

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID  
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS

Máster en Meteorología y Geofísica



TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

Modelización atmosférica urbana mediante modelos de dinámica de flúidos  
computacional (CFD)

Urban atmospheric modelling using computational fluid dynamics (CFD)  
models

**David Hervés Pardavila**

Tutor/es:

Esther Rivas Ramos

José Luis Santiago del Río

Mariano Sastre Marugán

Calificación obtenida: 9,4

Curso académico 2024-25

## Resumen

En este trabajo se evalúa la dispersión de contaminantes atmosféricos provenientes del tráfico en un entorno urbano representativo del centro de Madrid durante un episodio de ola de calor, mediante simulaciones de Dinámica de Fluidos Computacional (CFD) que resuelven explícitamente los efectos térmicos en la atmósfera. Se simulan ocho escenarios con distintas direcciones y velocidades del viento y diferentes estados térmicos iniciales de la envolvente de los edificios. Los resultados muestran como el calentamiento de las fachadas aumenta la turbulencia y acelera el flujo, mejorando la ventilación de las calles y reduciendo las concentraciones de contaminantes a la altura de los peatones. Las mayores concentraciones se localizan en las zonas de remanso y en las proximidades de las fachadas con flujo ascendente. La influencia del estado térmico inicial de la envolvente de los edificios es un factor a tener en cuenta en este tipo de simulaciones. La dirección y velocidad del viento determinan en qué calles los efectos térmicos pueden contribuir a aumentar la ventilación en función de la hora del día.

## Abstract

In this work, the dispersion of air pollutants from traffic in a representative urban environment of central Madrid during a heat wave episode is evaluated. Computational Fluid Dynamics (CFD) simulations that explicitly resolve the thermal effects in the atmosphere are used for such purpose. Eight scenarios with different wind directions and speeds and different initial thermal states of the building envelope are simulated. The results show how the heating of the urban surfaces increases turbulence and accelerates flow, improving street ventilation and reducing pollutant concentrations at pedestrian height. The highest concentrations are located leeward and in the vicinity of upflow walls. The influence of the initial thermal state of the building envelope is a factor to take into account in this type of simulations. Wind direction and wind speed determine in which streets thermal effects can contribute to increase ventilation depending on the time of day.

# Índice

<b>1</b>	<b>Introducción</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Objetivos</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Metodología</b>	<b>4</b>
3.1	Descripción del entorno urbano . . . . .	4
3.2	Modelo de malla . . . . .	5
3.3	Modelo físico . . . . .	6
3.4	Metodología de las simulaciones . . . . .	9
<b>4</b>	<b>Resultados</b>	<b>10</b>
4.1	Análisis del flujo y de la dispersión de contaminantes provenientes del tráfico alrededor de la manzana central . . . . .	10
4.2	Efecto del estado de la envolvente en la dispersión de contaminantes provenientes del tráfico . . . . .	18
4.3	Impacto de las condiciones meteorológicas en la dispersión de contaminantes provenientes del tráfico alrededor de la manzana central. . . . .	19
<b>5</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>21</b>

# 1 Introducción

Los niveles de contaminación del aire en áreas urbanas afectan negativamente a la salud humana, el capital y la productividad (Anderson, 2019; Brauer et al., 2016). Según la Agencia Europea de Medio Ambiente (European Environment Agency, 2024), en el año 2022, la mayor parte de la población urbana de la Unión Europea (UE) estuvo expuesta a concentraciones anuales de contaminantes atmosféricos superiores a las recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (World Health Organization, 2021). El porcentaje de población urbana de la UE expuesta a niveles insalubres de contaminantes fue del 96 % para el material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>), 83 % para el material particulado PM<sub>10</sub>, 94 % para el ozono y 88 % para el NO<sub>2</sub>. A nivel global, se estima que la contaminación del aire sigue causando millones de muertes según el informe previamente mencionado de la OMS, especialmente en países de ingresos bajos y medios. La exposición a contaminantes en áreas urbanas depende del país, la densidad de población y del tamaño y estructura de la ciudad (Castells-Quintana et al., 2021).

La interacción del flujo atmosférico y los obstáculos dentro de una ciudad genera patrones de viento complejos que pueden reducir la ventilación de las calles. Este hecho dificulta la dispersión de los contaminantes provenientes del tráfico, la principal fuente de óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) en áreas urbanas (Santiago, 2006). Estas circulaciones de aire dentro de las calles, como canalizaciones, zonas de remanso y vórtices, generan fuertes gradientes de concentración de contaminantes entre calles vecinas o incluso dentro de la misma vía a nivel de peatón. (Santiago and Martín, 2015; Borge et al., 2016).

Por este motivo, los modelos de microescala como la Dinámica de Fluidos Computacional (Malalasekera and Versteeg, 2007) (CFD por sus siglas en inglés), que resuelven los flujos de viento y la dispersión de contaminantes dentro de los cañones urbanos a alta resolución ( $\sim 1$  m), son necesarios para capturar estos gradientes. De esta manera, pueden complementar la información proporcionada por las estaciones de medida de la calidad del aire, cuya representatividad espacial es reducida en zonas urbanas (Dobre et al., 2005; Santiago and Martín, 2015; Klein et al., 2007). Y por lo tanto, permiten a investigadores y gestores de la calidad del aire evaluar la exposición de la población a los contaminantes atmosféricos en áreas urbanas con mayor exactitud. Las concentraciones de contaminantes procedentes del tráfico en una ciudad se ven afectadas principalmente por tres causas: las características del tráfico y su distribución espacial y temporal (Rivas et al., 2019; Santiago et al., 2020), la geometría de las calles (Baik and Kim, 1999; Jeong and Andrews, 2002) y las condiciones meteorológicas, como la velocidad y dirección del viento (Rodríguez-Sánchez et al., 2024).

La mayoría de los modelos CFD aplicados al estudio de la calidad del aire en la atmósfera urbana o bien han sido isotérmicos (He et al., 2017; Buccolieri et al., 2018; Rivas et al., 2019; Liang et al., 2023) o bien han parametrizado los efectos térmicos (Moussiopoulos et al., 2005; Santiago et al., 2020; Cui et al., 2023). Los estudios de calidad del aire que resuelven explícitamente la transferencia de calor entre los edificios y la atmósfera han sido escasos (Liu, 2020; Liu et al., 2021; Wu et al., 2022). En el presente trabajo, se busca evaluar mediante un modelo CFD que resuelve explícitamente los efectos térmicos, la calidad del aire exterior en un entorno urbano real. Las simulaciones de CFD se han realizado con el programa STAR-CCM+ versión 15.04.010 de Siemens (Siemens Digital Industries Software, 2021), en la Unidad de Modelización Atmosférica (UNIMA) del Centro de Investigaciones Energéticas Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT).

## 2 Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es analizar el flujo dentro de las calles y cómo este afecta a la dispersión de gases contaminantes provenientes del tráfico en un entorno representativo de una zona urbana real en función de la hora del día (Apartado 4.1).

Además, al objetivo principal, se añaden los siguientes objetivos específicos.

- Estimar el efecto del estado de partida de la envolvente de las manzanas (en equilibrio térmico o no en equilibrio térmico con los ambientes interior y exterior) en la dispersión de contaminantes procedentes del tráfico (Apartado 4.2).
- Evaluar el impacto de la meteorología (dirección y velocidad del viento) en dicha dispersión (Apartado 4.3).

Para alcanzar estos objetivos se ha empleado un modelo de Dinámica de Fluidos Computacional (CFD), que simula el balance de energía en las superficies urbanas y la dispersión de los  $\text{NO}_x$  durante un episodio de ola de calor en Madrid.

## 3 Metodología

### 3.1 Descripción del entorno urbano

El área de estudio es representativa del Barrio de Salamanca, Madrid. Se ha elegido este barrio por su estructura en cuadrícula, con manzanas de una altura y tamaño de planta similar, así como una misma anchura de las calles. En la Figura 1, se muestra una imagen satelital de dicho barrio, junto con el tráfico típico un día laborable a las 9 h y un esquema del dominio computacional. En su centro, se encuentran 9 manzanas idénticas y alineadas. Estas 9 manzanas constituyen un gemelo digital del área de  $0,13 \text{ km}^2$  resaltada en amarillo en la imagen satelital de la Figura 1.

En la Figura 2, se representa el centro del dominio computacional. Las manzanas tienen una altura de 15 m, planta cuadrada de 100 m de lado y están separadas entre sí 15 m. Las cubiertas de las manzanas y el suelo tienen un grosor de 1 m y sus paredes de 0,5 m. Las ventanas cubren un 30 % de la superficie de las paredes y el interior de las manzanas no está compartimentado. Las emisiones del tráfico se han representado en color amarillo en la Figura 2, están situadas en el centro de las calles y tienen una anchura de 7 m y una altura de 1 m respecto al suelo. Las dimensiones totales del dominio computacional son 1 km de largo, 1 km de ancho y 1050 m de alto. La separación lateral entre el conjunto de 9 manzanas y las paredes del dominio computacional es de 330 m.

En la Figura 2, también se resaltan el plano  $z = 3 \text{ m}$  (denominado nivel de peatón) y un plano  $x = 165 \text{ m}$  que alcanza los 20 m de altura. Estos planos serán de utilidad más adelante, en el apartado de Resultados.

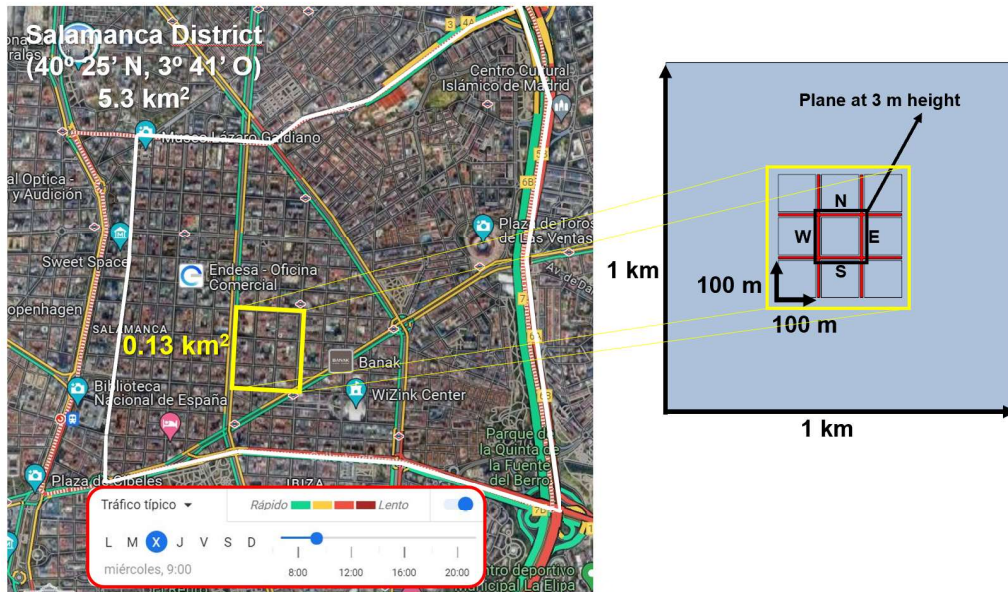


Figura 1: Izquierda, imagen satelital y tráfico típico del Barrio de Salamanca un miércoles laborable a las 9 h. Derecha, gemelo digital del conjunto de 9 manzanas de  $0,13 \text{ km}^2$  implementado en la simulación CFD. Las letras N, W, E, S hacen referencia a los puntos cardinales.

