



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY

Análisis de la exposición personal a contaminantes ambientales en Montevideo

Mauro D'Angelo Taibo

Programa de Posgrado en Ingeniería Ambiental
Facultad de Ingeniería
Universidad de la República

Montevideo – Uruguay
Setiembre de 2023



FACULTAD DE
INGENIERÍA
UDELAR



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY

Análisis de la exposición personal a contaminantes ambientales en Montevideo

Mauro D'Angelo Taibo

Tesis de Doctorado presentada al Programa de Posgrado en Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República, como parte de los requisitos necesarios para la obtención del título de Doctor en Ingeniería Ambiental.

Director:

Dra. Ing. Alice Elizabeth González

Codirector:

Dr. Ing. Gabriel Usera

Director académico:

Dra. Ing. Alice Elizabeth González

Montevideo – Uruguay

Setiembre de 2023

D'Angelo Taibo, Mauro

Análisis de la exposición personal a contaminantes ambientales en Montevideo / Mauro D'Angelo Taibo. - Montevideo: Universidad de la República, Facultad de Ingeniería, 2023.

XXXVII, 255 p.: il.; 29,7cm.

Director:

Alice Elizabeth González

Codirector:

Gabriel Usera

Director académico:

Alice Elizabeth González

Tesis de Doctorado – Universidad de la República, Programa en Ingeniería Ambiental, 2023.

Referencias bibliográficas: p. 197 – 207.

1. calidad de aire urbano, 2. exposición ambiental, 3. monitoreo móvil, 4. simulación numérica. I. González, Alice Elizabeth, *et al.* II. Universidad de la República, Programa de Posgrado en Ingeniería Ambiental. III. Título.

INTEGRANTES DEL TRIBUNAL DE DEFENSA DE TESIS

Dr. Ing. José Cataldo

Dra. Ing. Mariana Mendina

Ph.D. Carlos Echeverri

Montevideo – Uruguay
Setiembre de 2023

Agradecimientos

En primer lugar, agradezco a los ciclistas que participaron de las mediciones de exposición ambiental que aquí se describen y analizan. Su aporte desinteresado permitió ampliar el conocimiento sobre las características y los determinantes de la calidad del aire urbano en Montevideo.

En segundo lugar, agradezco a las instituciones que cedieron información para la realización del presente estudio.

En tercer lugar, agradezco a la Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo de la Universidad de la República (UdelaR), por permitirnos colocar un equipo de medición en la azotea de su edificio durante todo el período de trabajo de campo.

Finalmente, agradezco a mis compañeros y compañeras de trabajo, a mis tutores y a mis afectos.

(Epígrafe:) ...*El derecho a la ciudad es por tanto mucho más que un derecho de acceso individual o colectivo a los recursos que esta almacena o protege; es un derecho a cambiar y reinventar la ciudad de acuerdo con nuestros deseos. Es, además, un derecho más colectivo que individual, ya que la reinvención de la ciudad depende inevitablemente del ejercicio de un poder colectivo sobre el proceso de urbanización.*

David Harvey en *Ciudades rebeldes. Del derecho de la ciudad a la revolución urbana.*

RESUMEN

En el presente estudio se realiza un análisis de la calidad del aire urbano en la ciudad de Montevideo, Uruguay, con énfasis en la evaluación de la exposición personal a contaminantes ambientales durante el uso de medios de transporte activos.

En este sentido, el objetivo del estudio es contribuir a la identificación de los factores determinantes de los niveles de exposición personal a contaminantes ambientales (contaminación atmosférica y sonora) durante el transporte activo, haciendo énfasis en las características del entorno urbano y en las condiciones meteorológicas.

Para la consecución de este objetivo, se desarrolló y puso en práctica una metodología de trabajo, que abarcó la realización de un monitoreo móvil de exposición personal a contaminantes ambientales sobre ciclistas voluntarios y voluntarias en Montevideo, registrando en simultáneo parámetros meteorológicos y variables del entorno urbano, y la utilización de un modelo computacional, desarrollado en la Facultad de Ingeniería de la UdelaR, para el análisis de la dispersión atmosférica de emisiones vehiculares en cañones urbanos.

A partir del trabajo realizado, se destaca la variabilidad temporal y espacial detectada para los parámetros de exposición ambiental. En este sentido, las zonas con mayores concentraciones ambientales y dosis de partículas (PM) y dióxido de nitrógeno (NO_2) difieren. Además, se encontraron diferencias entre las zonas con mayores concentraciones ambientales y dosis de NO_2 . Consecuentemente, al momento de diseñar una política de control de la calidad del aire, en primer lugar, deberá definirse el contaminante atmosférico objetivo, y establecer si esta política estará enfocada en la disminución de las concentraciones ambientales o dosis de los contaminantes atmosféricos.

En relación con lo anterior, los mayores niveles ambientales de NO_2 no se observaron en las zonas de mayor flujo vehicular. En este sentido, la relación de aspecto de las calles parecería tener influencia en la determinación de sus concentraciones ambientales. De acuerdo con las simulaciones numéricas realizadas, se observa un equilibrio entre la generación de un vórtice fuerte a nivel de calle, que promueva la dispersión de las emisiones vehiculares, a partir del

establecimiento de una relación de aspecto baja, y el aumento del volumen de mezcla, incrementando la relación de aspecto de los cañones urbanos. Esto último contribuiría al descenso de los niveles ambientales de los contaminantes atmosféricos, pero disminuiría la intensidad del vórtice, al debilitarse la interacción con el flujo de viento libre. Se entiende que la composición del flujo vehicular también influyó en la determinación de los niveles ambientales de los contaminantes atmosféricos.

De todas maneras, las condiciones meteorológicas afectan la calidad del aire urbano, incluso a escalas espaciales reducidas. Esto hace que las asociaciones encontradas entre exposición personal a contaminantes ambientales y variables del entorno urbano dependan de las condiciones meteorológicas, dificultando de esta manera la definición de políticas de control de la calidad del aire, y motivando en este sentido el establecimiento de condiciones meteorológicas de diseño para la elaboración de este tipo de políticas. Se entiende que el monitoreo móvil de la calidad del aire y la realización de simulaciones numéricas constituyen herramientas útiles para el diseño de políticas ambientales.

Palabras clave:

calidad de aire urbano, exposición ambiental, monitoreo móvil, simulación numérica.

ABSTRACT

In the present study, urban air quality is analyzed in Montevideo, Uruguay, with an emphasis on evaluating personal exposure to environmental pollutants during active transport. In this sense, the study's objective is to identify the determining factors of personal exposure levels to environmental pollutants (air and noise pollution) during active transport, focusing on urban environment characteristics and meteorological conditions. To this end, a work methodology was developed and put into practice, which included mobile monitoring of personal exposure to environmental pollutants on volunteer cyclists in Montevideo, simultaneously recording meteorological and urban environment parameters, and numerical simulations of traffic emissions atmospheric dispersion in urban street canyons, employing a computational model developed at the Faculty of Engineering of the UdelaR. Based on the study, temporal and spatial variability detected for the environmental exposure parameters stands out. In this sense, the areas with higher environmental concentrations and doses of PM and NO₂ differ.

Furthermore, differences were found between areas with higher environmental concentrations and doses of NO₂. Consequently, when designing an air quality control policy, the target atmospheric pollutant must be first defined, and it should be considered whether this policy will be focused on reducing environmental concentrations or doses of atmospheric pollutants.

Concerning the above, the highest environmental levels of NO₂ were not observed in the most congested areas. In this sense, the streets aspect ratios seem to influence their environmental concentrations. According to the numerical simulations carried out, there would seem to be a balance between the generation of a strong vortex at street level, which enables vehicular emissions atmospheric dispersion, from the establishment of a low street aspect ratio, and the increase in the mix volume, as a result of higher street aspect ratios of urban canyons. The latter would contribute to a decrease in environmental levels of atmospheric pollutants but would reduce the intensity of the vortex, as the interaction with the free wind flow would weaken. It is understood that traffic flow composition also influences atmospheric pollutants' environmental

levels.

In any case, meteorological conditions affect urban air quality, even at reduced spatial scales. The latter implies that the associations between personal exposure to environmental pollutants and urban environment parameters depend on meteorological conditions, challenging the development of air quality control policies and motivating the establishment of design meteorological conditions in this sense. Air quality mobile monitoring and atmospheric pollution dispersion modeling are understood to be valuable tools for designing environmental policies.

Keywords:

urban air quality, environmental exposure, mobile monitoring, numerical simulation.

Lista de figuras

2.1	Niveles máximos de inmisión para las concentraciones medias diarias de partículas (OI: Objetivo Intermedio; $T = 293$ K y $P = 1013$ hPa). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales de la OMS.	6
2.2	Cantidad de muertes atribuibles a la concentración ambiental de $PM_{2,5}$ en 2015. Fuente: adaptado de Cohen et al. (2017). . .	8
2.3	Cantidad de muertes atribuibles a la concentración ambiental de $PM_{2,5}$ por año y causa. Fuente: adaptado de Cohen et al. (2017).	9
2.4	Ejemplo de marco conceptual que muestra la relación entre la planificación urbana y del transporte, las exposiciones ambientales y la salud. Fuente: adaptado de Nieuwenhuijsen (2016). . .	19
2.5	Patrones de ciudad considerados en Cárdenas Rodríguez et al. (2016). Estos contemplan distintos niveles de densidad poblacional y fragmentación (zonificación, segregación). Fuente: adaptado de Cárdenas Rodríguez et al. (2016).	20
2.6	Impacto de la emisión de contaminantes atmosféricos de una fuente puntual en un edificio alto (a) ubicado viento abajo y (b) ubicado viento arriba (las flechas indican la dirección de viento). Fuente: adaptado de Lateb et al. (2016).	22
2.7	Regímenes de flujo asociados a flujos de viento sobre arreglos de edificios con relaciones de aspecto (H/W) crecientes. Fuente: Oke (1988).	23
2.8	Líneas umbrales de separación entre los regímenes de flujo definidos. Fuente: adaptado de Oke (1988).	24

2.9	Representación esquemática de las escalas espaciales utilizadas en el marco de modelos climáticos, en conjunto con sus respectivas distancias horizontales típicas. Fuente: adaptado de Toparlar et al. (2017).	26
2.10	Esquema de la estructura de la CLA urbana indicando las distintas subcapas existentes y su nomenclatura. Se entiende que la sub capa rugosa (UCL) se extendería entre la superficie y una altura cercana al doble de la altura de los edificios. Fuente: adaptado de Lateb et al. (2016).	27
2.11	Principales tipos de ciclovías existentes en Montreal, Canadá. Fuente: adaptado de Apparicio et al. (2016).	30
2.12	Ilustración de diversas características del modelo <code>caffa3d.MBRi</code> . Fuente: Mendina et al. (2014).	40
2.13	Líneas de flujo sobre una topografía y alrededor de edificios. Fuente: Mendina et al. (2014).	41
2.14	Diferentes geometrías urbanas utilizadas en simulaciones numéricas genéricas. Fuente: Toparlar et al. (2017).	42
2.15	Ejemplo de dominio de cálculo para simulación numérica de la dispersión atmosférica de emisiones vehiculares en el seno de un cañón urbano (el cañón urbano bajo estudio presentó una relación de aspecto igual a 2; el parámetro B representa el ancho de calle). Se aprecian los tipos de condiciones de borde utilizados. Fuente: Ming et al. (2017).	43
2.16	Distancias mínimas recomendadas entre los edificios y las fronteras del dominio de cálculo. Fuente: Blocken (2015).	43
2.17	Niveles máximos de inmisión para las concentraciones medias diarias de partículas (OI: Objetivo Intermedio; DN: Decreto Nacional; $T = 293$ K y $P = 1013$ hPa). En rojo se muestran los límites presentes en el Decreto Nacional. Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.	51
2.18	Niveles máximos de inmisión para las concentraciones medias anuales de partículas (OI: Objetivo Intermedio; DN: Decreto Nacional; $T = 293$ K y $P = 1013$ hPa). En rojo se muestran los límites presentes en el Decreto Nacional. Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.	52

