aumentar o disminuir la variable  $X$ , aumenta o disminuye  $Y$ ). Si  $R = -1$  se manifiesta que al aumentar o disminuir  $X$ , disminuye o aumenta  $Y$ ).

El coeficiente de correlación posee las siguientes características:

- a) El valor del coeficiente de correlación es independiente de cualquier unidad utilizada para medir las variables.
- b) El valor del coeficiente de correlación se altera notoriamente ante la presencia de un valor extremo, como sucede también con la desviación estándar.
- c) El coeficiente de correlación expresa sólo la relación respecto de una línea recta. Dos variables pueden estar fuertemente relacionadas entre si a través de una expresión continua fuertemente no lineal y su coeficiente de correlación dará muy pequeño. Por tanto, cuando se analizan las relaciones entre dos variables deben ser representadas para estimar visualmente si el valor de  $R$  puede ser considerado representativo, y posteriormente calcularlo.
- d) El coeficiente de correlación no debe extrapolarse fuera del rango de valores observado de las variables en estudio ya que la relación existente entre  $X$  e  $Y$  puede cambiar fuera de dicho rango.
- e) La correlación no implica causalidad. La causalidad es un juicio de valor que requiere más información que un simple valor cuantitativo de un coeficiente de correlación.

Para datos no agrupados el coeficiente de correlación de Pearson puede calcularse con la siguiente ecuación:

$$R = \text{Cov} (X, Y) / (\sigma_x \sigma_y)^{1/2} \quad (\text{B.1})$$

donde  $\text{Cov} (X, Y)$  es la covarianza entre los valores de X y de Y,  $\sigma_x$  y  $\sigma_y$  son las desviaciones estándares de los valores de X y de Y, respectivamente.

## **B.2. Análisis**

El coeficiente de correlación (R) es uno de los valores estadísticos que se encuentra en el paquete de software "BOOT", recomendado por Chang y Hanna (2004, 2005). Este paquete se utiliza para evaluar el desempeño de los modelos de dispersión atmosférica evaluando distintos valores estadísticos. Sin embargo, el significado del coeficiente de correlación (R) debe ser considerado especial y cuidadosamente.

El coeficiente de correlación refleja la relación lineal que existe entre dos variables y por consiguiente es insensible a un factor aditivo o multiplicativo.

Esto quiere decir que si  $C_{(\text{estimado})} = A + B C_{(\text{observado})}$ , en donde A y B son valores positivos y arbitrariamente constantes, el coeficiente de correlación (R) entre  $C_{(\text{estimado})}$  y  $C_{(\text{observado})}$  será igual a 1.0. Por lo tanto un coeficiente de correlación perfecto es solo una condición necesaria, pero no suficiente para un modelo excelente (Chang y Hanna, 2004, 2005).

Algunos autores (Willmott, 1982) desaprueban el uso de R, debido a que no puede relacionarse consistentemente con la precisión de las estimaciones.

A continuación, se incluyen a continuación dos ejemplos usando dos variables arbitrarias X e Y, para ejemplificar lo mencionado anteriormente. Estos dos conjuntos de datos tienen los mismos valores de X (con un valor medio de 9.0). En el Ejemplo 1, el valor medio de Y es 15.61 y en el Ejemplo 2, el valor medio es 9.15.

El coeficiente de correlación (R) del Ejemplo 1 es  $R=0.949$ , mientras para el Ejemplo 2,  $R=0.550$ .

Las Figuras B1 y B2, muestran el gráfico de ambos conjuntos de datos.

Resulta claro que, en el Ejemplo B1, las variables X e Y están mejor correlacionadas que en el Ejemplo B2, a pesar de que los valores medios de X e Y sean más cercanos en el Ejemplo B2 y que el valor de R sea menor.

Ejemplo B1

| X          | Y            |
|------------|--------------|
| 10.0       | 17.68        |
| 8.0        | 12.88        |
| 13.0       | 20.35        |
| 9.0        | 18.61        |
| 11.0       | 17.19        |
| 14.0       | 22.05        |
| 6.0        | 10.36        |
| 4.0        | 8.21         |
| 12.0       | 23.21        |
| 7.0        | 13.29        |
| 5.0        | 7.87         |
| <b>9.0</b> | <b>15.61</b> |

**Promedio**

Ejemplo B2

| X          | Y           |
|------------|-------------|
| 10.0       | 9.00        |
| 8.0        | 6.00        |
| 13.0       | 8.50        |
| 9.0        | 7.00        |
| 11.0       | 12.00       |
| 14.0       | 14.00       |
| 6.0        | 8.00        |
| 4.0        | 6.00        |
| 12.0       | 10.20       |
| 7.0        | 9.00        |
| 5.0        | 11.00       |
| <b>9.0</b> | <b>9.15</b> |

R= 0.949

R= 0.550

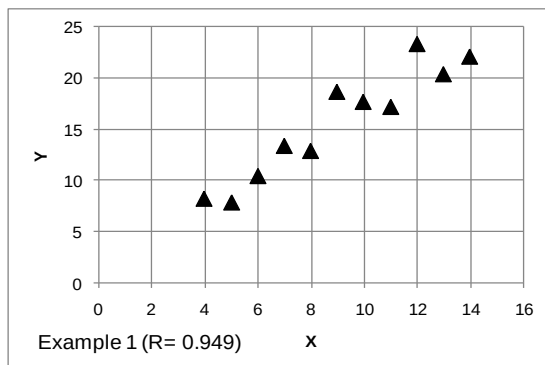


Figura B1. Representación de los valores de X e Y del Ejemplo B1

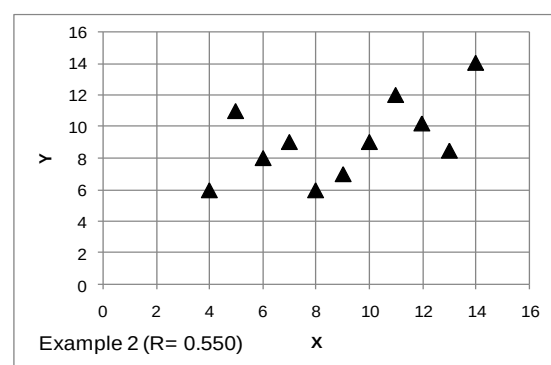


Figura B2. Representación de los valores X e Y del Ejemplo B2

Por otro lado, una buena concordancia entre distribuciones de dos variables no está necesariamente asociada con un alto valor de coeficiente de correlación entre esas variables. Dos variables X e Y pueden tener la misma distribución de frecuencias pero esto no quiere decir que estas variables tengan que estar bien correlacionadas, como se puede ver en el siguiente ejemplo.

## Anexo B

|   |    |   |    |   |    |    |   |   |    |    |    |
|---|----|---|----|---|----|----|---|---|----|----|----|
| X | 10 | 8 | 13 | 9 | 11 | 14 | 6 | 4 | 12 | 7  | 5  |
| Y | 8  | 6 | 9  | 7 | 12 | 14 | 5 | 4 | 11 | 13 | 10 |

En este ejemplo, X e Y tienen los mismos valores, por lo tanto ambos tienen la misma distribución de frecuencias. Sin embargo, el coeficiente de correlación entre X e Y es  $R=0.582$ .

Sobre el coeficiente de correlación se puede encontrar más información interesante en los libros de Berthouex y Brown (1994) y Schuenemeyer y Drew (2011)