### 3.2 Modelo de malla

La estructura de la malla en la atmósfera es poliédrica desde el suelo hasta una altura de 150 m (10 veces la altura de las manzanas). Esta estructura puede observarse en los planos  $z=3 \text{ m}$  y  $x = 165 \text{ m}$  de la Figura 2. No obstante, para discretizar el espacio que se encuentra próximo a los materiales urbanos y representar la subcapa viscosa, se utiliza una capa prismática de mayor resolución (0.25 m de espesor). Para que la transición de la malla poliédrica acoplada a la capa prismática sea gradual, se aplica un umbral de crecimiento del 10%: el volumen de la celda poliédrica acoplada a la prismática debe ser, como máximo, un 10% mayor que el de la celda prismática. Este mismo umbral también se aplica a las celdas poliédricas sucedáneas, de manera que, lejos de las superficies urbanas, la resolución de la malla poliédrica es de aproximadamente 5 m.

Por encima de 150 m, para reducir el número de celdas y así el coste computacional, la estructura es prismática y crece conforme a una progresión geométrica, empleando el mismo umbral de crecimiento de 10% del volumen entre celdas contiguas.

Para discretizar el medio sólido de los materiales urbanos se han empleado capas prismáticas de las mismas dimensiones. De forma que las paredes (0.5 m de espesor) cuentan con 2 capas prismáticas y las cubiertas y suelos (1 m de espesor) con 4 capas prismáticas.

El número total de celdas en el dominio computacional es aproximadamente  $5,9 \cdot 10^6$ .

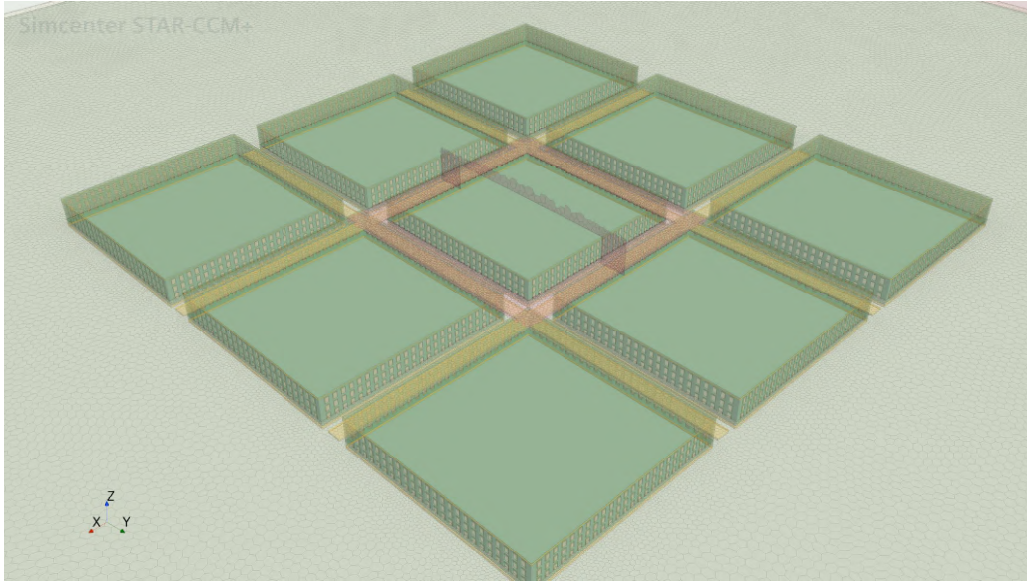


Figura 2: Vista en perspectiva de la geometría simulada con las manzanas en verde, ventanas y emisiones en amarillo y detalle de la malla en un plano  $z = 3$  m y un plano  $x = 165$  m que alcanza los 20 m de altura (en beige y rosa respectivamente).

### 3.3 Modelo físico

La simulación es no estacionaria con un paso temporal de 1 s. Se considera al aire un gas ideal y sin humedad. Su ecuación de estado es:

$$p = \rho \frac{R^*}{M_d} T \quad (1)$$

Donde  $p$  es la presión,  $\rho$  la densidad,  $T$  la temperatura,  $R^* = 8,31 \frac{J}{molK}$  es la constante de los gases ideales y  $M_d$  es el peso molecular del aire seco,  $28,9 \cdot 10^{-3} kg/mol$ . Su viscosidad dinámica es  $\mu = 1,86 \cdot 10^{-5} Pa \cdot s$  y su calor específico es  $c_p = 1003,6 J/kgK$ .

El aire deberá cumplir las ecuaciones de conservación para un fluido compresible. Debido a su naturaleza turbulenta, ésta se resuelve mediante un modelo URANS (*Unsteady Reynolds Averaged Navier Stokes Equations*).

En el aire, las ecuaciones<sup>1</sup> que se resuelven son, en primer lugar, la ecuación de continuidad.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial (\rho \bar{u}_j)}{\partial x_j} = 0 \quad (2)$$

Seguidamente, la ecuación de conservación del momento<sup>2</sup>.

$$\frac{\partial (\rho \bar{u}_i)}{\partial t} + \frac{\partial (\rho \bar{u}_j \bar{u}_i)}{\partial x_j} = -\frac{\partial p}{\partial x_i} - \delta_{i3} \rho g + \frac{\partial}{\partial x_j} \left( (\mu + \mu_t) \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \overline{\rho u'_i u'_j} \right) \quad (3)$$

Donde  $\delta_{ij}$  es la Delta de Kronecker y  $\mu_t$  la viscosidad turbulenta. La expresión de  $\mu_t$  depende de la parametrización empleada para incluir la contribución de los efectos turbulentos  $\left( \overline{\rho u'_i u'_j} \right)$ . Se ha optado

<sup>1</sup>En las ecuaciones del modelo físico se ha empleado notación de Einstein.

<sup>2</sup> $\delta_{i3}$  indica que la aceleración de la gravedad sólo se incluye en la ecuación de conservación del momento para la tercera componente (componente z).

por el modelo  $k - \varepsilon$ , que parametriza la turbulencia a partir de la Energía Cinética Turbulenta ( $k$ ) y su disipación ( $\varepsilon$ ).

$$-\overline{\rho u'_i u'_j} = -\frac{2}{3}\rho k \delta_{ij} + \mu_t \left( \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) \quad (4)$$

Donde

$$\mu_t = \rho C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (5)$$

Al parametrizar la turbulencia con dos nuevas cantidades, se necesita añadir otras dos ecuaciones de transporte para  $k$  y  $\varepsilon$ , de manera que el sistema sea compatible.

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho k \bar{u}_j)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_j} \right) + G_k - \rho \varepsilon \quad (6)$$

$$\frac{\partial(\rho \varepsilon)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho \varepsilon \bar{u}_j)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right) + \frac{\varepsilon}{k} (C_{\varepsilon 1} G_k - C_{\varepsilon 2} \rho \varepsilon) \quad (7)$$

Donde  $G_k = \mu_t \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \left( \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right)$ , el resto de parámetros son los del modelo Realizable  $k - \varepsilon$ , cuyos valores pueden consultarse en la Tabla 1

$C_\mu$	$C_{\varepsilon 1}$	$C_{\varepsilon 2}$	$\sigma_k$	$\sigma_\varepsilon$
0,09	1,44	1,9	1	1,2

Tabla 1: Coeficientes del modelo Realizable  $k - \varepsilon$  (Siemens Digital Industries Software, 2023).

En el aire, también se resuelve la ecuación de conservación de la energía.

$$\frac{\partial(\rho c_p T)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho \bar{u}_j c_p T)}{\partial x_j} = -p \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_j} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \left( \frac{\mu}{Pr} + \frac{\mu_t}{\sigma_t} \right) \frac{c_p \partial T}{\partial x_j} \right) + Q_t \quad (8)$$

Donde  $Pr = 0,9$  y  $\sigma_t = 0,9$  son, respectivamente el Número de Prandtl y el Número de Prandtl turbulento (Patience, 2013).  $Q_t$  es el término fuente o sumidero en  $J/m^3 s$ .

Por último, se incluye una ecuación de transporte para los gases contaminantes  $NO_x$  ( $NO_2$  y  $NO$ ). Los  $NO_x$  son no reactivos, por lo que son considerados gases traza (no modifican las propiedades del aire).

$$\frac{\partial(\rho C)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho \bar{u}_j C)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \left( \frac{\mu}{Sc} + \frac{\mu_t}{Sc_t} \right) \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + Q_c \quad (9)$$

$\rho C$  es la concentración en  $kg/m^3$ ,  $Sc = 0,7$  y  $Sc_t = 0,7$  son el número de Schmidt y el número de Schmidt turbulento, respectivamente (Tominaga and Stathopoulos, 2007).  $Q_c$  representa las fuentes de emisión, en este caso el tráfico, cuya tasa de emisión es constante.

Las ecuaciones 2, 3, 6, 7 y 8 constituyen por tanto el núcleo termodinámico del modelo para la atmósfera urbana. A estas ecuaciones anteriores, hay que añadir la ecuación de conducción del calor a través de los materiales urbanos.

$$\rho_s c_{p,s} \frac{\partial T}{\partial t} = K_s \frac{\partial^2 T}{\partial x_j \partial x_j} \quad (10)$$

Todos los materiales urbanos, salvo las ventanas, están compuestos de ladrillo, el cuál tiene una densidad  $\rho_s = 2645 kg/m^3$ , calor específico  $c_{p,s} = 960 J/kgK$  y una conductividad térmica de  $K_s = 1$

$W/mK$ . Las ventanas están compuestas de vidrio y debido a su espesor despreciable, se consideran como superficies infinitesimales, con una resistencia térmica al flujo de calor de  $0,00357 m^2K/W$ . La transferencia de calor entre el aire y las superficies urbanas se resuelve de manera acoplada (transferencia de calor conjugada), por lo que, en cada paso de tiempo, en las celdas de las superficies urbanas en contacto con el aire ( $x_i = x_{i,c}$ ) se aplica una condición de contorno de Von Neumann.

$$K_s \left. \frac{\partial T}{\partial x} \right|_{x_i=x_{i,c}} = h_c (T_c - T_{aire}) + \mathcal{F}\epsilon (\sigma T_c^4 - q_{incidente}) \quad (11)$$

El primer sumando de la parte derecha de la ecuación representa el flujo de calor convectivo y el segundo sumando el flujo radiativo.  $h_c$  es el coeficiente de transferencia de calor por convección, que viene determinado por el modelo *Two Layer k-ε All y+*,  $T_c$  la temperatura de la superficie urbana y  $T_{aire}$  la temperatura del aire.  $\mathcal{F}$  son factores de forma calculados por el modelo *Surface to Surface* (S2S) de Star-CCM+. Este modelo asume que el aire no interviene en la transferencia de calor por radiación.  $\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} Wm^{-2}K^{-4}$  es la constante de Stefan-Boltzmann y  $\epsilon$  la emitancia de la superficie urbana.  $q_{incidente}$  puede hacer referencia a:

- La transferencia de calor por radiación de onda larga desde otra superficie urbana,  $q_{incidente} = \sigma T_c'^4$ . Donde  $T_c'$  es la temperatura de otra superficie urbana.
- La transferencia de calor por radiación de onda larga entre las superficies urbanas y la cúpula celeste,  $q_{incidente} = \sigma T_{cielo}^4$ . En el presente trabajo,  $T_{cielo}$  es constante e igual a  $24^\circ C$ .
- La transferencia de calor por radiación de onda corta con el sol. En este caso,  $q_{incidente}$  son los flujos de radiación solar directa y solar difusa medidos en una estación meteorológica de Madrid cercana a la zona de estudio. A cada hora de la simulación, la posición del sol se calcula con el ángulo cenital y el azimut propios de la zona simulada durante el día simulado. Con esta información, los modelos *Surface to Surface* y *Solar Loads* de STAR-CCM+ actualizan qué superficies están a la sombra y cuáles están recibiendo radiación solar directa cada hora.