2.19	Distribución sectorial y geográfica de las emisiones nacionales de NO _x y CO en 2015. Fuente: Cataldo et al. (2019).	55
2.20	Ubicación de las estaciones de calidad del aire de la red de monitoreo de Montevideo operativas en 2022. Fuente: elaboración propia a partir de informes semanales oficiales.	58
2.21	Niveles ambientales promedios diarios oficiales de PM _{2,5} registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 1) (T = 293 K y P = 1013 hPa). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.	59
2.22	Niveles ambientales promedios diarios oficiales de PM _{2,5} registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 2) (T = 293 K y P = 1013 hPa). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.	60
2.23	Niveles ambientales promedios horarios (máximos diarios) oficiales de NO ₂ registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 1) (T = 293 K y P = 1013 hPa). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.	61
2.24	Niveles ambientales promedios horarios (máximos diarios) oficiales de NO ₂ registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 2) (T = 293 K y P = 1013 hPa). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.	62
2.25	Niveles ambientales promedios diarios oficiales de PM ₁₀ registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (T = 293 K y P = 1013 hPa). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.	63
3.1	Procedimiento de promediación de mediciones instantáneas, de forma tal de obtener una medición por viaje y por cuadra. A modo de ejemplo, los círculos rojos llenos y vacíos pertenecen a dos viajes diferentes y generan un valor para la cuadra roja cada uno, a partir de sus respectivas promediaciones. Además, cada medición se asoció con el tipo de ciclovía existente (líneas verdes). Fuente: Farrell et al. (2015).	69

3.2	Ejemplos de metodologías de sujeción de equipos de medición en bicicletas.	69
3.3	Mapa de las medianas de las concentraciones de BC para cada polígono de 65 m de largo (ciclistas: cuadrados; peatones: círculos). Fuente: Targino et al. (2018).	70
3.4	Procedimiento de determinación del número de mediciones necesarias para la obtención de resultados representativos (el valor promedio total y la desviación de 25 % alrededor del promedio se representan por las líneas horizontales rojas; las líneas negras indican los percentiles 2,5 y 97,5 de los valores promedio para cada cantidad de mediciones considerada). Fuente: Van den Bossche et al. (2015).	71
3.5	Ejemplo de procedimiento de trazado de rutas ciclistas y de incorporación de factores relevantes (rojo: alto tráfico vehicular; azul: edificios de gran altura; verde: presencia de infraestructura ciclista; negro: elevada actividad industrial o comercial). Fuente: elaboración propia.	76
3.6	Proceso de definición de rutas de monitoreo. Fuente: proyecto <i>Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo</i>	77
3.7	Afiche utilizado para la convocatoria a ciclistas. Fuente: proyecto <i>Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo</i>	80
3.8	Equipos de medición utilizados. Se emplearon dos equipos Aeroqual Series 500 idénticos, con diferentes cabezales. Fuente: elaboración propia utilizando imágenes comerciales de los equipos.	82
3.9	Ubicación del equipo Aeroqual AQM10, y medición simultánea con sensores portátiles. Fuente: proyecto <i>Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo</i>	84

3.10	Trabajo de campo desarrollado. a) Instalación de equipos de medición en la bicicleta; b) Ciclista participante con bicicleta equipada; c) Realización de mediciones; d) Retiro de sensores y finalización de la actividad. Fuente: proyecto <i>Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo</i> .	85
3.11	Ejemplo de proyección de registros sobre el eje de calle, para uno de los monitoreos móviles realizados. Fuente: elaboración propia.	88
3.12	Dominios de cálculo genéricos utilizados en Ai y Mak (2017). Fuente: Ai y Mak (2017).	91
3.13	Flujo de aire y ELCR para a) $H/W = 1$ b) $H/W = 2$ y c) $H/W = 3$ para una velocidad del viento incidente igual a 1 m/s. Fuente: Scungio et al. (2018).	93
3.14	Otro ejemplo de presentación gráfica de resultados de simulaciones numéricas, para flujo de viento perpendicular al cañón urbano bajo estudio. Fuente: McNabola et al. (2009).	94
3.15	Ejemplo de conjunto de bloques perteneciente a la Zona de Calles. Fuente: elaboración propia.	96
3.16	Ejemplo de conjunto de bloques perteneciente a la Zona de Edificios. Fuente: elaboración propia.	97
3.17	Ejemplo de conjunto de bloques perteneciente a la Zona de Intersección. Fuente: elaboración propia.	97
3.18	Grilla de cálculo del dominio genérico <i>BASE</i> . Fuente: elaboración propia.	98
3.19	Construcción del dominio de cálculo <i>RA1</i> a partir del dominio de cálculo <i>BASE</i> . En color amarillo se muestran los nuevos bloques de cálculo construidos (en total se agregaron 14 bloques de cálculo con respecto al dominio de cálculo <i>BASE</i>). Fuente: elaboración propia.	99
3.20	Construcción del dominio de cálculo <i>RA2</i> a partir del dominio de cálculo <i>RA1</i> . En color cian se muestran los nuevos bloques de cálculo construidos (en total se agregaron 14 bloques de cálculo con respecto al dominio de cálculo <i>RA1</i>). Fuente: elaboración propia.	99

4.1	Rutas de monitoreo definidas (izquierda: Ruta N°1; derecha: Ruta N°2). Se indica la ubicación del equipo Aeroqual AQM10. Fuente: elaboración propia.	112
4.2	Imágenes descriptivas de las rutas de monitoreo. a) Ruta N°1 (sitio de conteo vehicular C1 en la figura 4.3); b) Ruta N°1 (sitio de conteo vehicular C4 en la figura 4.3); c) Ruta N°2 (sitio de conteo vehicular B1 en la figura 4.3); d) Ruta N°2 (sitio de conteo vehicular B5 en la figura 4.3). Fuente: elaboración propia.	113
4.3	Evaluación del flujo vehicular en la zona de estudio. a) Cámaras de registro de flujo vehicular total; b) Sitios de conteo manual de flujo vehicular. Fuente: elaboración propia.	114
4.4	Distribución de conteos vehiculares entre los días de la semana. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.	115
4.5	Composición promedio del flujo vehicular (Ruta N°1). Fuente: elaboración propia.	116
4.6	Composición promedio del flujo vehicular (Ruta N°2). Fuente: elaboración propia.	118
4.7	Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Altura de edificios promedio por cuadra; b) Ancho de calle por cuadra. Fuente: elaboración propia.	122
4.8	Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Relación de aspecto por cuadra; b) Densidad de construcción por cuadra. Fuente: elaboración propia.	123
4.9	Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Uso del suelo comercial por cuadra; b) Uso del suelo industrial por cuadra. Fuente: elaboración propia.	124
4.10	Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Infraestructura ciclista por cuadra; b) Flujo vehicular total promedio por cuadra. Fuente: elaboración propia.	125
4.11	Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Desviación estándar de la altura de edificios por cuadra; b) Puntos singulares de las rutas de monitoreo. Fuente: elaboración propia.	126
4.12	Rosas de viento registradas durante la campaña de monitoreo en la azotea de la Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo de la UdelaR. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.	127

4.13	Variación temporal de los parámetros meteorológicos registrados. a) Temperatura ambiente promedio por recorrido (°C); b) Humedad relativa ambiente promedio por recorrido (%); c) Velocidad del viento promedio por recorrido (m/s). Fuente: elaboración propia.	128
4.14	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) (1 ^{era} parte). Fuente: elaboración propia.	130
4.15	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) (2 ^{da} parte). Fuente: elaboración propia.	131
4.16	Distribución mensual de las mediciones realizadas. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2; c) Resultados acumulados de ambas rutas. Fuente: elaboración propia.	132
4.17	Hora de inicio de las mediciones. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2; c) Resultados acumulados de ambas rutas. Fuente: elaboración propia.	133
4.18	Hora de finalización de las mediciones. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2; c) Resultados acumulados de ambas rutas. Fuente: elaboración propia.	134
4.19	Variación temporal de los parámetros de exposición ambiental registrados. a) Concentración promedio por recorrido de PM ₁₀ (µg/m ³); b) Concentración promedio por recorrido de PM _{2,5} (µg/m ³); c) Concentración promedio por recorrido de NO ₂ (µg/m ³); d) Proporción promedio por recorrido de partículas finas (PM _{2,5} /PM ₁₀); e) Dosis potencial total por recorrido de PM ₁₀ inhalada (µg); f) Dosis potencial total por recorrido de PM _{2,5} inhalada (µg); g) Dosis potencial total por recorrido de NO ₂ inhalada (µg); h) Dosis total de ruido por recorrido (%). Fuente: elaboración propia.	137

4.20	Mapas promedio de los parámetros de exposición ambiental registrados. a) Concentración promedio por cuadra de PM ₁₀ ; b) Concentración promedio por cuadra de PM _{2,5} ; c) Concentración promedio por cuadra de NO ₂ ; d) Proporción promedio por cuadra de partículas finas (PM _{2,5} /PM ₁₀) (1 ^{era} parte). Fuente: elaboración propia.	138
4.21	Mapas promedio de los parámetros de exposición ambiental registrados. a) Niveles promedio por cuadra de ruido; b) Dosis instantánea potencial promedio de PM ₁₀ inhalada por cuadra; c) Dosis instantánea potencial promedio de PM _{2,5} inhalada por cuadra; d) Dosis instantánea potencial promedio de NO ₂ inhalada por cuadra (2 ^{da} parte). Fuente: elaboración propia.	139
4.22	Mapas de la mediana de las anomalías de concentración de los contaminantes atmosféricos promedio por cuadra. a) PM ₁₀ ; b) PM _{2,5} ; c) NO ₂ . Fuente: elaboración propia.	140
4.23	Valores promedio por calle de las variables de exposición ambiental registradas. a) Concentración de PM ₁₀ ; b) Concentración de PM _{2,5} ; c) Concentración de NO ₂ ; d) Nivel de ruido. Fuente: elaboración propia.	141
4.24	Valores promedio por calle de la tasa de ventilación corporal registrada. Fuente: elaboración propia.	142
4.25	Valores promedio por calle de las dosis instantáneas potenciales de contaminantes atmosféricos inhaladas registradas. a) PM ₁₀ ; b) PM _{2,5} ; c) NO ₂ . Fuente: elaboración propia.	143
4.26	Valores promedio por calle para dos de las características del entorno urbano analizadas. a) Flujo vehicular total; b) Relación de aspecto. Fuente: elaboración propia.	144
4.27	Ejemplo de dendrograma (metodología Single-linkage; conjunto de datos CD). Los índices de mediciones hacen referencia a registros particulares. Fuente: elaboración propia.	153
4.28	Ejemplo de gráfico de evolución de la distancia vencida durante cada etapa de agrupamiento, hasta formar un único cluster (metodología Single-linkage; conjunto de datos CD). Fuente: elaboración propia.	154

4.29	Anomalías estandarizadas de las concentraciones de NO_2 y del flujo vehicular total, para el conjunto de datos CD. a) Concentración de NO_2 ; b) Flujo vehicular total. Fuente: elaboración propia.	156
4.30	Valores de la mediana de las excedencias porcentuales promedio por cuadra. a) PM_{10} ; b) $\text{PM}_{2,5}$. Fuente: elaboración propia. . . .	159
4.31	Mapas promedio de velocidad del viento, para la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio. Resultados correspondientes al dominio de cálculo <i>BASE</i> , y a las velocidades del viento <i>WS1</i> , <i>WSBASE</i> y <i>WS2</i> (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha) (1 ^{era} parte). Fuente: elaboración propia.	163
4.32	Mapas promedio de velocidad del viento, para la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio. Resultados correspondientes al dominio de cálculo <i>BASE</i> , y a las velocidades del viento <i>WS1</i> , <i>WSBASE</i> y <i>WS2</i> (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha) (2 ^{da} parte). Fuente: elaboración propia. .	164
4.33	Mapas promedio del módulo de la velocidad del viento, para la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio. Resultados correspondientes a la velocidad del viento <i>WSBASE</i> , y a los dominios de cálculo <i>BASE</i> , <i>RA1</i> y <i>RA2</i> (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.	165
4.34	Perfiles verticales de velocidad horizontal del viento promedio en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio (m/s), y para la línea longitudinal media. Resultados correspondientes a la velocidad del viento <i>WSBASE</i> (las líneas punteadas indican la altura de los edificios para cada dominio de cálculo, de acuerdo con el código de colores utilizado). Fuente: elaboración propia.	166
4.35	Mapas promedio de concentración de $\text{PM}_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para los diferentes dominios de cálculo simulados (izquierda: <i>BASE</i> ; centro: <i>RA1</i> ; derecha: <i>RA2</i>). Resultados correspondientes a la velocidad del viento <i>WSBASE</i> y al escenario de flujo vehicular <i>BASE</i> (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.	167

- 4.36 Perfiles verticales de concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (promedio en la sección hasta cada altura graficada). Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (las líneas punteadas indican la altura de los edificios para cada dominio de cálculo, de acuerdo con el código de colores utilizado). Fuente: elaboración propia. . 168
- 4.37 Mapas promedio de concentración de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para diferentes velocidades del viento incidentes (izquierda: *WS1*; centro: *WSBASE*; derecha: *WS2*). Resultados correspondientes al dominio de cálculo *RA1* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia. 169
- 4.38 Concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para una capa de aire de 2 m de altura sobre los edificios, por encima de la calle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Resultados correspondientes al escenario de flujo vehicular *BASE*. Fuente: elaboración propia. 169
- 4.39 Mapas promedio de concentración de $PM_{2,5}$ vistos en planta (a la mitad de la altura de los edificios), para los diferentes dominios de cálculo simulados (izquierda: *BASE*; centro: *RA1*; derecha: *RA2*). Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (viento incidente de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia. . . 171
- 4.40 Mapas promedio de concentración de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para los diferentes escenarios alternativos de flujo vehicular considerados. Resultados correspondientes al dominio de cálculo *RA1* y a la velocidad del viento *WSBASE* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia. 172
- 4.41 Dosis promedio de $PM_{2,5}$ en rutas ciclistas ubicadas viento arriba y viento abajo, dentro del cañón urbano bajo estudio (μg), para distintos escenarios de flujo vehicular. Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE* y a la velocidad del viento *WSBASE*. Fuente: elaboración propia. 173

4.42	Perfiles verticales de concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Resultados correspondientes a la velocidad del viento <i>WSBASE</i> y al escenario de flujo vehicular <i>BASE</i> . Fuente: elaboración propia.	173
4.43	Mapas promedio de concentración de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para los diferentes análisis de verificación de las simulaciones numéricas realizados. Resultados correspondientes al dominio de cálculo <i>BASE</i> , a la velocidad del viento <i>WSBASE</i> y al escenario de flujo vehicular <i>BASE</i> (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.	174
4.44	Ubicación de los dominios de cálculo en el marco de las líneas umbrales de separación entre los regímenes de flujo definidas en Oke (1988). Fuente: elaboración propia a partir de Oke (1988).	177
4.45	Efecto de los escenarios alternativos de flujo vehicular en la reducción de la concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio (%). Resultados correspondientes al dominio de cálculo <i>BASE</i> y a la velocidad del viento <i>WSBASE</i> . Fuente: elaboración propia.	179
4.46	Efecto de los escenarios alternativos de flujo vehicular, diseñados para la velocidad del viento <i>WSBASE</i> , en la reducción de la concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, cuando se tienen diferentes velocidades del viento (%). Resultados correspondientes al dominio de cálculo <i>BASE</i> . Fuente: elaboración propia.	180
4.47	Perfiles verticales de concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para diferentes escenarios de flujo vehicular ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Resultados correspondientes al dominio de cálculo <i>BASE</i> y a la velocidad del viento <i>WSBASE</i> . Fuente: elaboración propia.	181
4.48	Ilustración del procedimiento de determinación de los máximos intervalos de tiempo con autocorrelación significativa (los valores que se encuentran fuera del área sombreada representan correlaciones de Pearson significativas con un 95 % de confianza). a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.	183

4.49	Cantidad de cuadras con autocorrelación significativa. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.	184
4.50	Fracción porcentual no cubierta de la Ruta N°1 a causa de desvíos ciclistas, en relación a la longitud total de esta ruta de monitoreo, para cada uno de los recorridos efectuados. Fuente: elaboración propia.	185
A1	Planillas de registro manual del flujo vehicular en la Ruta N°1. Fuente: elaboración propia.	216
B1	Planillas de registro manual del flujo vehicular para estimación de su composición. Fuente: elaboración propia.	218
C1	Consentimiento informado (1 ^{era} parte). Fuente: proyecto <i>Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo</i>	220
C2	Consentimiento informado (2 ^{da} parte). Fuente: proyecto <i>Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo</i>	221
D1	Esquema de notebooks y carpetas utilizadas durante los cálculos. Fuente: elaboración propia.	228
E1	Modelos de estimación de la tasa de ventilación corporal a partir de la frecuencia cardíaca (modelo rojo (cuadrado): Qiu et al. (2019); modelo turquesa (triángulo): Zuurbier et al. (2009)). Fuente: elaboración propia a partir de Qiu et al. (2019) y Zuurbier et al. (2009).	230
F1	Evolución temporal de las concentraciones de partículas registradas durante la intercalibración. Fuente: elaboración propia.	232
F2	Gráficos de dispersión de las concentraciones de partículas registradas durante la intercalibración, considerando los dos equipos de medición utilizados en simultáneo. Fuente: elaboración propia.	232

F3	Modelos lineales desarrollados para el ajuste de los registros de PM ₁₀ tomados por el equipo Aeroqual Series 500 PM. Fuente: elaboración propia.	234
F4	Aplicación del modelo lineal desarrollado para el ajuste de los registros de concentración de NO ₂ tomados por el equipo Aeroqual Series 500 NO ₂ , para la serie de datos correspondiente a la actividad de intercalibración. Fuente: elaboración propia.	235
G1	Evolución temporal de las concentraciones de PM _{2,5} . Fuente: elaboración propia.	238
G2	Evolución temporal de las concentraciones de PM _{2,5} promedio horarias. Fuente: elaboración propia.	239
H1	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Yi. Fuente: elaboración propia.	242
H2	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle La Paz. Fuente: elaboración propia.	243
H3	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. del Libertador. Fuente: elaboración propia.	244
H4	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. de las Leyes. Fuente: elaboración propia.	245
H5	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. Gral. Flores. Fuente: elaboración propia.	246
H6	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Isidoro de María. Fuente: elaboración propia.	247

H7	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Arenal Grande. Fuente: elaboración propia.	248
H8	Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. 18 de Julio. Fuente: elaboración propia.	249
AA1	Certificado de calibración del equipo Aeroqual Series 500 con cabezal de PM. Fuente: documento suministrado por la empresa Aeroqual Limited.	254
AA2	Certificado de calibración del equipo Aeroqual Series 500 con cabezal de NO ₂ . Fuente: documento suministrado por la empresa Aeroqual Limited.	255

Lista de tablas

2.1	Evaluación del cumplimiento de diferentes guías y estándares, para las concentraciones medias diarias de partículas registradas por la red de monitoreo de Montevideo durante 2022 ($T = 293$ K y $P = 1013$ hPa).	64
3.1	Ventajas y desventajas de distintas metodologías de trabajo. Fuente: elaboración propia a partir de Blocken (2015).	67
3.2	Equipamiento utilizado para el monitoreo.	81
3.3	Parámetros geométricos de las cuadras de Arenal Grande bajo estudio.	94
3.4	Dimensiones verticales de las celdas para distintos bloques de cálculo.	98
3.5	Dimensiones verticales de las celdas para los bloques de cálculo superiores de los escenarios alternativos de altura de edificios.	100
3.6	Valores de los parámetros definidos para el cómputo de las fuentes emisoras utilizados en las simulaciones numéricas realizadas.	102
3.7	Parámetros de interés para las variables analizadas en la zona de estudio.	106
3.8	Parámetros de cálculo utilizados en los distintos escenarios de emisiones atmosféricas evaluados.	107
4.1	Composición del flujo vehicular motorizado.	117
4.2	Parámetros del entorno urbano evaluados en la zona de estudio.	127
4.3	Parámetros medidos sobre las bicicletas.	136
4.4	Coefficiente de correlación de Spearman entre distintos parámetros registrados.	150
4.5	Conjuntos de datos considerados para el análisis de clusters, incluyendo el número de registros presentes en cada uno de ellos.	152

4.6	Resultados detallados del proceso de agrupamiento para el conjunto de datos CD.	154
4.7	Resumen de los resultados del proceso de agrupamiento.	155
4.8	Estimación del grado de similaridad entre los resultados del análisis de clusters y los del análisis estadístico descriptivo (verde: alto grado de similaridad; amarillo: grado de similaridad medio; rojo: bajo grado de similaridad).	157
4.9	Características de las simulaciones numéricas realizadas.	175

Lista de siglas y acrónimos

ANCAP Administración Nacional de Combustibles, Alcoholes y Portland

AVAD Años de Vida Ajustados por Discapacidad

CFD Computational Fluid Dynamics

CLA Capa Límite Atmosférica

DINACEA Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental

DINAMA Dirección Nacional de Medio Ambiente

EPOC Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica

GEI Gases de Efecto Invernadero

IM Intendencia de Montevideo

INIA Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias

INUMET Instituto Uruguayo de Meteorología

IOT Instrumentos de Ordenamiento Territorial

MA Ministerio de Ambiente

MPI Message Passing Interface

OMS Organización Mundial de la Salud

USEPA United States Environmental Protection Agency

UTE Administración Nacional de Usinas y Transmisiones Eléctricas

UdelaR Universidad de la República

Tabla de contenidos

Lista de figuras	XVII
Lista de tablas	XXXI
Lista de siglas	XXXIII
1 Introducción	1
2 Fundamentos teóricos, contexto y aportes	3
2.1 Impacto de la contaminación atmosférica en la salud humana . . .	3
2.2 Determinantes de la calidad del aire en ambientes urbanos . . .	14
2.3 Simulación numérica de la dispersión atmosférica de contami- nantes	35
2.4 Contexto	46
2.5 Aportes	65
3 Metodología	67
3.1 Introducción	67
3.2 Monitoreo ambiental	68
3.2.1 Introducción	68
3.2.2 Metodología de trabajo	75
3.3 Simulación numérica	91
3.3.1 Introducción	91
3.3.2 Metodología de trabajo	93
4 Resultados y discusión	111
4.1 Monitoreo ambiental	111
4.1.1 Rutas de monitoreo	111
4.1.2 Entorno urbano	111

4.1.3	Parámetros meteorológicos	127
4.1.4	Mediciones de exposición ambiental	128
4.1.5	Análisis y discusión	142
4.2	Simulación numérica	160
4.2.1	Evaluación de los dominios de cálculo elaborados	160
4.2.2	Flujo de viento	162
4.2.3	Concentración ambiental de PM _{2,5}	162
4.2.4	Análisis y discusión	170
4.3	Limitaciones del estudio	182
5	Conclusiones	187
5.1	Metodología de trabajo	187
5.2	Características y determinantes de la calidad del aire urbano	188
5.3	Aportes para el diseño de políticas públicas	189
6	Perspectivas futuras	193
	Referencias bibliográficas y fuentes documentales	197
	Glosario	212
	Apéndices	213
	Apéndice 1 Planillas de registro manual del flujo vehicular en la Ruta N°1	215
	Apéndice 2 Planillas de registro manual del flujo vehicular para estimación de su composición.	217
	Apéndice 3 Consentimiento informado	219
	Apéndice 4 Descripción de los notebooks utilizados	223
	Apéndice 5 Estimación de la tasa de ventilación corporal	229
	Apéndice 6 Intercalibración de sensores portátiles	231
	Apéndice 7 Análisis del comportamiento de las simulaciones numéricas	237
	Apéndice 8 Número mínimo de recorridos necesarios en la Ruta N°1 para obtener resultados representativos a nivel de calle.	241
	Anexos	251
	Anexo 1 Certificados de calibración de los equipos Aeroqual Series 500.	253

Capítulo 1

Introducción

En el presente estudio se realiza un análisis de la calidad del aire urbano en la ciudad de Montevideo, Uruguay, con énfasis en la evaluación de la exposición personal a contaminantes ambientales durante el uso de medios de transporte activos. Específicamente, durante el traslado en bicicleta por la ciudad.