Las condiciones iniciales para los materiales urbanos son de equilibrio térmico con los ambientes interior y exterior a una temperatura de  $24^\circ C$ .

Los dos materiales simulados poseen propiedades ópticas: emitancia, reflectancia y transmitancia, las cuáles dependen de la longitud de onda. Por simplicidad, el modelo contempla dos franjas espectrales: todas las longitudes comprendidas entre 100 y 3000 nm se consideran de onda corta y entre 3000 y 10000 nm de onda larga. En la tabla 2, se muestran los valores de estas propiedades ópticas para los dos materiales.

Material	Emitancia ( $\epsilon$ )	Reflectancia ( $\mathcal{R}$ )	Transmitancia ( $\mathcal{T}$ )
Vidrio	[0, 0.95]	[0.1,0.05]	[0.9, 0]
Ladrillo	0.9	0.1	0

Tabla 2: Propiedades ópticas de los materiales. Para el vidrio, el primér término entre corchetes está asociado a la radiación de onda corta y el segundo a la de onda larga. El ladrillo se asume que responde idénticamente a ambos tipos de radiación.

El modelo físico aplicado en el ambiente interior de las manzanas es el mismo. No obstante, dicho ambiente no es objeto de estudio en el presente trabajo.

El dominio computacional está delimitado por cuatro tipos de superficies, en las que también deben aplicarse condiciones de contorno: tope de la atmósfera, superficies por las que entra el viento o *inlet*, superficies por las que sale el viento o *outlet* y las superficies urbanas (suelo y manzanas). El tope de la atmósfera se considera una superficie adiabática, el suelo se considera una *roughness wall* con rugosidad  $z_0 = 0,03$  m y las manzanas *smooth wall*. En las superficies que actúan como *outlet* se aplica una condición de contorno de gradiente de presión nulo. En las superficies del dominio que actúan como *inlet*, deben especificarse como condiciones de contorno el perfil de viento, temperatura, energía cinética turbulenta ( $k$ ) y disipación ( $\varepsilon$ ).

$$u_{inlet}(z) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left( \frac{z + z_0}{z_0} \right) \quad (12)$$

$$T_{inlet} = \text{Constante} \quad (13)$$

$$k_{inlet} = \frac{u_*^2}{\sqrt{C_\mu}} \quad (14)$$

$$\varepsilon_{inlet} = \frac{u_*^3}{\kappa(z + z_0)} \quad (15)$$

Donde  $\kappa=0.4$  es la constante de Von Karman,  $T_{inlet}$  es constante con la altura y  $C_\mu$  es uno de los coeficientes del modelo Realizable  $k - \varepsilon$  (Tabla 1).

### 3.4 Metodología de las simulaciones

Se considera el 15 de julio de 2015 (episodio de ola de calor) y se simulan 24 horas consecutivas desde las 7 horas, momento en el que se asume una situación de equilibrio térmico entre la envolvente de las manzanas y los ambientes interior y exterior. A cada hora, la posición del sol, la irradiancia y  $T_{inlet}$ , varían según los datos de la estación meteorológica de Ciudad Universitaria, mientras que se consideran fijas la dirección y velocidad del viento. Tras las primeras 24 h, se simulan otras 24 horas adicionales, replicando las condiciones meteorológicas del día anterior. El objetivo de este segundo ciclo es analizar la influencia del estado térmico de partida de la envolvente en la dispersión de contaminantes, ya que la envolvente de las manzanas y el ambiente exterior e interior no se encontrarán en equilibrio térmico, debido al almacenamiento de energía en los materiales urbanos durante las 24 horas anteriores.

Más concretamente, simularemos dos direcciones de viento (noroeste y noreste) y dos velocidades de viento en función de la velocidad de fricción  $u_*$  (0,33 y 0,44 m/s). Estos valores de  $u_*$  dan lugar a un módulo de la velocidad a 10 m de 4,8 m/s y 6,4 m/s respectivamente. El total equivalente es de 8 simulaciones de 24 horas: 2 direcciones del viento, 2 velocidades y 2 estados termodinámicos de partida. En la Tabla 3, se resumen las características de estas 8 simulaciones.

En el presente trabajo, se considerará el *caso base* como aquel con un viento del noroeste con  $u_* = 0,33$  m/s y un estado termodinámico inicial de no equilibrio. Es decir, el estado de partida de la envolvente a las 7 h (momento en el que empiezan las 24 h de simulación) es aquel en el cuál el sistema ya ha experimentado 24 horas de efectos térmicos en un ciclo previo.

Caso	Dirección	$u_*(ms^{-1})$	Envolvente de las manzanas
1	Noroeste	0,33	Equilibrio térmico
<b>2 (base)</b>	<b>Noroeste</b>	<b>0,33</b>	<b>Fuera del equilibrio</b>
3	Noreste	0,33	Equilibrio térmico
4	Noreste	0,33	Fuera del equilibrio
5	Noroeste	0,44	Equilibrio térmico
6	Noroeste	0,44	Fuera del equilibrio
7	Noreste	0,44	Equilibrio térmico
8	Noreste	0,44	Fuera del equilibrio

Tabla 3: Características de las 8 simulaciones de CFD realizadas: dirección de viento, velocidad de fricción ( $u_*$ ) y estado termodinámico inicial. El caso base se resalta en negrita.

## 4 Resultados

### 4.1 Análisis del flujo y de la dispersión de contaminantes provenientes del tráfico alrededor de la manzana central

La estructura del flujo en la atmósfera urbana determina la dispersión de los contaminantes dentro de las calles y, por ende, la calidad del aire que respiran los peatones. A lo largo de este sub-apartado se estudiarán, para el caso base, las propiedades del flujo atmosférico en las calles que rodean la manzana central.

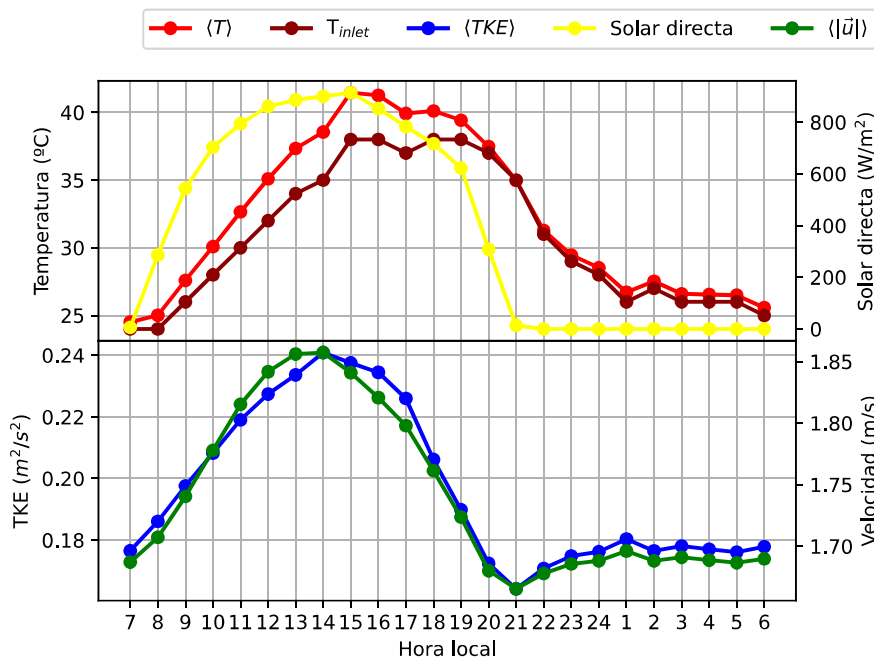


Figura 3: Evolución horaria de  $T_{inlet}$  (línea granate), radiación solar directa (línea amarilla) y los promedios espaciales en un plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central de: la Temperatura del aire (línea roja), TKE (línea azul) y velocidad (línea verde) para el caso base.

En la Figura 3, se representan, a cada hora del día, los promedios espaciales en un plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central, de las siguientes variables: módulo de la velocidad ( $\langle |\vec{u}| \rangle$ ), temperatura

del aire ( $\langle T \rangle$ ), y energía cinética turbulenta (TKE por sus siglas en inglés) ( $\langle TKE \rangle$ ). Con el fin de evaluar la variabilidad temporal del flujo dentro de las calles de la ciudad a una altura similar a la de los peatones. Junto a estas variables, se representan las distribuciones horarias de radiación solar directa y la temperatura del aire que entra en el dominio computacional ( $T_{inlet}$ ).

$\langle T \rangle$  es superior a  $T_{inlet}$  desde las 7 h hasta las 21 h, momento en el que se igualan ambas en 35 °C. Los máximos se encuentran a las 15 h, con 41.5 °C para  $\langle T \rangle$  y 38 °C para  $T_{inlet}$ . A esta hora, también se produce el máximo de irradiancia con 914  $W/m^2$ . Esta diferencia entre las dos temperaturas se debe a que, durante las primeras horas del ciclo, las paredes de las manzanas se calientan rápidamente debido a la radiación solar y van transfiriendo calor al aire de alrededor, el cuál ha llegado al dominio computacional relativamente frío tras la noche anterior. A las 20 h, la radiación solar directa ya ha descendido a un tercio de su valor máximo a las 15 h, pero  $T_{inlet}$  aún sigue siendo alta (37 °C) debido a la inercia térmica de los materiales urbanos. La situación entre el aire dentro de las calles y el que llega al dominio computacional es más parecida a una situación de equilibrio térmico a partir de las 20 h.

Para la velocidad y la TKE, se ha observado que existe correlación con la irradiancia y la temperatura (no se muestra en el presente trabajo). La diferencia entre las 15 h y las 21 h para  $\langle |\vec{u}| \rangle$  es de 0,19  $m/s$ , un 12%. Para la  $\langle TKE \rangle$ , esta diferencia es de 0,077  $m^2/s^2$ , un 47%. Por lo tanto, los efectos térmicos aceleran el viento a 3 m de altura y, sobre todo, le proporcionan un carácter más turbulento.

En el apéndice, puede encontrarse una figura análoga a la Figura 3, añadiendo las barras de error asociadas a la desviación estándar y así cuantificar la variabilidad en dicho plano a lo largo de un día. Para la temperatura del aire, existe una menor variabilidad en el espacio que para la velocidad o la TKE. La difusividad del calor en el aire es superior a la del momento, distribuyéndose más homogéneamente entre los puntos del plano  $z = 3$  m la temperatura que el momento o la turbulencia.

A continuación se estudiará esta variabilidad espacial del flujo dentro de las calles de la ciudad, particularizando para dos momentos del día. Las dos horas del día elegidas son las 15 h (máxima radiación solar directa) y 21 h (puesta del sol).

En primer lugar, se realiza un análisis tridimensional. Las líneas de corriente son las curvas tangentes al campo de velocidades en cada punto del espacio y se pueden emplear para este tipo de análisis. En la Figura 4 se representan las líneas de corriente para el caso base a las 15 h (Figura 4a) y a las 21 h (Figura 4b). El origen de las líneas de corriente es un volumen de 20 m de altura situado en la intersección de la calle norte con la calle oeste. Desde dicho volumen, parten 225 líneas distribuidas aleatoriamente y coloreadas en función de su velocidad vertical. Al proceder el viento del noroeste, se denominan calles a barlovento a aquellas situadas cara el viento, i.e., las calles norte y oeste de la manzana central. Las calles sur y este son consideradas a sotavento.

Las líneas de corriente muestran que el viento, al entrar por el noroeste, choca contra las paredes de la manzana central y desciende, volviendo a ascender en las paredes de enfrente al tiempo que se desplaza hacia el sur (calle oeste) o al este (calle norte), describiendo un movimiento en forma de hélice o tirabuzón. En las calles a sotavento, el flujo es ascendente en las paredes de la manzana central y descendente en las paredes de las manzanas vecinas. Además, el movimiento horizontal superpuesto a estos ascensos y descensos es más lento a sotavento que a barlovento, formándose una hélice o tirabuzón de menor paso, i.e., con mayor número de ascensos y descensos. A las 15 h, la pared sur de la manzana central está más caliente que la atmósfera y le transfiere calor, induciendo flotabilidad en el aire cercano a esas paredes. Esta flotabilidad asiste a la estructura básica del flujo, ascendente en esta pared (convección asistida), acelerando su movimiento vertical y también horizontal. A las 15 h, también se empiezan a iluminar las paredes orientadas al oeste. Sin embargo, la flotabilidad inducida

en el aire al transferirle calor se opone a la estructura básica del flujo, descendente en estas paredes (convección desasistida).

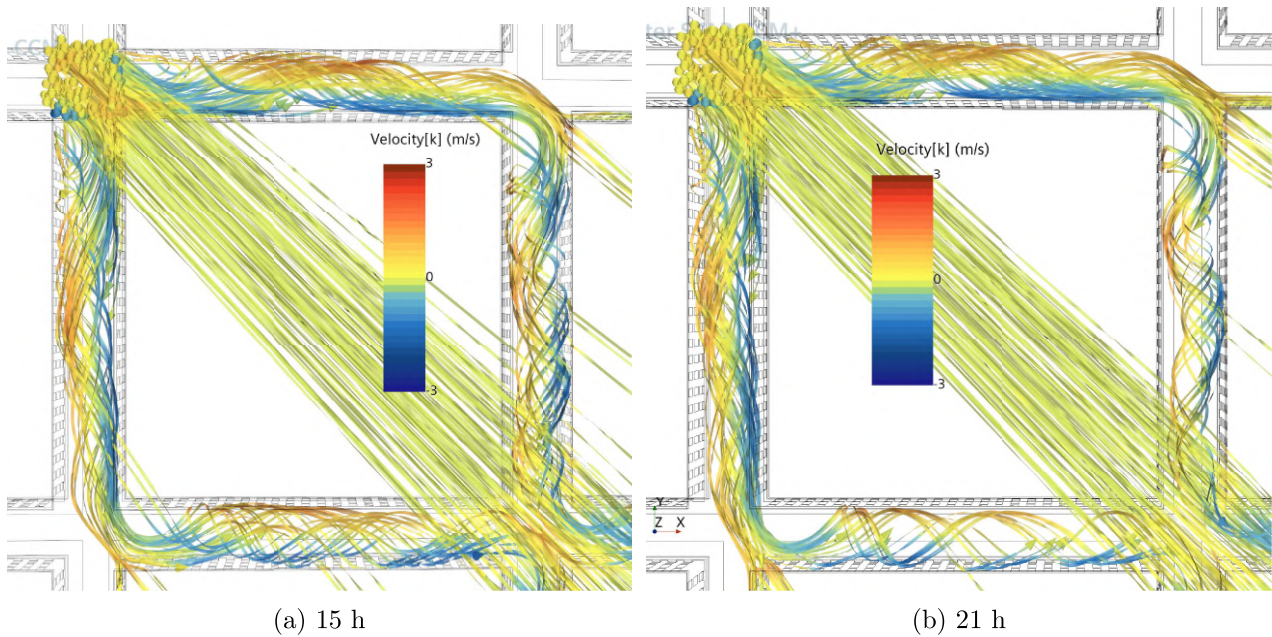


Figura 4: Líneas de corriente para el caso base, a las 15 h (a) y a las 21 h (b). Las líneas se colorean en función de su velocidad vertical.

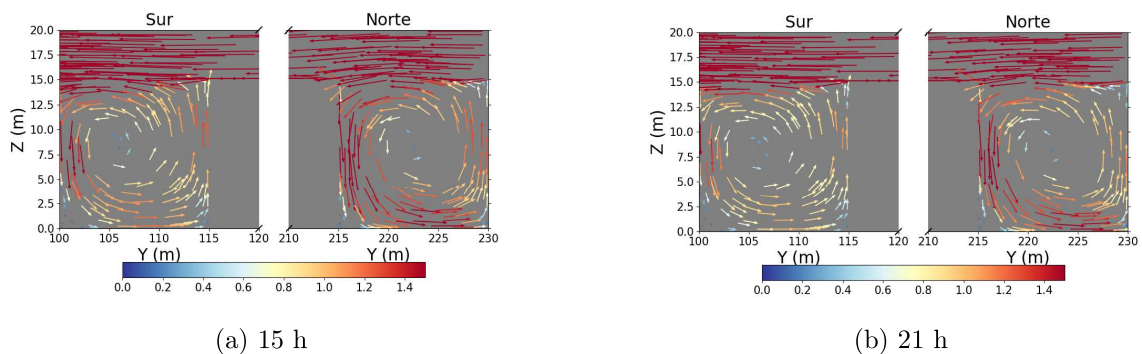


Figura 5: Componente tangencial del campo de velocidades (m/s) a las 15 h (a) y a las 21 h (b) para el caso base en un plano  $x = 165$  m.

En segundo lugar, se realiza un análisis bidimensional. Se puede visualizar el impacto de los efectos térmicos en el campo de velocidades en diferentes planos alrededor de la manzana central. Por ejemplo, en un plano  $x = 165$  m. Este plano corta al edificio central de norte a sur a la mitad de su anchura. En la Figura 5, se representa la componente tangencial del campo de velocidades en dicho plano a las 15 h (Figura 5a) y 21 h (Figura 5b). Los vórtices verticales que se observan en este plano no son simétricos, su centro está desplazado hacia el sur y la rama descendente tiene mayor velocidad que la ascendente. A las 15 h, se produce convección asistida en la pared orientada al sur en ambas calles y la velocidad de los vórtices aumenta moderadamente con respecto a las 21 h. Por ejemplo, en la calle norte, a las 15 h, entre el suelo y 10 m, el valor máximo de la velocidad en el plano es de 2,1 m/s. A las 21 h, este



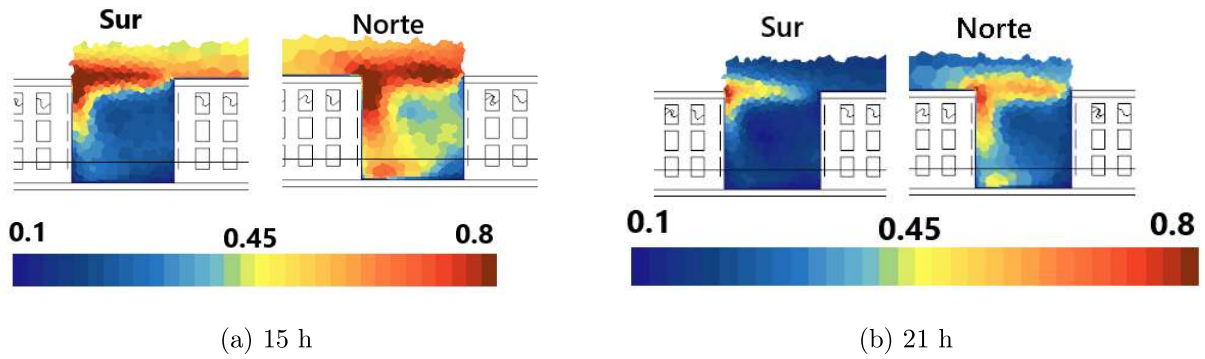


Figura 7: TKE ( $m^2/s^2$ ) a las 15 h (a) y a las 21 h (b) para el caso base en un plano  $x = 165$  m.

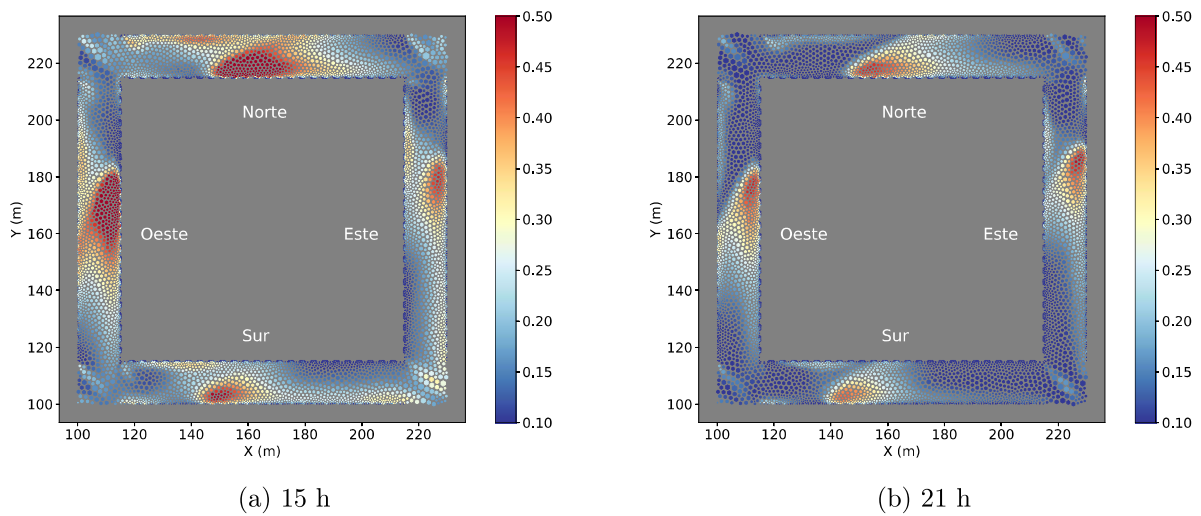


Figura 8: TKE ( $m^2/s^2$ ) a las 15 h (a) y a las 21 h (b) para el caso base en un plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central.

horizontal del campo de velocidades (Figura 6). El principal impacto del calentamiento de las paredes es el aumento generalizado en el plano de la TKE, como era de esperar. A las 15 h, el máximo en todo el plano es  $0,67 m^2/s^2$  y a las 21 h  $0,48 m^2/s^2$ . También se ha calculado el promedio espacial para cada calle y para las dos horas consideradas. El aumento del promedio de TKE a las 15 h en comparación con las 21 h es del 54% (calle norte), 50% (calle oeste), 49% (calle sur) y 28% (calle este).