El objetivo del estudio es contribuir a la identificación de los factores determinantes de los niveles de exposición personal a contaminantes ambientales (contaminación atmosférica y sonora) durante el transporte activo, haciendo énfasis en las características del entorno urbano y en las condiciones meteorológicas. A partir de la identificación de estos factores, se realizan recomendaciones para el diseño de políticas públicas, orientadas a reducir los niveles de exposición personal a contaminantes ambientales en la ciudad. Más allá que se entiende relevante analizar la exposición personal a contaminantes ambientales durante el transporte activo, debido entre otras cosas a las mayores tasas de ventilación corporal asociadas al uso de este tipo de medios de transporte, en comparación con medios motorizados, las conclusiones del estudio hacen referencia en general a los factores determinantes de la calidad del aire a nivel de calle.

Para la consecución de este objetivo, se desarrolló y puso en práctica una metodología de trabajo, descrita en el [Capítulo 3](#), que abarcó la realización de un monitoreo móvil de exposición personal a contaminantes ambientales sobre ciclistas voluntarios en Montevideo, registrando en simultáneo parámetros meteorológicos y variables del entorno urbano, y la utilización de un modelo computacional, desarrollado en la Facultad de Ingeniería de la UdelaR (caf-fa3d.MBRi), para el análisis de la dispersión atmosférica de emisiones vehi-

culares en cañones urbanos. Esta metodología de trabajo tuvo su sustento en el marco teórico presentado en el [Capítulo 2](#). Luego, en el [Capítulo 4](#) se presentan y discuten los resultados obtenidos, realizando un análisis estadístico de la información recopilada durante la campaña de monitoreo. Finalmente, en el [Capítulo 5](#) se presentan las conclusiones del estudio, y en el [Capítulo 6](#) se mencionan las perspectivas futuras de trabajo, identificadas a partir de los resultados obtenidos en el presente estudio.

Se destaca en este punto que la planificación y el desarrollo del trabajo de campo de monitoreo ambiental que aquí se documenta (incluyendo la definición y el relevamiento de las rutas de monitoreo, y la instalación y operación de una estación de calidad del aire), así como la discusión de los resultados obtenidos a partir del mencionado monitoreo, fueron realizados en el marco del proyecto de investigación denominado *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*. Este proyecto fue financiado por la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) de la UdelaR, en el marco del llamado 2019 del programa Vinculación Universidad - Sociedad y Producción Modalidad 2. El equipo de trabajo del proyecto estuvo conformado por los siguientes investigadores: Valentina Colistro y Alicia Aleman (Facultad de Medicina-UdelaR); Ana Clara Vera (Programa Unibici-UdelaR); Elizabeth González, Ignacio Franchi y Mauro D'Angelo (Facultad de Ingeniería-UdelaR). Además, los integrantes del equipo académico del proyecto realizaron algunos aportes teóricos que fueron incluidos en el presente estudio. Este proyecto fue aprobado por el Comité de Ética de la Facultad de Medicina de la UdelaR (expediente N^o 070153-000585-18). En el marco de este proyecto se publicaron dos artículos científicos¹.

¹Associations between Environmental Exposure, Urban Environment Parameters and Meteorological Conditions, during Active Travel in Montevideo, Uruguay ([link al artículo](#)) y Noise Dosimetries during Active Transport in Montevideo, Uruguay: Evaluation of Potential Influencing Factors from Experimental Data ([link al artículo](#)).

Capítulo 2

Fundamentos teóricos, contexto y aportes

2.1. Impacto de la contaminación atmosférica en la salud humana

De acuerdo con Lopez (2012), los contaminantes atmosféricos pueden generar un impacto sustancial en la salud, tanto en ambientes interiores como exteriores. A continuación se señalan las principales características de los contaminantes atmosféricos más relevantes en cuanto a su potencial impacto directo en la salud humana, y que constituyen un conjunto de sustancias muy abundantes especialmente en zonas urbanas (denominados contaminantes criterio):

- Partículas (PM): este contaminante incluye el hollín, el humo, y otras partículas sólidas y líquidas, orgánicas e inorgánicas, clasificadas por su tamaño (por ejemplo, $PM_{2,5}$ comprende a las partículas con diámetro aerodinámico menor o igual a $2,5 \mu m$). En cuanto a sus efectos sobre la salud, las partículas de menor tamaño resultan ser las más peligrosas, debido a su mayor capacidad de penetración en el sistema respiratorio. Las partículas pueden dañar la salud humana de diversas maneras. Por ejemplo, son capaces de causar inflamación del sistema respiratorio que puede derivar en asma entre otras afectaciones. Además, la inflamación crónica puede llegar a dañar o modificar los tejidos pulmonares. Por último, si las partículas logran alcanzar el torrente sanguíneo, podrían dañar

los tejidos de otros órganos del cuerpo humano. En adición a lo anterior, la contaminación atmosférica por partículas también puede provocar disminución de la visibilidad.

- Monóxido de carbono (CO): este contaminante se forma como resultado de la combustión incompleta de combustibles. Es un gas incoloro e inodoro, y su mayor peligrosidad para la salud humana radica en su capacidad de combinarse con la hemoglobina de la sangre, para lo que presenta mayor afinidad que el oxígeno, desembocando en la asfixia de las personas expuestas y pudiendo llegar a tener efectos mortales.
- Dióxido de azufre (SO₂): gas incoloro e irritante que se produce por la oxidación del azufre. Se genera principalmente por la quema de combustibles que contienen azufre como impureza. Pueden provocar efectos adversos sobre el aparato respiratorio y agravar enfermedades respiratorias o cardiovasculares preexistentes. Además, cuando esta sustancia se combina con agua, luego de oxidarse a trióxido de azufre (SO₃), produce ácido sulfúrico (H₂SO₄), que es uno de los dos ácidos fuertes protagonistas en la lluvia ácida, que provoca la acidificación de suelos y cuerpos de agua.
- Óxidos de nitrógeno (NO_x): representa la suma del monóxido de nitrógeno (NO), componente mayoritario de las emisiones, y del dióxido de nitrógeno (NO₂). El NO se forma por la oxidación del nitrógeno del aire en procesos de combustión a alta temperatura y presión. Este contaminante se transforma a NO₂ en la atmósfera. Son precursores del ozono (O₃) en presencia de radiación solar ultravioleta (esmog fotoquímico) y de PM (aerosoles de nitrato). Se asocian con daños al sistema respiratorio. Por otra parte, pueden provocar reducción de la visibilidad. Además, el NO₂ puede reaccionar con el vapor de agua atmosférico para formar ácido nítrico (HNO₃), que es el otro principal ácido que participa en la lluvia ácida. Por último, participan en el incremento de la temperatura de la atmósfera como precursores del óxido nitroso (N₂O). Esta sustancia forma parte de los Gases de Efecto Invernadero (GEI).
- Ozono (O₃): a nivel de la tropósfera, el ozono es un contaminante secundario, es decir, no se asocia con ninguna fuente de emisión directa, sino que su presencia deriva de la ocurrencia de reacciones en la atmósfera protagonizadas por sustancias precursoras (NO_x y compuestos orgánicos volátiles (COV_s)) que reaccionan en presencia de luz solar. Con respecto

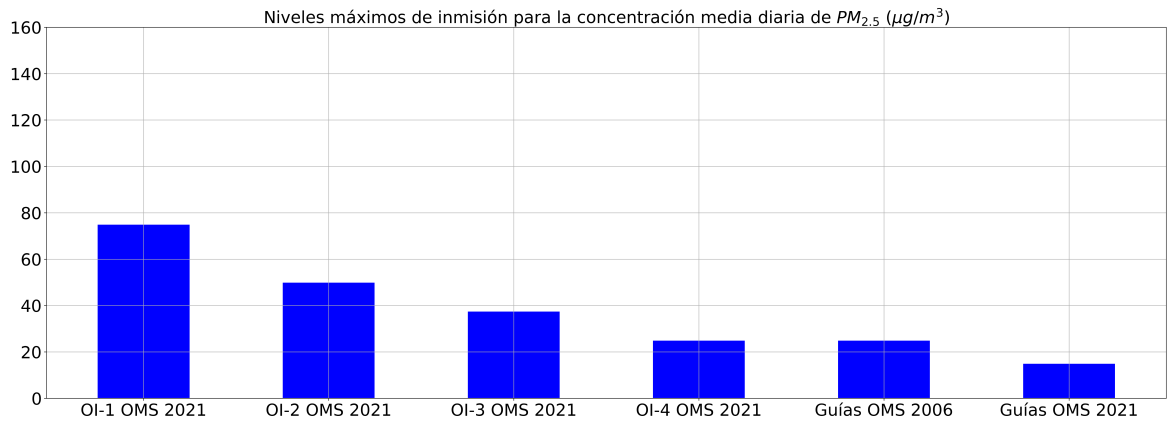
a sus efectos sobre la salud humana, es un irritante fuerte (tracto respiratorio superior y tejido pulmonar). En este sentido, puede causar o agravar problemas respiratorios y agravar enfermedades cardiovasculares. Además, puede producir daños en la vegetación, disminución de la visibilidad y corrosión de metales.

Las concentraciones (en emisión y en inmisión) de estos contaminantes se encuentran reguladas mediante guías y estándares. En este sentido, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha venido publicando guías de calidad del aire de forma periódica. En los valores guía que publica la OMS, se tiene en cuenta la heterogeneidad en términos económicos y de desarrollo de los distintos países, reconociendo que cuando los gobiernos fijan objetivos para sus políticas de calidad del aire deben estudiar con cuidado las condiciones locales propias antes de adoptar las guías directamente como normas con validez jurídica. En relación con lo anterior, además de los valores guía, la OMS brinda objetivos intermedios para cada contaminante. Estos objetivos se han propuesto como pasos de una reducción progresiva de la contaminación atmosférica, y su utilización está prevista en zonas con altos niveles de contaminación. Además, se recalca que los valores guía no pueden proteger plenamente la salud humana, porque en las investigaciones no se han identificado los umbrales por debajo de los cuales no se producen efectos adversos. Estos valores guía aplican a ambientes exteriores e interiores, con excepción de los lugares de trabajo. La última versión de estas guías data de 2021 (Organización Mundial de la Salud (2021)). En la figura 2.1 se muestran los valores guía de calidad del aire de la OMS para las concentraciones medias diarias de $PM_{2,5}$ y de partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a $10\ \mu m$ (PM_{10}), pudiéndose apreciar la evolución entre la edición anterior de las guías (año 2006) y la actualmente vigente, y los objetivos intermedios presentes en Organización Mundial de la Salud (2021).

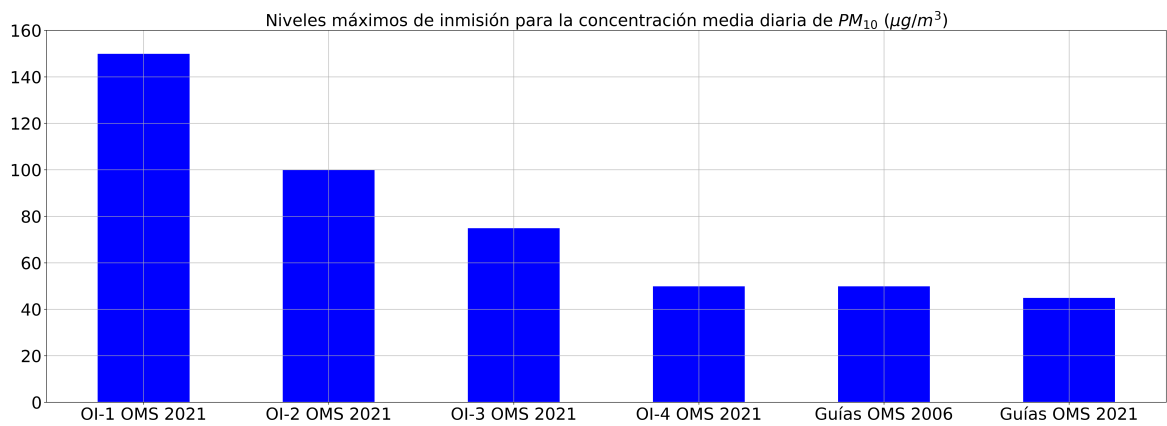
Desde otro punto de vista, a continuación se listan enfermedades que pueden contraerse como resultado de la exposición personal a la contaminación atmosférica, según Lopez (2012), Chen et al. (2016), Newby et al. (2015) y Rajagopalan et al. (2018)¹:

- Enfermedades cardiovasculares: las partículas muy pequeñas pueden alcanzar el torrente sanguíneo, y afectar tanto al corazón como al cerebro.

¹OMS.



(a) $PM_{2.5}$



(b) PM_{10}

Figura 2.1: Niveles máximos de inmisión para las concentraciones medias diarias de partículas (OI: Objetivo Intermedio; $T = 293$ K y $P = 1013$ hPa). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales de la OMS.

También existe un aumento del riesgo de infarto de miocardio y de hipercoagulabilidad.

- Asma: dos de los contaminantes mayormente asociados con el asma son el O₃ y el PM.
- Las enfermedades agudas como las neumonías se ven favorecidas por la contaminación atmosférica.
- La quema de combustibles fósiles con alto contenido de azufre puede crear partículas que son fácilmente depositadas en la vía respiratoria superior, causando inflamación y bronquitis crónica así como exacerbaciones de broncoespasmo.

Según Nieuwenhuijsen (2016), la contaminación atmosférica con partículas se ubicó novena en el ranking 2010 de carga global de enfermedad, contribuyendo a generar de 3 a 4 millones de muertes prematuras, y se estima que también aporta a generar una disminución de casi nueve meses de la expectativa de vida en promedio en Europa. De todas maneras, las respuestas a estas exposiciones ambientales pueden variar dependiendo del género, del nivel socio-económico o de la raza de las personas. Por otra parte, en ONU (2022) se mencionó que alrededor de 7 millones de personas mueren cada año a causa de enfermedades e infecciones relacionadas con la contaminación del aire en interiores y exteriores en todo el mundo. En Willberg et al. (2023) se afirmó que la contaminación atmosférica genera 400000 muertes prematuras por año en Europa. A nivel local, en Ministerio de Ambiente y Climate and Clean Air Coalition (2022) se informó que el número de muertes prematuras vinculadas a la exposición a PM_{2,5} en ambientes abiertos en Uruguay, se ubica actualmente en el entorno de 250 por año.

En este mismo sentido, según Cohen et al. (2017), la exposición a la contaminación atmosférica aumenta la morbilidad y la mortalidad, y es uno de los principales contribuyentes a la carga global de enfermedad. En el citado estudio, se exploraron las tendencias espaciales y temporales en la mortalidad y la carga de enfermedad atribuible a la contaminación atmosférica entre 1990 y 2015 a nivel mundial y regional. Para esto, se estimaron las concentraciones medias ponderadas a nivel global de PM_{2,5} utilizando mediciones a nivel del suelo, a una resolución aproximada de 11 km x 11 km. A partir de esto, se estimó el riesgo relativo de muerte por cardiopatía isquémica, enfermedad cerebro vascular, Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica (EPOC), cáncer de

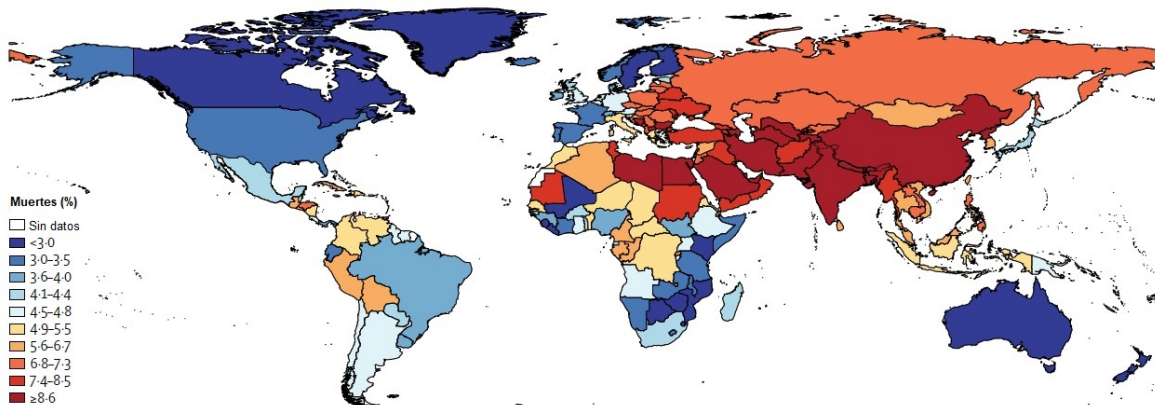


Figura 2.2: Cantidad de muertes atribuibles a la concentración ambiental de $PM_{2,5}$ en 2015. Fuente: adaptado de Cohen et al. (2017).

pulmón e infecciones respiratorias bajas, considerando estudios epidemiológicos que utilizan funciones no lineales de exposición-respuesta que abarcan el rango global de exposición. A partir de lo anterior, se concluyó que en 2015 la concentración ambiental de $PM_{2,5}$ ocupó el quinto lugar en el ranking de factores de riesgo de mortalidad. Además, en este mismo año, la exposición a $PM_{2,5}$ causó 4,2 millones (3,7-4,8 millones) de muertes y 103,1 millones (90,8-115,1 millones) de Años de Vida Ajustados por Discapacidad (AVAD), representando el 7,6 % de las muertes globales totales y el 4,2 % de los AVAD globales, de acuerdo con Cohen et al. (2017) (figura 2.2).

En cuanto a la evolución temporal, en Cohen et al. (2017) se afirma que las muertes atribuibles a las concentraciones ambientales de $PM_{2,5}$ aumentaron de 3,5 millones (3,0-4,0 millones) en 1990 a 4,2 millones (3,7-4,8 millones) en 2015 (figura 2.3). Además, la exposición a O_3 causó 254000 (97000-422000) muertes adicionales y una pérdida de 4,1 millones (1,6-6,8 millones) de AVAD por EPOC en 2015, de acuerdo con Cohen et al. (2017).

El objetivo de desarrollo sostenible N° 11² cuenta con una meta vinculada con la contaminación atmosférica: *Meta 11.6: de aquí a 2030, reducir el impacto ambiental negativo per capita de las ciudades, incluso prestando especial atención a la calidad del aire y la gestión de los desechos municipales y de otro tipo.*

En relación con lo anterior, de acuerdo con Organización Mundial de la Salud (2021), se estima que la carga de enfermedad atribuible a la contami-

²objetivo de desarrollo sostenible 11: Lograr que las ciudades sean más inclusivas, seguras, resilientes y sostenibles.

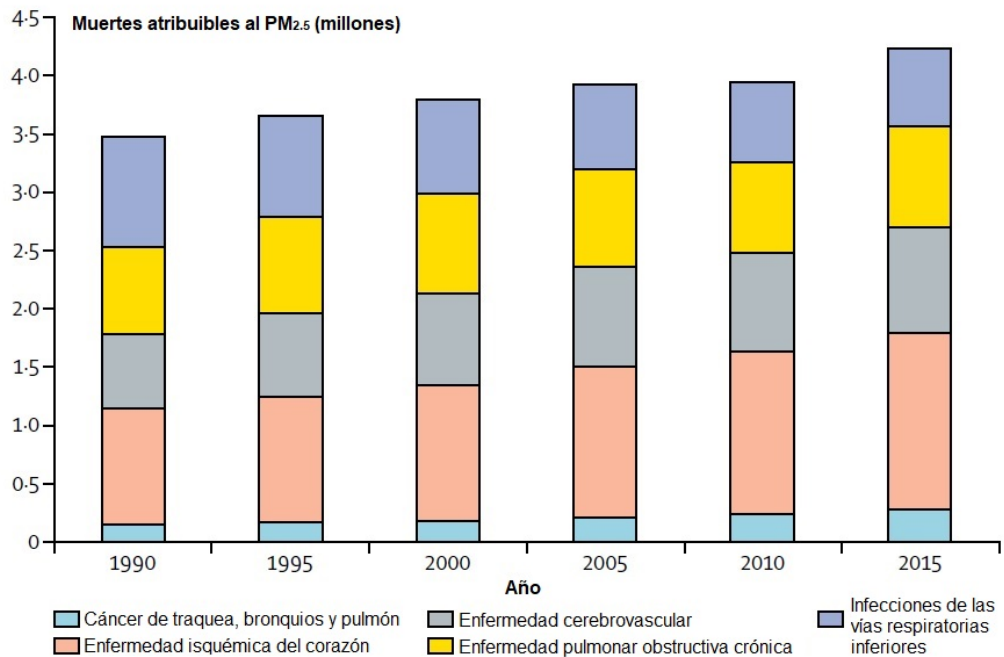


Figura 2.3: Cantidad de muertes atribuibles a la concentración ambiental de PM_{2,5} por año y causa. Fuente: adaptado de Cohen et al. (2017).

nación atmosférica se encuentra actualmente a la par de otros riesgos globales para la salud humana, como el consumo de tabaco o la dieta no saludable. De hecho, de acuerdo con el citado documento, la contaminación atmosférica es reconocida como el principal factor de riesgo ambiental para la salud humana. Esto último también se mencionó en Willberg et al. (2023).

Según Nieuwenhuijsen (2016), en las ciudades, la exposición a contaminantes atmosféricos, temperatura y contaminación sonora se ha asociado a efectos adversos en la salud. Si bien la contaminación atmosférica se ha reducido en las últimas décadas en ciudades norteamericanas y europeas, en Nieuwenhuijsen (2016) se afirma que más del 80% de la población en la región europea de la OMS vive en áreas con concentraciones de partículas en aire que exceden los niveles máximos permitidos, establecidos en las guías de calidad del aire publicadas por este organismo. En Willberg et al. (2023) se afirmó que, a nivel global, el 91% de la población no tiene acceso a una buena calidad del aire. Este porcentaje, según se mencionó en Pantusheva et al. (2022), resultó ser igual a 99% en 2019, considerando como buena calidad del aire aquella que cumple con las guías de la OMS.