Para concluir la descripción del flujo se analiza, alrededor de la manzana central, la diferencia de temperatura del aire respecto a  $T_{inlet}$ . En la Figura 9, se representa dicha diferencia de temperaturas a las 15 h (Figura 9a) y a las 21 h (Figura 9b), en el plano  $x = 165$  m. A las 15 h, parte de las superficies urbanas orientadas al sur, así como cubiertas y partes del suelo, se están calentando por la radiación solar y están cediendo calor al aire. Las menores diferencias se encuentran por encima de las cubiertas y se corresponden con aumentos de temperatura del orden de  $1 ^\circ C$ . Esto es debido a que el flujo por encima de las cubiertas, al estar muy acelerado, es muy eficiente transfiriendo calor. Las mayores diferencias se encuentran cerca de las paredes orientadas al sur, y pueden superar los  $13 ^\circ C$  (el máximo calentamiento en todo el plano representado fue de  $13,95 ^\circ C$  y el mínimo de  $0,95 ^\circ C$ ). A las 21 h, la transferencia de calor es menos importante y el aire que llega al dominio todavía está relativamente cálido. A esta hora, la máxima diferencia de temperaturas en el plano  $x = 165$  m es de  $1,05 ^\circ C$  (encima de las cubiertas, que aún están cediendo calor al aire) y la mínima de  $-0,85 ^\circ C$ , cerca

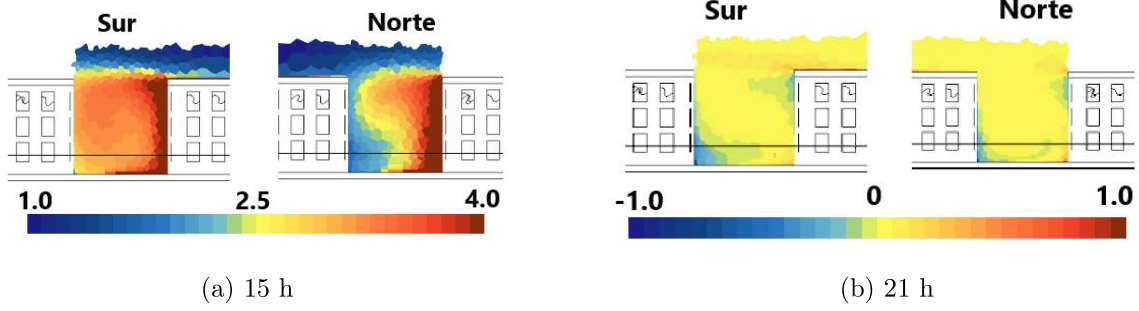


Figura 9: Diferencia de temperatura del aire respecto a la temperatura del aire que entra en el dominio computacional ( $^{\circ}C$ ). A las 15 h (a) y 21 h (b) para el caso base en un plano  $x = 165$  m. Las escalas de color están truncadas en sus valores extremos, i.e., los colores azul oscuro indican que la temperatura es igual o inferior al valor mínimo de la escala y los colores granates que la temperatura es igual o superior al valor máximo de la escala.

de los suelos. Dentro de las calles, la situación es próxima al equilibrio térmico.

La diferencia de temperaturas entre el aire alrededor de la manzana central y  $T_{inlet}$  se vuelve a representar en la Figura 10, en el plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central, a las 15 h (Figura 10a) y a las 21 h (Figura 10b). A las 15 h, las temperaturas a 3 m son superiores a  $T_{inlet}$  en la mayoría de puntos de dicho plano. Los mayores aumentos de temperatura superan los  $12^{\circ}C$  y se hallan cerca de las paredes aún iluminadas a esta hora y en las zonas de remanso asociadas a los vórtices horizontales. En estas zonas, el aire se recalienta debido a su estancamiento. Por el contrario, la temperatura del aire es homogénea en las regiones del plano donde la velocidad y la turbulencia son mayores y el transporte de calor por convección es más efectivo, situadas en las calles norte y oeste. A las 21 h (Figura 10b), la temperatura alrededor de la manzana central es prácticamente igual a  $T_{inlet}$ .

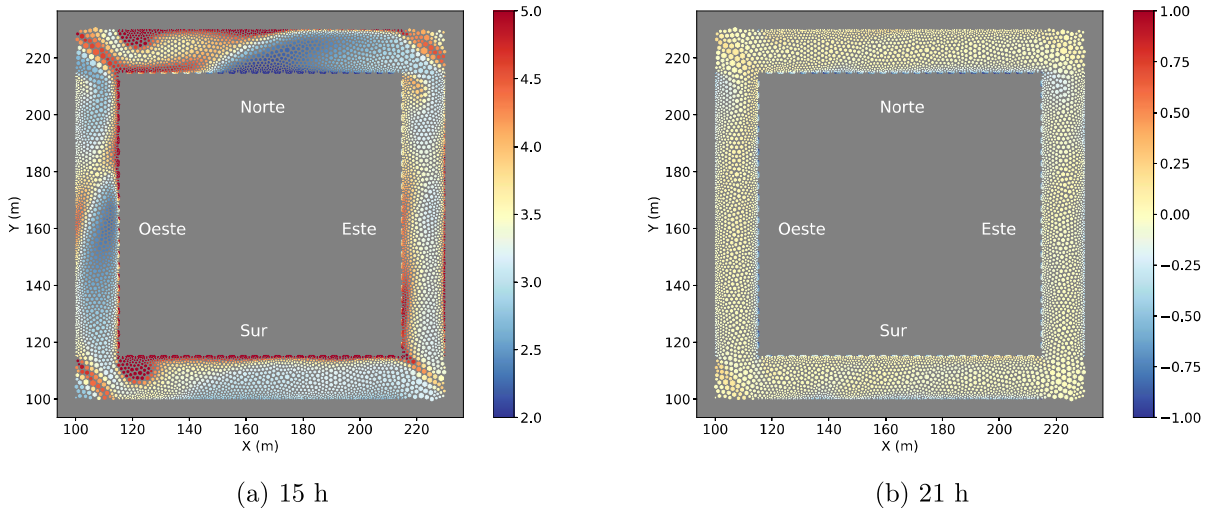


Figura 10: Diferencia de temperatura del aire respecto a la temperatura del aire que entra en el dominio computacional ( $^{\circ}C$ ). A las 15 h (a) y a las 21 h (b) para el caso base en un plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central. Las escalas de color están truncadas en sus valores extremos, i.e., los colores azul oscuro indican que la temperatura es igual o inferior al valor mínimo de la escala y los colores granates que la temperatura es igual o superior al valor máximo de la escala.

En resumen, las superficies urbanas, cuando están iluminadas por el sol, se calientan y ceden calor al aire. Este aire aumenta su temperatura en mayor medida en aquellas zonas de las calles donde la velocidad del viento y la turbulencia son bajas.

Una vez analizado el flujo dentro de las calles para el caso base, se estudia la distribución espacial y temporal de la concentración de gases contaminantes alrededor de la manzana central, también para el caso base. La concentración ( $C$ ) de un gas traza es inversamente proporcional a la velocidad del viento y densidad del aire, y directamente proporcional a la tasa de emisión por unidad de área ( $\frac{Q_v}{A}$ ). Por ello, se suele presentar normalizada empleando la velocidad de fricción  $u_*$ :

$$C_{norm} = C \cdot \frac{\rho_{aire} \cdot u_* \cdot A}{Q_v} \quad (16)$$

Para evaluar la contribución de los efectos térmicos a la mejora de la ventilación dentro de las calles se emplea el número de Richardson. Esta cantidad adimensional relaciona las fuerzas de flotabilidad con las fuerzas inerciales. El número de Richardson bulk ( $Ri_{bulk}$ ) se calcula a partir de la Longitud de Obukhov urbana ( $L_{urb}$ ) (Santiago et al., 2014).

$$Ri_{bulk} = \frac{H}{L_{urb}} = \frac{H \cdot g \cdot SH}{u_*^3 \cdot T_{inlet} \cdot \rho \cdot c_p} \quad (17)$$

Donde  $H=15$  m es la altura de las manzanas y  $SH$  el calor sensible puesto en juego por las superficies urbanas (cubiertas, suelo y fachadas) de la manzana central.

En la Figura 11 se representa, a cada hora del día, los promedios espaciales de  $C_{norm}$  en el plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central ( $\langle C_{norm} \rangle$ ) y  $Ri_{bulk}$ . Si nos fijamos en el caso base,  $\langle C_{norm} \rangle$  desciende por la mañana hasta alcanzar el mínimo (0.8) a las 13-14 h, cuando  $Ri_{bulk}$  es más elevado y los efectos térmicos son más importantes.  $\langle C_{norm} \rangle$  aumenta por la tarde hasta alcanzar su máximo (0.97) a las 21 h, momento en el que  $Ri_{bulk} < 0$ . Un  $Ri_{bulk}$  negativo indica que el aire le está cediendo calor a las paredes, y por lo tanto los efectos térmicos, en este caso, reducen la flotabilidad y, en consecuencia, la ventilación de las calles.  $\langle C_{norm} \rangle$  comienza a descender de nuevo hasta las 00 h, cuando tiende a estabilizarse. Al final de la noche, la concentración alcanza el valor que tenía al principio del ciclo. En general, la concentración aumenta cuando disminuye  $Ri_{bulk}$  y viceversa.

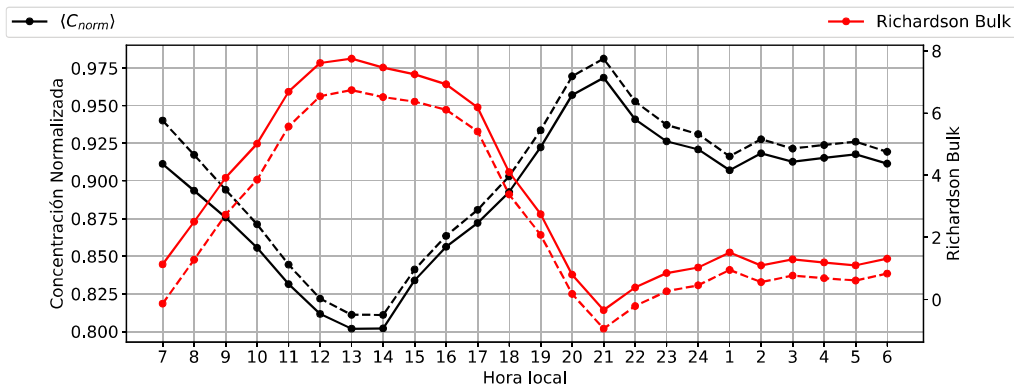


Figura 11: Evolución horaria de los promedios espaciales de la concentración normalizada en un plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central (líneas negras) y número de Richardson Bulk (línea roja). Se muestran en línea continua el caso base y en línea discontinua el caso 1 de la Tabla 3 (necesario para el apartado 4.2).

En la Figura 12, se representa  $C_{norm}$  en el plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central, a las 15 h

(Figura 12a) y a las 21 h (Figura 12b). Al igual que las variables meteorológicas, no está homogéneamente distribuida en dicho plano. La localización de los máximos de concentración (zonas críticas) se ha señalado mediante letras. Las zonas críticas son: (A) zonas de remanso al comienzo de las calles a sotavento, (B) fachadas sur y este de la manzana central, (C) paredes de la manzana central orientadas al noroeste, (D) zonas críticas de las calles a barlovento. La localización de estas zonas críticas coincide, en general, con mínimos de turbulencia (Figura 8). La principal diferencia entre las 15 h y las 21 h, es el descenso de  $C_{norm}$  en las zonas críticas a las 15 h (máximos atenuados). El máximo de  $C_{norm}$  en el plano estudiado es 8,9 a las 21 h y 6,4 a las 15h. Comparando las cuatro calles entre sí, en la calle este no se reduce tanto la concentración como en las demás. Por ejemplo, en la calle sur  $\langle C_{norm} \rangle$  pasa de 1,1 (21 h) a 0,85 (15 h), un descenso del 20%. En la calle este,  $\langle C_{norm} \rangle$  pasa de 1,01 (21 h) a 0,93 (15 h), un descenso del 8%. En las calles norte y oeste los descensos de  $\langle C_{norm} \rangle$ , entre esas dos horas, son del 14% y 15%, respectivamente. La calle este era precisamente la calle donde el flujo era menos sensible a los efectos térmicos a las 15 h.