De todas maneras, la distribución espacial de la contaminación atmosférica

en una ciudad no es homogénea. En este sentido, de acuerdo con Hankey et al. (2017), diversos estudios epidemiológicos señalan que los patrones espaciales de la contaminación atmosférica dentro de una ciudad son importantes para la salud pública. De hecho, en Farrell et al. (2015) se registró una importante variabilidad espacial en las concentraciones de partículas ultra-finas (UFP) y black carbon (BC). Los micro-ambientes de tráfico constituyen importantes sitios de exposición a contaminantes atmosféricos para las personas que utilizan medios de transporte activos. De acuerdo con Karagulian et al. (2015), en términos globales, el 25 % de las emisiones de $PM_{2,5}$ provienen del tráfico vehicular. En Khreis et al. (2023) se presenta un resultado similar afirmando que, a nivel global, el tráfico vehicular aporta el 27 % en promedio de las emisiones urbanas de PM. Además, en ciudades europeas, según el citado estudio el tráfico es responsable aproximadamente del 56 % de las concentraciones ambientales de NO_2 y del 39 % de las de PM_{10} . Para $PM_{2,5}$, continúa el citado documento, el tráfico urbano es responsable del 24 % de sus concentraciones ambientales en Estados Unidos, del 30 % al 34 % en América Latina y del 17 % en África. Estas exposiciones, de acuerdo con Hankey et al. (2017), se han vinculado con diversos indicadores de salud. En este sentido, según Scungio et al. (2018), en zonas urbanas el tráfico vehicular es considerado como la fuente emisora más importante de UFP. Allí se afirmó que se ha establecido una relación entre la exposición a partículas y el cáncer de pulmón.

Por otra parte, de acuerdo con Laeremans et al. (2018), más allá que se ha reportado que la función pulmonar a corto plazo aumenta como respuesta a la actividad física, este efecto beneficioso es obstaculizado cuando existen elevados niveles de contaminación atmosférica, pudiendo estimarse concentraciones umbrales a partir de las cuales los efectos son enteramente perjudiciales. Según el estudio citado, a largo plazo la exposición a la contaminación atmosférica contribuye a un aumento de la prevalencia de enfermedades cardiovasculares y respiratorias, dependiendo de la concentración ambiental de contaminantes atmosféricos. También se afirma que la existencia de mayores tasas de ventilación corporal durante la realización de ejercicio físico genera un incremento en las dosis de contaminantes inhaladas y en la penetración de partículas en los pulmones. De hecho, en Apparicio et al. (2016) se señala que las tasas de ventilación corporal de los ciclistas son 4,3 veces superiores a las de las personas que viajan en automóvil, y en Targino et al. (2018) se menciona que las tasas de ventilación corporal de los ciclistas pueden llegar a ser de 2 a 5 veces

mayores a las de las personas que se transportan en vehículos motorizados, aumentando este coeficiente con el nivel de exigencia física de los ciclistas. Este hecho también se mencionó en Luo et al. (2020).

En relación con lo anterior, según Willberg et al. (2023), las exposiciones ambientales durante la movilidad de las personas son especialmente importantes para los usuarios de medios de transporte activos. En el citado documento se señaló que más allá que el uso de estos medios de transporte conlleva beneficios para la salud relacionados con la realización de ejercicio físico, estos usuarios se encuentran más directamente en contacto con su entorno, pudiendo eventualmente estar más expuestos a la contaminación atmosférica que aquellos que utilizan medios de transporte motorizados. Este hecho también se señaló en Luo et al. (2020). En comparación con otros medios de transporte, según Willberg et al. (2023), se ha encontrado que los ciclistas experimentan mayores dosis de contaminantes atmosféricos, debido a la mayor tasa de ventilación corporal que experimentan, y a los mayores tiempos de viaje, ya que la evidencia no sugiere mayores concentraciones de los contaminantes atmosféricos para ciclistas en comparación con los usuarios de otros medios de transporte, aunque según Willberg et al. (2023) no se han reportado conclusiones generalizables sobre este último aspecto.

Más allá de esto, según Hankey et al. (2017), diversos estudios encontraron que el incremento de actividad física debido al aumento del transporte activo balancea los riesgos asociados (contaminación atmosférica, accidentes, entre otros). Este hecho también se reportó en Willberg et al. (2023). En Jarjour et al. (2013) se realizaron mediciones de la concentración de contaminantes atmosféricos sobre ciclistas y además cada uno de ellos realizó una prueba de espirometría inmediatamente antes de cada recorrido, otra inmediatamente después, y una última aproximadamente 4 horas después de finalizado, con el fin de evaluar la función pulmonar. Todos los cambios en la función pulmonar resultaron estadísticamente insignificantes. Los autores expresan que esto no es llamativo, dado que los participantes eran saludables y ninguno padecía asma. Sin embargo, como limitantes del estudio, se menciona que haber posibilitado a los participantes conducir hacia el punto de partida puede haber influenciado en la pre-exposición a contaminantes atmosféricos de origen vehicular, y que el tiempo de exposición puede no haber sido lo suficientemente largo para permitir cambios fisiológicos observables.

Relacionado con lo anterior, en Tainio et al. (2016) se indica que el trans-

porte activo, sea en bicicleta o a pie, produce un beneficio para la salud por el simple hecho de que implica una actividad física. Pero a su vez, el transporte activo prolongado también conlleva un mayor tiempo de exposición a la contaminación atmosférica y está asociado a resultados negativos para la salud. En el citado estudio se compararon los riesgos para la salud de la contaminación atmosférica con los beneficios para la salud relacionados con la actividad física realizada durante el transporte activo, para una amplia gama de posibles concentraciones de los contaminantes atmosféricos (representados por el $PM_{2,5}$) y niveles de viajes activos (diferentes cantidades de horas por día de transporte activo). Se consideraron dos umbrales para comparar los beneficios de la actividad física y los riesgos de la contaminación atmosférica: en el denominado “punto de inflexión” (tipping point), un aumento incremental en los viajes activos ya no conducirá a un aumento en los beneficios para la salud. El aumento de los viajes activos por encima de este nivel podría conducir al denominado “punto de equilibrio” (break-even point), donde el riesgo de la contaminación atmosférica comienza a superar a los beneficios de la actividad física. Según el citado estudio, el “punto de inflexión” se alcanzaría luego de unos 60 min-90 min de transporte activo en bicicleta por día, y el “punto de equilibrio” se alcanzaría luego de unos 300 minutos de transporte activo en bicicleta por día, considerando una concentración de base de $PM_{2,5}$ igual a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Siguiendo con el análisis de este estudio, los beneficios de la actividad física superaron el daño causado por la contaminación atmosférica para todas las concentraciones registradas de $PM_{2,5}$, excepto para las más extremas. En promedio, frente a los niveles basales registrados de concentración de $PM_{2,5}$ ($22 \mu\text{g}/\text{m}^3$) los beneficios del transporte activo superaron ampliamente a los riesgos asociados a la contaminación atmosférica, incluso bajo los intervalos más extremos de viajes utilizando medios de transporte activos. En zonas con concentraciones de $PM_{2,5}$ iguales a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los daños exceden a los beneficios a partir de los 90 minutos de ciclismo por día, o más de 10 horas de caminata por día.

Según Tainio et al. (2016), dado que los beneficios del transporte activo generalmente superan a los riesgos para la salud generados por la contaminación atmosférica, este debe fomentarse. Además, la actividad física regular y en niveles adecuados mejora el estado muscular y cardiorrespiratorio, la salud ósea y funcional, reduce el riesgo de hipertensión, cardiopatía coronaria, accidente cerebrovascular, diabetes, diferentes tipos de cáncer (como el cáncer de mama

y el de colon) y la depresión. También reduce el riesgo de caídas y de fracturas vertebrales o de cadera, y mejora el control de peso³.

De todas maneras, considerando que el efecto positivo sobre la salud respiratoria a corto plazo derivado del ejercicio pueda verse afectado por los niveles de contaminación atmosférica, según se afirma en Laeremans et al. (2018), se entiende que las emisiones vehiculares adquieren un particular protagonismo en zonas urbanas, ya que estas se producen a escasa distancia de las personas que utilizan medios de transporte activos y que, por lo tanto, se encuentran realizando actividad física en ambientes urbanos.

Para evaluar el efecto sobre la salud de estas exposiciones ambientales se han establecido, como marcadores biológicos de la exposición a contaminantes atmosféricos de origen vehicular, a la concentración de CO espirado y a la concentración de carboxihemoglobina en sangre, de acuerdo con Téllez et al. (2006), Niza y Jamal (2007), Ministerio de Salud Pública (2009) y Nair et al. (2017). Con respecto a la evaluación de los efectos sobre la salud causados por la exposición a PM, según Targino et al. (2016), el BC es un mejor indicador que la concentración ambiental de este contaminante. En los inicios de la década de 1980, la OMS reconoció los efectos adversos del BC en la salud humana, y formuló las primeras guías que contenían límites de exposición recomendados para este contaminante. Además, según se informa en Targino et al. (2016), recientemente el BC contenido en los gases de escape de motores diésel fue clasificado como carcinógeno. En Kwak et al. (2018) se informó más en general que los gases de escape de motores diésel fueron clasificados como carcinógenos. Por otra parte, según Targino et al. (2018), en términos temporales, más allá que la mayoría de las personas se encuentran dentro o en la proximidad de vehículos en movimiento solamente durante una pequeña fracción del día, los altos niveles de contaminación atmosférica presentes en los micro-ambientes de tráfico pueden generar entre el 20 % y el 36 % de la exposición diaria a BC, dependiendo del medio de transporte utilizado. Este estudio reconoce al BC como un marcador de los procesos de combustión que se encuentra en ambientes urbanos con alto tráfico vehicular.

De acuerdo con Targino et al. (2018), los riesgos para la salud humana derivados de la exposición ambiental a contaminantes atmosféricos dependen de las concentraciones de los contaminantes, de la tasa de ventilación corporal de las personas expuestas y del tiempo de exposición. En función de lo anterior,

³OMS: actividad física y salud.

a continuación se presenta una expresión para el cálculo de la dosis potencial inhalada de cierto contaminante (adaptada de Targino et al. (2018)):

$$D(\mu g) = \sum_i C_i \cdot t_i \cdot VE \quad (2.1)$$

Donde:

- C_i : concentración ambiental de cierto contaminante en la calle i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).
- t_i : tiempo de viaje a lo largo de la calle i (min)⁴.
- VE : tasa de ventilación corporal (m^3/min).

De acuerdo con Targino et al. (2018), la tasa de ventilación corporal de una persona depende de su edad y de su nivel de esfuerzo físico.

2.2. Determinantes de la calidad del aire en ambientes urbanos

Según Lopez (2012), el ambiente construido puede ser considerado como un factor de salud ambiental, ya que los problemas de salud que causa se generan como resultado de exposiciones personales involuntarias a agentes no-biológicos en la mayoría de los casos.

De acuerdo con Ming et al. (2017), en ciudades con alta densidad poblacional, la contaminación atmosférica tiene un mayor impacto en la salud pública que en aquellas de menor población. En este sentido, en las grandes ciudades además de existir mayores niveles de emisión de contaminantes atmosféricos, puede ocurrir también el estancamiento del aire debido a la existencia de edificios de gran altura cercanos entre sí. Esto puede reducir la dispersión de los contaminantes emitidos y aporta elementos tendientes a la justificación del estudio de la problemática. Además, según Blocken (2015), se pronostica un crecimiento sostenido de la población urbana a nivel mundial a futuro. En Khreis et al. (2023) se mencionó que se pronostica que para 2050, dos tercios de la población mundial reside en ciudades⁵. Lo expresado anteriormente ilustra el vínculo potencialmente existente entre calidad del aire y planificación urbana,

⁴En Targino et al. (2018) se estimó utilizando la velocidad promedio de circulación.

⁵Actualmente, el 94,7% de la población de Uruguay es urbana ([Observatorio Territorio Uruguay](#)).

ya que la geometría de los edificios puede alterar los niveles de contaminación atmosférica en una ciudad. En cuanto a las emisiones atmosféricas, las que revisten mayor interés para el presente estudio son las vehiculares, ya que se producen a lo largo de toda la trama urbana, y en zonas próximas a los potenciales receptores aquí evaluados.

En relación con lo anterior, de acuerdo con Miskell et al. (2018), los cambios en la planificación urbana y en el diseño de la forma de las ciudades a escalas locales hasta globales, tienen el potencial de mitigar problemas de contaminación atmosférica urbana. La calidad del aire en ciudades es resultado de un complejo conjunto de interacciones entre las distintas fuentes de emisión de contaminantes, el ambiente construido y las condiciones meteorológicas, siendo estas interacciones heterogéneas en el tiempo y en el espacio, lo que dificulta la toma de decisiones informada. También se sugiere que diferentes características del ambiente urbano son importantes en la determinación de los patrones de calidad del aire a diferentes escalas espaciales. En este sentido, en Kwak et al. (2018) se asoció la variabilidad intra-urbana de la calidad del aire en vías de tránsito a la distribución espacial de las emisiones vehiculares y a las características del ambiente construido.

De acuerdo con Lopez (2012), la congestión y la contaminación atmosférica experimentadas a comienzos del siglo XX derivaron en la creación de un concepto denominado zonificación (zoning). Esta idea comenzó en Alemania, y fue adoptada en Estados Unidos comenzando por la ciudad de Nueva York. En ella, existía la preocupación de que la congestión y el tráfico vehicular estaba restringiendo su capacidad de ser una ciudad comercial, y que el creciente número de edificios de gran altura estaba impidiendo el acceso a la luz solar y a la ventilación de las calles. También existía el problema de usos del suelo incompatibles. Por ejemplo, no existía regulación que impidiese la instalación de una fábrica al lado de los domicilios. De hecho, según Lopez (2012), esta práctica era efectivamente incentivada, ya que facilitaba el acceso de los trabajadores al emprendimiento industrial. La política de zonificación fue vista como una posible solución a estos problemas.

De esta manera, las ciudades identificarían cuáles zonas resultaban apropiadas para el desarrollo de las diferentes actividades (comercio, industria, vivienda, entre otras). La primera ordenanza de zonificación de Nueva York data de 1916, y su uso se expandió rápidamente por Estados Unidos. De todas maneras, de acuerdo con Lopez (2012), los códigos de zonificación de ciudades

se volvieron rígidos, y contribuyeron a los problemas ambientales y de salud de los suburbios norteamericanos experimentados hacia fines del siglo XX.

En relación con lo anterior, según Col·lectiu Punt 6 (2019), desde 1960 existe una línea crítica en el modelo de urbanismo funcionalista y de separación de usos, que cuestiona su forma de pensar el territorio de manera segregada. Este modelo urbano, que utiliza la zonificación como instrumento de organización de usos de la ciudad, ha generado un crecimiento expansivo y mono-funcional, basado en el vehículo privado como medio privilegiado de transporte. Un modelo que, según el citado documento, está en contraposición al concepto de ciudad polifuncional, con mezcla de usos próximos entre sí, que generan diversidad y vida urbana. Según Col·lectiu Punt 6 (2019), la ciudad que se cuestiona en los años sesenta del siglo XX es el resultado de las soluciones a los problemas heredados del siglo XIX. A partir de la crisis de la ciudad industrial, que había llegado a producir en algunos casos el hacinamiento y un alto índice de mortalidad, surgen modelos basados en el higienismo. Se valora la necesidad de los espacios verdes abiertos y la separación de las viviendas de la actividad industrial contaminante. La zonificación, principal instrumento de planificación del funcionalismo, continúa el citado trabajo, disgrega los diferentes usos urbanos y es por definición un mecanismo de separación, segregación y aislamiento físico y social en el territorio.

De acuerdo con Col·lectiu Punt 6 (2019), esta concepción está relacionada con un pensamiento ideológico y político que produce destrucción de la vida urbana y dificulta la integración y participación social. Esta organización del espacio, continúa el citado documento, es una proyección de la propia división sexual del trabajo. El pensamiento funcionalista y racionalista aplicado al urbanismo simplifica, en beneficio propio, la complejidad urbana y social.

La movilidad de nuestras ciudades y territorios, de acuerdo con Col·lectiu Punt 6 (2019), también se ha pensado desde una lógica que prioriza las actividades productivas y unos estilos de vida que favorecen a un tipo específico de ciudadano (hombre, blanco, de clase media y con vehículo propio). Según Col·lectiu Punt 6 (2019), esto tiene que ver con que las políticas de movilidad y transporte hayan estado y continúen estando dominadas por ciertas disciplinas (como la ingeniería), masculinizadas y atravesadas por una visión profundamente androcéntrica.

En relación con lo anterior, de acuerdo con REDES Planejamento e Política Pública (2021), un sistema de movilidad sostenible es aquel que provee a todas

las personas el acceso a bienes, servicios, fuentes de trabajo y redes sociales, a la vez que limita los impactos negativos de la movilidad, a corto y largo plazo, en los aspectos ambientales, sociales y económicos. En el citado documento se mencionó que el concepto de movilidad sostenible implica un cambio en la priorización de los medios de desplazamiento, en favor de aquellos que resultan ser más eficientes en el uso del espacio y que generan menos impacto al ambiente, atendiendo a las personas usuarias más vulnerables. Es decir, se prioriza al peatón, luego la bicicleta (y otros vehículos de uso personal como triciclos a pedal, patinetas, monopatines, etc.), luego el transporte público, seguido del transporte de mercaderías y, por último, el vehículo privado individual de baja ocupación. Esa transformación, menciona el citado documento, debe verse reflejada en la asignación del espacio físico y de recursos económicos en la operación, mantenimiento e implementación de acciones, pero también en la propia lógica y los principios de gestión y planificación, y de esa forma redefinir los tipos de soluciones escogidas, la organización institucional y los mecanismos de regulación económica y de contratos. Según REDES Planeamiento e Política Pública (2021), el sujeto de la movilidad es entonces un ser plural (no un automovilista genérico), y por ende es necesario tener en cuenta que sus necesidades (económicas, institucionales, sociales y culturales) y capacidades (físicas, socioeconómicas) no son siempre iguales. En esta nueva mirada, prosigue el citado documento, la movilidad es el medio para habilitar el acceso a las oportunidades y el derecho a la ciudad, asegurando a la población las condiciones para ejercer sus derechos y sus libertades. Por último, en REDES Planeamiento e Política Pública (2021) se señaló que, desde el imaginario colectivo mundial, la tenencia de un automóvil está asociada al placer, confort, velocidad, conveniencia, poder, superioridad, individualidad y libertad. De acuerdo con el citado documento, este discurso ha sido impulsado por la propia industria automovilística, que ha sido, a su vez, mucho más eficiente en promover este medio de desplazamiento que las estrategias de promoción de la movilidad sostenible.

De acuerdo con Willberg et al. (2023), uno de los principales orígenes de la exposición personal cotidiana a la contaminación atmosférica es la movilidad de las personas. En el citado estudio, se entiende estratégico garantizar el acceso a transporte urbano seguro, saludable y sostenible para toda la población. De acuerdo con Luo et al. (2020), en la planificación de rutas ciclistas se consideran usualmente múltiples factores entre los que se incluyen el flujo vehicular, la

seguridad, y el entorno construido. Allí se afirmó que la exposición de los ciclistas a la contaminación atmosférica no es considerada en general para el diseño de las rutas de transporte activo. Según el citado documento, la ruta ciclista a seleccionar puede cambiar si se consideran los niveles de exposición a $PM_{2,5}$ como un factor más, durante el proceso de selección. También incide la importancia relativa que se le otorgue a este factor, en comparación con los otros parámetros considerados.

En relación con lo anterior, en Willberg et al. (2023) se señaló que la planificación urbana y del transporte actualmente reconoce la importancia del transporte activo como un componente clave en áreas urbanas, con el objetivo de mejorar la salud de la población, realizar un uso eficiente del espacio urbano disponible para la movilidad de las personas, y mitigar las emisiones de contaminantes criterio y GEI del transporte. En el citado estudio también se afirmó que actualmente existe un mayor reconocimiento, por parte de las personas dedicadas a la planificación urbana, de los efectos negativos sobre la salud humana derivados de la exposición personal a contaminantes atmosféricos. Se señaló que existe una necesidad creciente de identificar las áreas urbanas en donde se tienen elevados niveles de contaminación atmosférica. Además, en Willberg et al. (2023) se mencionó que la calidad ambiental de los ambientes de movilidad urbana es particularmente importante para fomentar el uso de medios de transporte activos. Diseñar ciudades para promover el transporte activo es una estrategia potencial para mejorar la salud pública (figura 2.4).

Según Hankey et al. (2017), dos factores relevantes para la salud pública asociados con el diseño urbano son la actividad física y la calidad del aire. En este sentido, de acuerdo con el citado trabajo, barrios densos y caminables se asocian con un incremento en la actividad física de la población, debido al aumento del transporte activo. En relación con lo anterior, en Cárdenas Rodríguez et al. (2016) se investigó la relación entre la contaminación atmosférica local (representada por los niveles ambientales de los contaminantes NO_2 , PM_{10} y SO_2) y la estructura urbana. Los resultados sugieren que las ciudades fragmentadas y densamente construidas experimentan mayores niveles ambientales de NO_2 y PM_{10} , mientras que las ciudades densamente pobladas sufren mayores niveles ambientales de SO_2 , lo que muestra que las concentraciones de los distintos contaminantes atmosféricos pueden verse afectadas por diferentes características del entorno urbano. En este sentido, de los cuatro patrones de ciudad delineados en la figura 2.5, el N^o 3 sería el que presentaría

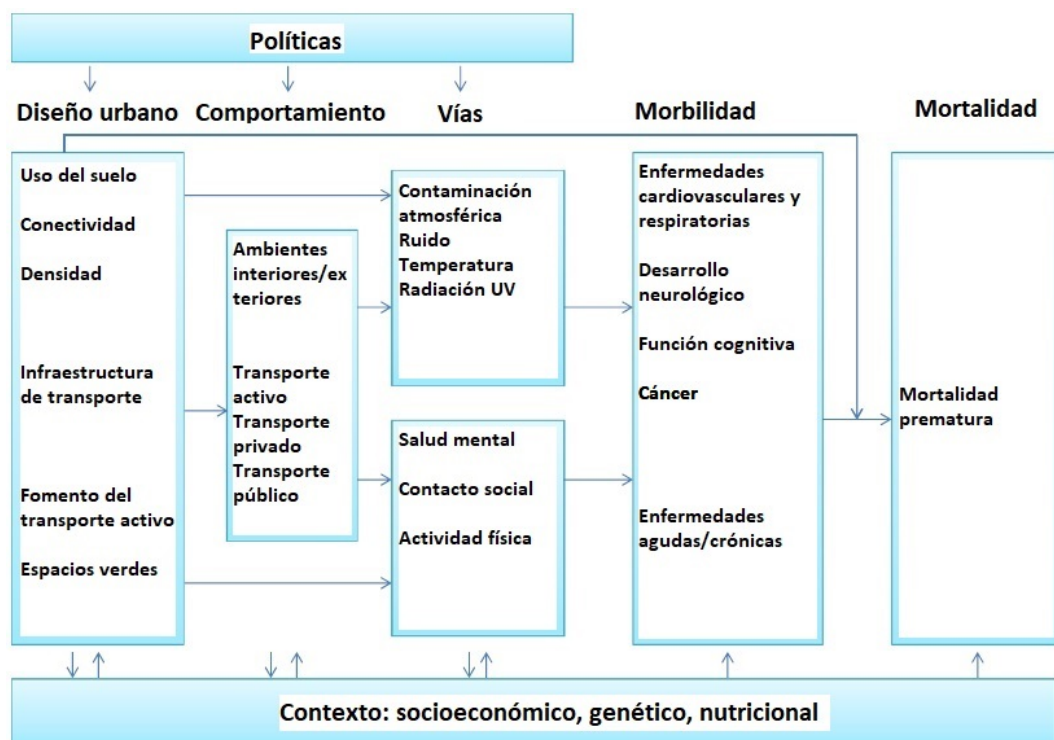


Figura 2.4: Ejemplo de marco conceptual que muestra la relación entre la planificación urbana y del transporte, las exposiciones ambientales y la salud. Fuente: adaptado de Nieuwenhuijsen (2016).