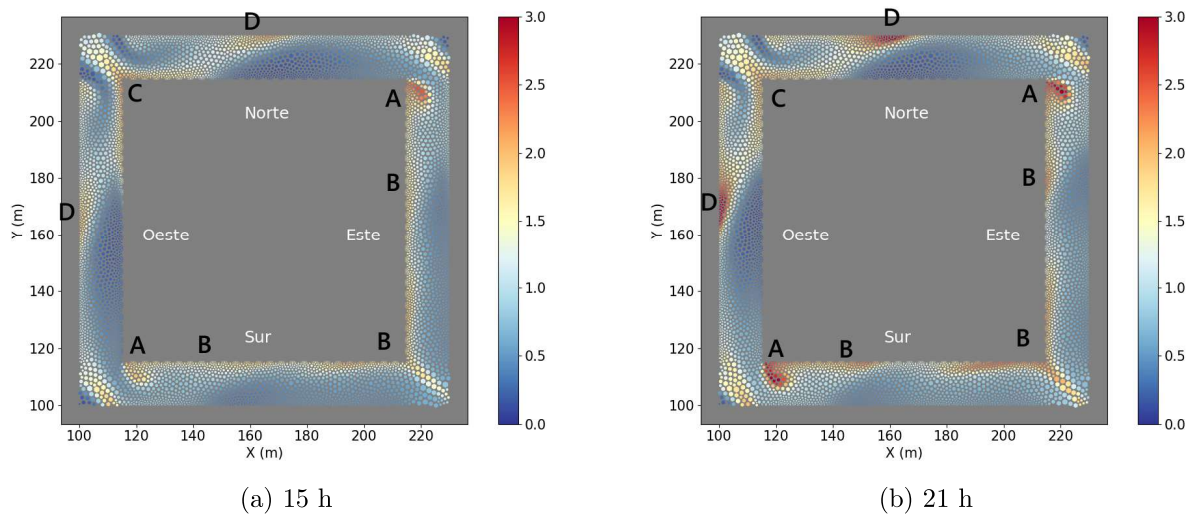


Figura 12: Concentración normalizada a las 15 h (a) y a las 21 h (b) para el caso base en un plano  $z=3$  m alrededor de la manzana central.

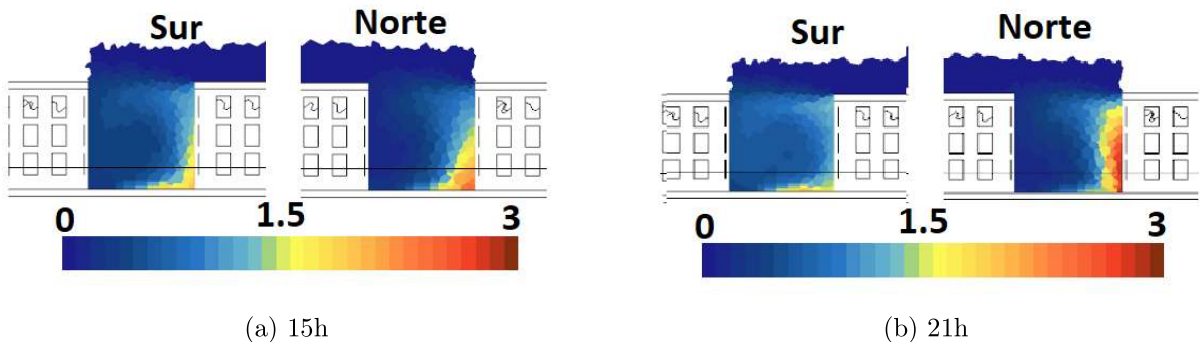


Figura 13: Concentración normalizada a las 15 h (a) y a las 21 h (b) para el caso base en un plano  $x=165$  m.

La dispersión de contaminantes también se estudia en el plano  $x = 165$  m en la Figura 13. Donde se representa  $C_{norm}$  a las 15 h (Figura 13a) y 21 h (Figura 13b). Para ambos momentos del día, existe un gradiente vertical, con menores concentraciones, en general, lejos de las fuentes de emisión que se

encuentran cerca del suelo. Los vórtices verticales dentro de las calles favorecen la acumulación de contaminantes en las paredes orientadas al sur. Estableciéndose un gradiente horizontal de concentraciones dentro de la calle. En la calle norte, a las 15 h, se han reducido las concentraciones máximas con respecto a las 21 h, debido al incremento de la turbulencia debido a los efectos térmicos (Figura 7).

En resumen, las mayores concentraciones dentro de las calles se encuentran en zonas de estancamiento del viento y de baja TKE. Los vórtices helicoidales transportan contaminantes dentro de las calles, tanto en la horizontal como en la vertical. Los efectos térmicos, en general, reducen las concentraciones de contaminantes a la altura de los peatones, aunque la medida en la que lo hacen depende de la estructura local del flujo y la de la importancia de dichos efectos a la hora considerada.

## 4.2 Efecto del estado de la envolvente en la dispersión de contaminantes provenientes del tráfico

Hasta el momento, se ha analizado el caso base. En este apartado, se considera el Caso 1 de la Tabla 3. Este nuevo caso se corresponde con la misma velocidad de fricción y dirección del viento que en el caso base. Sin embargo, al inicio del ciclo, a las 7 h, se parte de un estado de equilibrio térmico entre la envolvente y los ambientes interior y exterior.

Los promedios espaciales de  $C_{norm}$  ( $\langle C_{norm} \rangle$ ), en el plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central, a cada hora, se muestran en la Figura 11 para el caso 1 y también para el base, con el fin de poder compararlos.  $\langle C_{norm} \rangle$  en el caso 1 es más alta que en el caso base a todas las horas del día. La hora a la que la diferencia es más notable es las 7 h. A esta hora,  $\langle C_{norm} \rangle = 0,94$  para el caso 1 y  $\langle C_{norm} \rangle = 0,91$  para el base, un 3,3% de diferencia. Estas diferencias tienden a disminuir cuando los efectos térmicos se hacen más importantes (a las 15 h, son sólo del 0,9%) y vuelven a aumentar con la llegada de la noche.

A pesar de que las condiciones meteorológicas son idénticas durante ambos casos, a la envolvente le cuesta menos comenzar a calentarse tras la salida del sol si ya ha sufrido un ciclo previo de calentamiento y enfriamiento. Esto es debido a la inercia térmica de los materiales urbanos, que tras almacenar una cierta cantidad de energía térmica durante el día, no consiguen liberarla completamente durante la noche, causando que durante los sucesivos ciclos, presenten una menor resistencia a calentarse. Este comportamiento se refleja en el  $Ri_{bulk}$  en la Figura 11, el cuál es sistemáticamente inferior en el caso 1 (línea roja discontinua) que en el caso base (línea roja continua).  $Ri_{bulk}$  es mayor en el caso base porque los materiales urbanos liberan más calor sensible a la atmósfera si ya se han calentado previamente. A mayor calor sensible puesto en juego, mayor flotabilidad inducida en el aire de dentro de las calles y mejor dispersión de los contaminantes atmosféricos. Las mayores diferencias de  $Ri_{bulk}$  para ambos casos se encuentran, precisamente, es su valor máximo, a las 13 h. A esta hora  $Ri_{bulk} = 7,75$  para el caso base y  $Ri_{bulk} = 6,5$  para el caso 1, una diferencia del 18%.

En conclusión, el efecto del estado térmico inicial de la envolvente urbana tiene impactos de hasta el 18% en la flotabilidad inducida en el aire por los efectos térmicos. Sin embargo, en la dispersión de contaminantes dentro de la ciudad el impacto es menor, ya que las diferencias entre modelar o no modelar con precisión el estado térmico inicial apenas alcanzan el 3% en cuanto a niveles de concentración de gases contaminantes. Esto es debido a que, en este caso, las fuerzas de flotabilidad son secundarias en relación a las inerciales a la hora de transportar contaminantes, ya que  $Ri_{bulk} < 8$  incluso en las horas de máxima radiación solar directa.

### 4.3 Impacto de las condiciones meteorológicas en la dispersión de contaminantes provenientes del tráfico alrededor de la manzana central.

En el presente apartado, se estudia el impacto de la velocidad y dirección del viento que llega al dominio en la dispersión de contaminantes. Para ello, se incluyen en el análisis las simulaciones con viento del noreste (NE) y  $u_* = 0,33$  m/s (caso 4 en la Tabla 3), viento del noroeste (NO) y  $u_* = 0,44$  m/s (caso 6 en la Tabla 3) y viento del NE y  $u_* = 0,44$  m/s (caso 8 en la Tabla 3). Con el fin de analizarlas junto al caso base (caso 2 en la Tabla 3). Para los 4 casos, se parte de una situación de no equilibrio térmico entre la envolvente y los ambientes interior y exterior.

En primer lugar, se estudia en la Figura 14 la variabilidad a lo largo del día del promedio de concentración normalizada en el plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central ( $\langle C_{norm} \rangle$ ). Las nuevas direcciones y velocidades de viento consideradas siguen la misma tendencia que el caso base. Hallándose los máximos y mínimos de  $\langle C_{norm} \rangle$  en los mismos instantes del día. Para los cuatro casos de estudio, las concentraciones tienden a asemejarse durante la noche, cuando los efectos térmicos son menos importantes. Este comportamiento nocturno es coherente desde el punto de vista teórico: la concentración promedio normalizada es independiente de la velocidad del viento y, sin calentamiento diferencial de las fachadas, no hay direcciones de viento preferentes para la dispersión de los contaminantes.

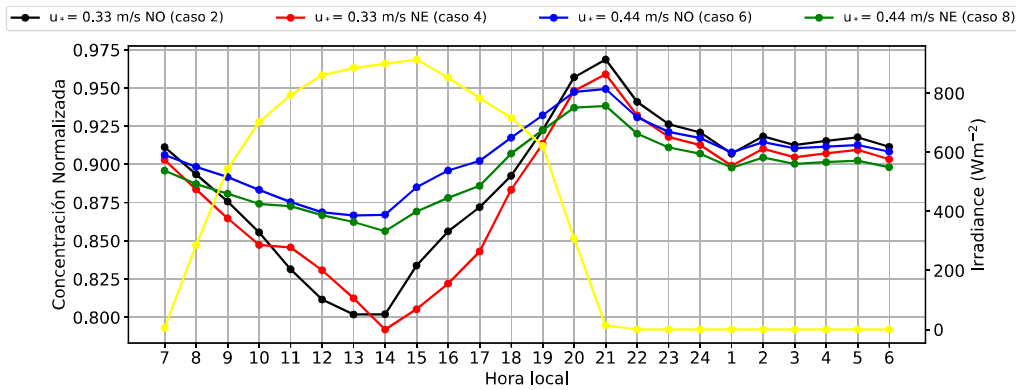


Figura 14: Evolución horaria de la radiación solar directa (línea amarilla) y de los promedios espaciales de la concentración normalizada en un plano  $z = 3$  alrededor de la manzana central para 4 casos diferentes (líneas negra, roja, azul y verde).

Durante el día (desde las 7 h hasta las 21 h), las simulaciones con  $u_* = 0.44$  m/s tienen una  $\langle C_{norm} \rangle$  mayor. Esto ocurre porque, al ser un régimen de velocidades más alto, el flujo es menos sensible al calor que las superficies urbanas ceden al aire. Por ejemplo, a las 14 h, cuando los efectos térmicos son importantes,  $\langle C_{norm} \rangle = 0,8$  para viento del NO y  $u_* = 0,33$  m/s. A esta misma hora, para viento del NO y  $u_* = 0,44$  m/s,  $\langle C_{norm} \rangle = 0,87$ . Esto quiere decir que, a mayor velocidad, la contribución de los efectos térmicos a su dispersión es menor.

Para  $u_* = 0,44$  m/s, las simulaciones con viento del NE tienen una  $\langle C_{norm} \rangle$  ligeramente inferior que las de viento del NO durante todo el ciclo estudiado. Sin embargo, para  $u_* = 0,33$  m/s, la dirección de viento con menores concentraciones asociadas va cambiando a lo largo del día. Por ejemplo, a las 15 h, donde las diferencias entre las dos direcciones del viento son mayores,  $\langle C_{norm} \rangle$  es igual a 0,83 con viento del NO y 0,81 con viento del NE (diferencia del 3,6%). Sin embargo, desde las 11 h hasta las 13 h, la simulación con viento del NE tiene una  $\langle C_{norm} \rangle$  mayor. Este comportamiento se debe a que, por un lado, la dirección del viento determina, en cada caso, en qué fachadas el flujo es ascendente o descendente. Por el otro lado, la hora del día determina qué fachadas se iluminan y ceden calor al aire.

Entre las 11 h y las 13 h, la convección es asistida en las cuatro calles si el viento es del NO pero sólo es asistida en las calles norte y sur (y desasistida en el resto) si el viento es del NE. Por este motivo, hay una mejor ventilación de las calles y  $\langle C_{norm} \rangle$  es ligeramente inferior para viento del NO, entre esas dos horas. Algo análogo ocurre entre las 15 h y las 17 h, intervalo de tiempo en el cuál hay un mayor número de calles con convección asistida si el viento es del NE y por ello  $\langle C_{norm} \rangle$  es inferior para esta dirección de viento, en ese intervalo.

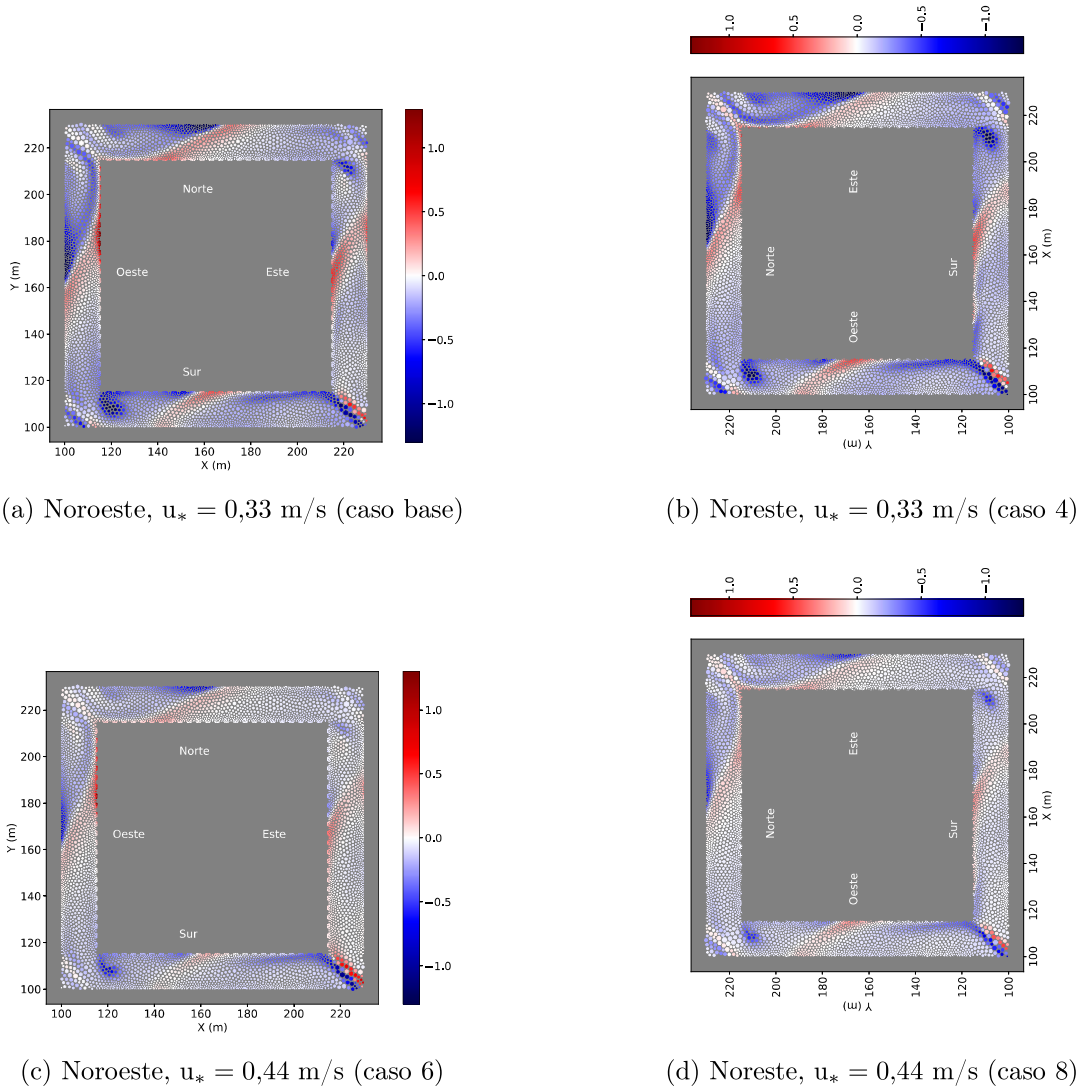


Figura 15: Diferencia de concentración normalizada entre las 15 h y las 21 h ( $C_{norm}(15\text{ h}) - C_{norm}(21\text{ h})$ ) en un plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central y para dos velocidades y dos direcciones de viento. Las figuras b y c se añaden rotadas  $90^\circ$  para facilitar su comparación con las figuras con viento del noroeste.

En segundo lugar, se presenta en la Figura 15, la diferencia  $\Delta C_{norm} = C_{norm}(15\text{ h}) - C_{norm}(21\text{ h})$  para los cuatro casos de estudio en el plano  $z = 3$  m alrededor de la manzana central. Con el fin de estudiar el efecto de la velocidad y dirección del viento en la distribución espacial de los gases contaminantes procedentes del tráfico. Para los casos con viento del NE (Figuras 15b y 15d), los mapas se han rotado  $90^\circ$  para facilitar la comparación con los casos con viento del NO. En los cuatro casos, la distribución

espacial de  $\Delta C_{norm}$  es análoga. La mayor parte del plano presenta valores negativos, lo que indica que las concentraciones son menores a las 15 h. Además, a mayor velocidad de fricción,  $\Delta C_{norm}$  es menos negativa, como era de esperar.  $\Delta C_{norm}$  es mínimo en las zonas de remanso de las calles a sotavento y en las calles a barlovento, en la pared de la manzana vecina a la central (zonas llamadas A y D en la Figura 12).

Los mayores impactos de la dirección del viento se observan con  $u_* = 0,33$  m/s para las calles a sotavento. Por ejemplo, si el viento es del NE (Figura 15b), las dos calles de sotavento presentan valores de  $\Delta C_{norm}$  similares (calles oeste y sur). Sin embargo, si el viento es del NO (Figura 15a), la calle este muestra  $\Delta C_{norm} \approx 0$  en muchos puntos del plano, como por ejemplo en la zona de remanso asociada a esta calle. Y, por el contrario, en la calle sur  $\Delta C \approx -1$  en la zona de remanso correspondiente. El observar que ambas calles a sotavento se comportan de manera parecida con viento del NE pero con viento del NO no, es debido a las horas elegidas para calcular  $\Delta C_{norm}$ . A las 15 h, la convección es asistida en ambas calles a sotavento para viento del NE y se favorece la ventilación (estructuras de flujo similares en ambas, máximos y mínimos de  $\Delta C_{norm}$  en posiciones simétricas). Para viento del NO, a esta misma hora, la convección es asistida en la calle sur pero desasistida en la este, dando lugar a mayores concentraciones en esta calle (estructuras de flujo no similares en ambas, máximos y mínimos de  $\Delta C_{norm}$  en posiciones no simétricas).

## 5 Conclusiones

Este Trabajo de Fin de Máster ha analizado mediante simulaciones de Dinámica de Fluidos Computacional (CFD) el impacto de los efectos térmicos en la dispersión de contaminantes del tráfico en un entorno urbano representativo del Barrio de Salamanca (Madrid) durante un episodio de ola de calor. Se han considerado ocho escenarios distintos, combinando direcciones y velocidades del viento, así como diferentes estados termodinámicos iniciales de la envolvente urbana.

Los resultados muestran una circulación en forma de vórtices helicoidales para el flujo atmosférico dentro de las calles. La radiación solar puede ser un factor determinante en el estudio de contaminantes atmosféricos, especialmente en periodos de estabilidad y baja velocidad del viento, al ser capaz de modificar los campos de velocidades, temperaturas y turbulencia (TKE). Durante las horas de máxima irradiancia, el calentamiento diferencial de las fachadas genera gradientes térmicos en el aire que intensifican la TKE y pueden acelerar el flujo en la vertical. Estas modificaciones en la vertical pueden mejorar la ventilación de las calles y reducir las concentraciones de contaminantes a nivel de peatón en zonas críticas, como zonas de remanso o en fachadas con flujo ascendente. A nivel horario, el mínimo de concentración se alcanza en torno a las 13-14 hora local, en consonancia con la máxima radiación solar incidente en esta época del año, y el máximo a las 21 h, coincidiendo con la puesta del sol.

En cuanto al estado termodinámico de partida de la envolvente, los resultados indican que su influencia sobre la dispersión de contaminantes es pequeña. No obstante, se ha observado una influencia significativa en el calor sensible puesto en juego por las superficies urbanas. Este resultado sugiere que, para las velocidades del viento simuladas, los efectos dinámicos predominan sobre los térmicos en cuanto a la dispersión de los contaminantes atmosféricos.

La dirección y velocidad del viento tienen un impacto notable en el flujo y, por lo tanto, en la eficiencia de la ventilación de las calles. A velocidades bajas, los efectos térmicos tienen mayor capacidad de modificar el flujo, mejorando la ventilación de las calles y, por lo tanto, reducir las concentraciones de los contaminantes. En cambio, a velocidades más altas, los efectos dinámicos dominan más todavía sobre los efectos térmicos, y las mejoras en la ventilación de las calles inducidas por la radiación son menores.

La dirección del viento modifica la localización de las zonas críticas (máximos de concentración) a sotavento. Las mejoras en la ventilación dependen, en esas zonas, de la hora del día.

En conjunto, este estudio demuestra que una modelización CFD con efectos térmicos permite reproducir con gran detalle la complejidad de la meteorología urbana y su impacto en la calidad del aire. No obstante, existen ciertas limitaciones asociadas a la metodología y a las aproximaciones realizadas. Las condiciones de contorno, en vez de actualizarse con el paso temporal de la simulación (1 segundo), cambian cada hora. Esta aproximación reduce en gran medida el tiempo y recursos computacionales necesarios, pero podría ser inadecuada durante la salida y puesta del sol, momentos donde el flujo de radiación solar cambia más rápidamente con el tiempo. La temperatura del aire que entra en el dominio computacional es constante con la altura. Un perfil estable puede no ser realista a nivel de barrio durante un día de ola de calor. En el futuro, en este tipo de simulaciones CFD, se pretenden utilizar perfiles del modelo WRF de mesoescala para la temperatura, la velocidad del viento y la turbulencia como condiciones de contorno. Además, la radiación de onda larga descendente se ha modelado mediante una cúpula celeste que se encuentra a una temperatura de emisión constante de 24 °C. Un posible trabajo futuro sería hacer un análisis de sensibilidad para estas aproximaciones o simular más direcciones de viento, a fin de acotar las incertidumbres y contar con más casos de estudio para evaluar el impacto de la meteorología en la calidad del aire dentro de las ciudades.

## Referencias

- Anderson, M. L. As the wind blows: The effects of long-term exposure to air pollution on mortality. *Journal of the European Economic Association*, 18(4):1886–1927, 2019.
- Baik, J. J. and Kim, J.-J. A numerical study of flow and pollutant dispersion characteristics in urban street canyons. *Journal of applied meteorology*, 38(11):1576–1589, 1999.
- Beloconi, A. and Vounatsou, P. Revised EU and WHO air quality thresholds: Where does europe stand? *Atmospheric Environment*, 314:120110, 2023.
- Borge, R., Lumbreras, J., Pérez, J., de la Paz, D., Vedrenne, M., de Andrés, J. M., and Rodríguez, M. E. 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, 2014.
- Borge, R., Narros, A., Artñiano, B., Yagüe, C., Gómez-Moreno, F. J., Paz, D., Román-Cascón, C., Díaz, E., Maqueda, G., Sastre, M., and others, . Assessment of microscale spatio-temporal variation of air pollution at an urban hotspot in Madrid (Spain) through an extensive field campaign. *Atmospheric environment*, 140:432–445, 2016.
- Brauer, M., Freedman, G., Frostad, J., Van Donkelaar, A., Martin, R. V., Dentener, F., Dingenen, R. v., Estep, K., Amini, H., Apte, J. S., and others, . Ambient air pollution exposure estimation for the global burden of disease 2013. *Environmental science & technology*, 50(1):79–88, 2016.
- Buccolieri, R., Santiago, J. L., Rivas, E., and Sanchez, B. Review on urban tree modelling in CFD simulations: Aerodynamic, deposition and thermal effects. *Urban Forestry & Urban Greening*, 31: 212–220, 2018.
- Castells-Quintana, D., Dienesch, E., and Krause, M. Air pollution in an urban world: A global view on density, cities and emissions. *Ecological Economics*, 189:107153, 2021.

- Cui, P.-Y., Ji, R., He, L., Zhang, Z., Luo, Y., Yang, Y., and Huang, Y.-D. Influence of GI configurations and wall thermal effects on flow structure and pollutant dispersion within urban street canyons. *Building and Environment*, 243:110646, 2023.
- Dobre, A., Arnold, S. J., Smalley, R. J., Boddy, J. W. D., Barlow, J. F., Tomlin, A. S., and Belcher, S. E. Flow field measurements in the proximity of an urban intersection in London, UK. *Atmospheric Environment*, 39(26):4647–4657, 2005.
- European Commission, . [https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality/eu-air-quality-standards\\_en](https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality/eu-air-quality-standards_en)EU air quality standards. Technical report, 2008.
- European Environment Agency, . <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2024>Europe’s air quality status 2024. Briefing 06/2024, European Environment Agency, 2024.
- Flaherty, J. E., Stock, D., and Lamb, B. Computational fluid dynamic simulations of plume dispersion in urban Oklahoma City. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 46(12):2110–2126, 2007.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., and Olivares, G. Simulation of NO<sub>x</sub> and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 38(14):2029–2044, 2004.
- Graff Zivin, J. and Neidell, M. Environment, health, and human capital. *Journal of economic literature*, 51(3):689–730, 2013.
- He, L., Hang, J., Wang, X., Lin, B., Li, X., and Lan, G. Numerical investigations of flow and passive pollutant exposure in high-rise deep street canyons with various street aspect ratios and viaduct settings. *Science of The Total Environment*, 584-585:189–206, 2017.
- Jeong, S. J. and Andrews, M. J. Application of the k- $\epsilon$  turbulence model to the high Reynolds number skimming flow field of an urban street canyon. *Atmospheric environment*, 36(7):1137–1145, 2002.
- Klein, P., Leitl, B., and Schatzmann, M. Driving physical mechanisms of flow and dispersion in urban canopies. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 27(14):1887–1907, 2007.
- Liang, Q., Miao, Y., Zhang, G., and Liu, S. Simulating microscale urban airflow and pollutant distributions based on computational fluid dynamics model: A review. *Toxics*, 11(11):927, 2023.
- Liu, J., Cui, S., Chen, G., Zhang, Y., Wang, X., Wang, Q., Gao, P., and Hang, J. The influence of solar natural heating and NO<sub>x</sub>-O<sub>3</sub> photochemistry on flow and reactive pollutant exposure in 2D street canyons. *Science of the Total Environment*, 759:143527, 2021.
- Liu, J. J. J. Integrated impact of solar radiation and turbulence on passive and reactive pollutant dispersion in 2D street canyon. In *16th Conference of the International Society of Indoor Air Quality and Climate: Creative and Smart Solutions for Better Built Environments (Indoor Air 2020)*, 2020.
- Malalasekera, W. and Versteeg, H. K. *An introduction to computational fluid dynamics*. Pearson education limited, 2007.
- Moussiopoulos, N., Ossanlis, I., and Barmpas, P. A study of heat transfer effects on air pollution dispersion in street canyons by numerical simulations. *International journal of environment and pollution*, 25(1-4):131–144, 2005.
- Patience, G. S. *Experimental Methods and Instrumentation for Chemical Engineers. Chapter 7 - Physicochemical Analysis*. Elsevier, 2013.

- Rivas, E., Santiago, J. L., Lechón, Y., Martín, F., Ariño, A., Pons, J. J., and Santamaría, J. M. CFD modelling of air quality in Pamplona City (Spain): Assessment, stations spatial representativeness and health impacts valuation. *Science of the Total Environment*, 649:1362–1380, 2019.
- Rodríguez-Sánchez, A., Santiago, J. L., Vivanco, M. G., Sanchez, B., Rivas, E., Martilli, A., and Martín, F. How do meteorological conditions impact the effectiveness of various traffic measures on NO<sub>x</sub> concentrations in a real hot-spot? *Science of the Total Environment*, 954:176667, 2024.
- Santiago, J. L. *Numerical and Experimental Study of Atmospheric Flows and Pollutant Dispersion in Urban Environment*. CIEMAT, 2006.
- Santiago, J. L. and Martín, F. Use of CFD modelling for estimating spatial representativeness of urban air pollution monitoring sites and suitability of their locations. *Física de la Tierra*, 27:191, 2015.
- Santiago, J. L., Martilli, A., and Martín, F. CFD simulation of airflow over a regular array of cubes. Part I: Three-dimensional simulation of the flow and validation with wind-tunnel measurements. *Boundary-layer meteorology*, 122:609–634, 2007.
- Santiago, J. L., Krayenhoff, E. S., and Martilli, A. Flow simulations for simplified urban configurations with microscale distributions of surface thermal forcing. *Urban Climate*, 9:115–133, 2014.
- Santiago, J. L., Sanchez, B., Quaassdorff, C., de la Paz, D., Martilli, A., Martín, F., Borge, R., Rivas, E., Gómez-Moreno, F. J., Díaz, E., Artiñano, B., Yagüe, C., and Vardoulakis, S. Performance evaluation of a multiscale modelling system applied to particulate matter dispersion in a real traffic hot spot in Madrid (Spain). *Atmospheric Pollution Research*, 11(1):141–155, 2020.
- Santiago, J. L., Rivas, E., Sanchez, B., Buccolieri, R., Esposito, A., Martilli, A., Vivanco, M. G., and Martín, F. Impact of different combinations of green infrastructure elements on traffic-related pollutant concentrations in urban areas. *Forests*, 13(8):1195, 2022.
- Siemens Digital Industries Software, . <https://www.plm.automation.siemens.com/global/es/products/simcenter/STAR-CCM.html> SimCenter STAR-CCM+, 2021.
- Siemens Digital Industries Software, . STAR-CCM+16.02.009-r8® user guide. 2023.
- Sini, J. F., Anquetin, S., and Mestayer, P. G. Pollutant dispersion and thermal effects in urban street canyons. *Atmospheric environment*, 30(15):2659–2677, 1996.
- Tominaga, Y. and Stathopoulos, T. Turbulent Schmidt numbers for CFD analysis with various types of flowfield. *Atmospheric Environment*, 41(37):8091–8099, 2007.
- World Health Organization, . *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization, 2021.
- Wu, M., Zhang, G., Wang, L., Liu, X., and Wu, Z. Influencing factors on airflow and pollutant dispersion around buildings under the combined effect of wind and buoyancy—a review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(19):12895, 2022.
- Xie, Z.-T. and Castro, I. P. Large-eddy simulation for flow and dispersion in urban streets. *Atmospheric Environment*, 43(13):2174–2185, 2009.

## A. Apéndice

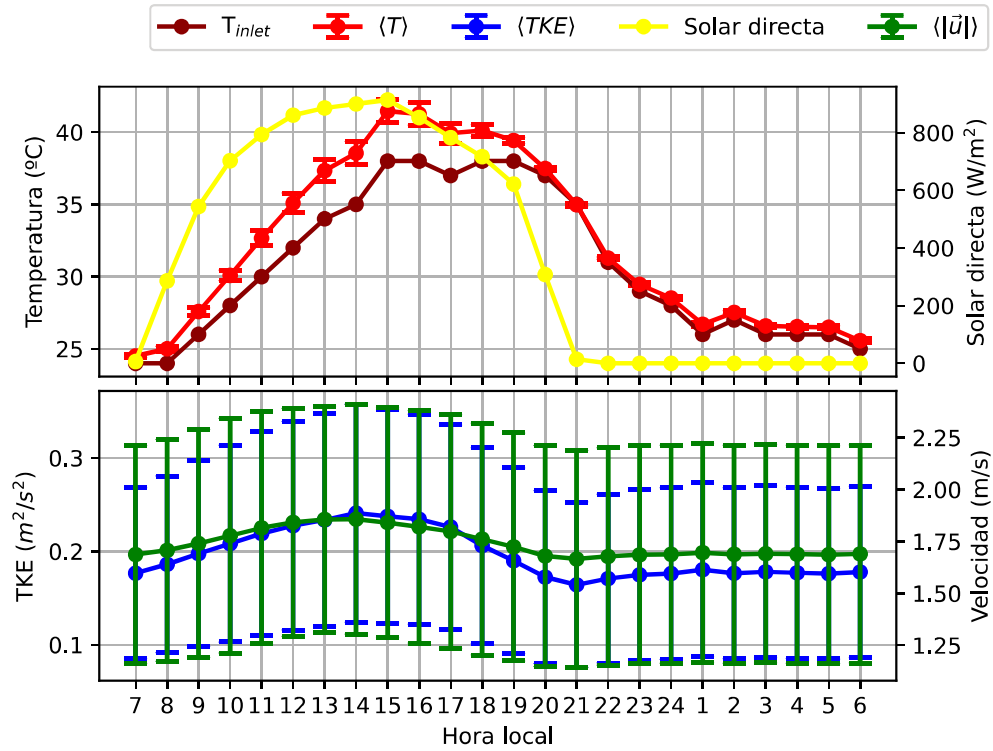


Figura A.1: Evolución horaria de la temperatura de  $T_{inlet}$  (línea granate), radiación solar directa (línea amarilla) y, en un plano  $z = 3$  m alrededor del edificio central, los promedios espaciales de: temperatura (línea roja), energía cinética turbulenta (línea azul) y velocidad (línea verde). Las barras de error indican la desviación estándar asociada a los datos en el plano en cada hora.