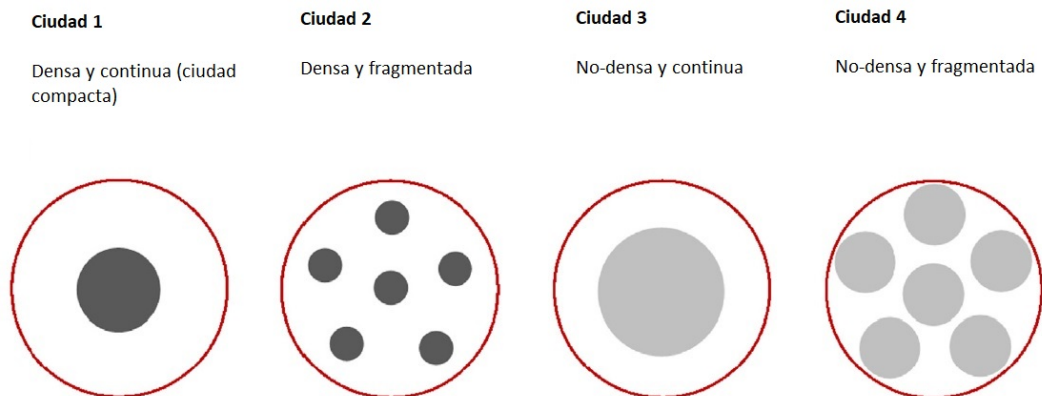


Figura 2.5: Patrones de ciudad considerados en Cárdenas Rodríguez et al. (2016). Estos contemplan distintos niveles de densidad poblacional y fragmentación (zonificación, segregación). Fuente: adaptado de Cárdenas Rodríguez et al. (2016).

mejor calidad del aire.

En relación con lo anterior, en Li et al. (2019) se aplica el método LUR (Land Use Regression) para analizar la posible existencia de relaciones entre características de la ciudad (los autores consideran 26 parámetros) y las concentraciones de los contaminantes atmosféricos, en Shanghai, China. Como principales resultados obtenidos del citado estudio, se destaca la importancia asignada al flujo de viento para la ventilación de los contaminantes atmosféricos emitidos (se resaltan las interacciones entre dicho flujo y las edificaciones). También se destaca que la distancia entre los puntos de monitoreo de calidad del aire y las carreteras principales, la desviación estándar del número de pisos de los edificios, y el número promedio de pisos de los edificios resultaron ser las características del entorno urbano con mayor influencia en la calidad del aire. Al mismo tiempo se destaca que los niveles ambientales de contaminantes atmosféricos presentan grandes variaciones temporales.

A pequeña escala, de acuerdo con Lopez (2012), las autopistas actúan como fuentes emisoras de contaminantes atmosféricos, aumentando la exposición ambiental de las personas que viven en sus alrededores. Existe evidencia, según el citado trabajo, de que estos usos del suelo se ubican en general cercanos a zonas de bajos ingresos, generando desigualdades en cuanto al impacto de la contaminación atmosférica de acuerdo con el nivel socio-económico de las personas. Estas desigualdades también se mencionan en MVOTMA (2019) y en ONU (2022). Además de lo anterior, y en relación a la figura 2.5, según Lopez (2012) los patrones de ciudad fragmentados pueden producir un aumento del

uso del automóvil, incrementando las emisiones vehiculares.

Tal cual se mencionó, las ciudades fragmentadas se asocian con el concepto de funcionalismo, que ha dado como resultado la creación de áreas mono-funcionales en la ciudad. Según Muxí (2013), esto ha planteado algunos inconvenientes al tener en cuenta la perspectiva de la vida cotidiana de las personas. En este sentido, en contraposición con el urbanismo funcionalista, en Muxí (2013) se plantea la necesidad de uno que considere la complejidad de un abordaje integrador, incorporando estructuras de apoyo a la vida cotidiana, con escalas de proximidad, garantizando la autonomía, la independencia (en contraposición a la dependencia del automóvil privado) y la igualdad de oportunidades para todas las personas.

De acuerdo con C40 Cities Finance Facility (2018), una opción existente para la disminución de la fragmentación urbana es la implementación de las llamadas calles completas. Según el citado estudio, el objetivo final de invertir en una calle completa es que las personas se conecten de forma rápida y efectiva con su entorno, además de crear conexiones directas y prácticas entre los puntos de generación y atracción de viajes y que el usuario tenga alternativas modales atractivas. Para garantizar que un proyecto de calle completa genere los mayores beneficios posibles, es indispensable garantizar que el entorno urbano del corredor se conecte correctamente con la nueva infraestructura.

En relación con lo anterior, de acuerdo con de Nazelle et al. (2009), más allá que los diseños urbanos orientados hacia los peatones son vistos como beneficiosos para la vida de las personas en las ciudades, resulta razonable examinar cómo un incremento del uso de medios de transporte activos impacta en la exposición de las personas a contaminantes atmosféricos. Según el citado estudio, los usuarios de medios de transporte activos podrían experimentar mayores dosis de contaminantes atmosféricos. En Hankey et al. (2017) se encontró que pocos sitios en una ciudad presentan bajos niveles de contaminación atmosférica e infraestructura que promueva el traslado a pie al mismo tiempo (sweet-spot locations). Este mismo estudio mencionó que las concentraciones ambientales de número de partículas (PN) y BC aumentan con un incremento de la existencia de comercios y de la diversidad del uso del suelo.

A nivel de los cañones urbanos (calles rodeadas de edificios a ambos lados), el clima es principalmente controlado por la interacción entre el flujo de viento local y los edificios. Según Chan et al. (2001), esta interacción da como resultado diferentes características de dispersión de los contaminantes emitidos

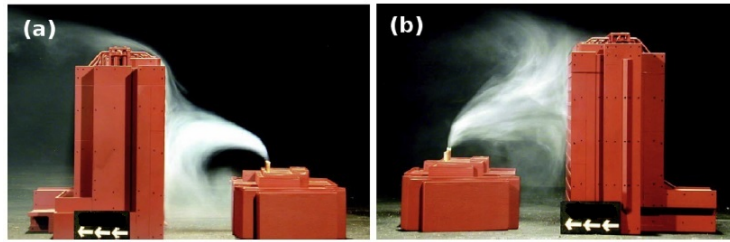


Figura 2.6: Impacto de la emisión de contaminantes atmosféricos de una fuente puntual en un edificio alto (a) ubicado viento abajo y (b) ubicado viento arriba (las flechas indican la dirección de viento). Fuente: adaptado de Lateb et al. (2016).

a nivel de calle. De acuerdo con Van den Bossche et al. (2015), en este tipo de calles se pueden registrar elevados niveles de contaminantes atmosféricos (por ejemplo BC), a pesar de que el flujo vehicular no sea tan elevado. En Ming et al. (2017) y en Scungio et al. (2018) también se señaló que estas zonas pueden promover la acumulación de los contaminantes atmosféricos emitidos. Según Kwak et al. (2018), los cañones urbanos usualmente se caracterizan por presentar altos niveles de flujo vehicular, una ventilación reducida y una alta población fluctuante. En este sentido, de acuerdo con Ming et al. (2017), la dispersión de los contaminantes emitidos en cañones urbanos es influenciada principalmente por las condiciones meteorológicas (velocidad y dirección de viento, entre otras), la geometría de la calle y de los edificios, la estabilidad atmosférica, las características de la fuente emisora (ubicación y tasas de emisión de contaminantes) y la radiación solar. En relación con lo anterior, en Buccolieri et al. (2021) se mencionó que la formación de cañones urbanos genera una situación peligrosa que restringe el flujo de viento, y que atrapa a las emisiones vehiculares en el seno de estas calles, incrementando de esta manera la concentración de contaminantes atmosféricos. Dos ejemplos de estas posibles interacciones entre emisiones atmosféricas, edificaciones y flujo de viento se muestran en la figura 2.6. De hecho, según Lateb et al. (2016), la interacción entre el flujo de viento y distintas configuraciones de edificios puede alterar las concentraciones locales de contaminantes atmosféricos en un orden de magnitud.

Para modelos bidimensionales de cañones urbanos, la relación de aspecto de la calle (cociente entre la altura de los edificios y el ancho de la calle) es un factor importante en la determinación de los regímenes de flujo existentes en el seno de la calle. Estos regímenes se clasifican, para flujos de viento perpendiculares a la zona de estudio, y de acuerdo con Oke (1988), en las siguientes

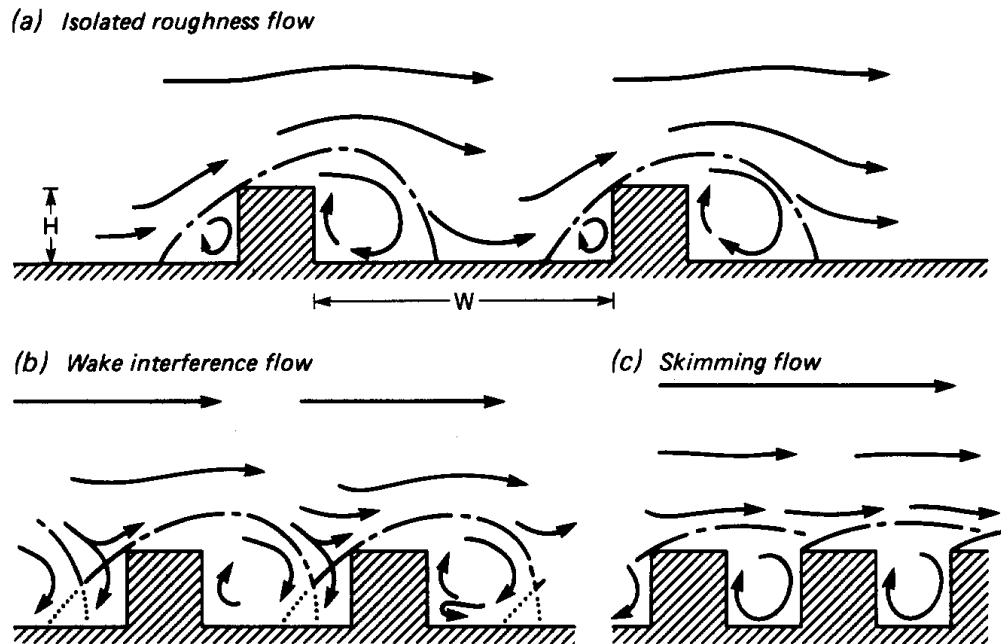


Figura 2.7: Regímenes de flujo asociados a flujos de viento sobre arreglos de edificios con relaciones de aspecto (H/W) crecientes. Fuente: Oke (1988).

categorías: Isolated roughness flow, Wake interference flow y Skimming flow (figura 2.7).

Según Oke (1988), las transiciones entre estos regímenes de flujo ocurren cuando se tienen combinaciones críticas de las relaciones de aspecto (H/W) y del cociente entre la longitud del cañón urbano perpendicular al flujo de viento y su altura (L/H), de acuerdo con lo ilustrado en la figura 2.8.

En el citado artículo, se menciona que cuando se alcanza el régimen de flujo denominado Skimming flow, se observa una reducción importante del intercambio de aire entre el cañón urbano y el flujo de viento existente sobre el nivel de los edificios. En estos casos, según Oke (1988) se produce un vórtice generado de forma tangencial por el flujo de viento existente sobre los edificios, reduciéndose esta interacción si la relación de aspecto continúa en aumento. Este vórtice genera diferencias en las concentraciones de los contaminantes atmosféricos a nivel de calle. En Oke (1988) y en Ming et al. (2017) se afirmó que la línea de edificios del cañón urbano ubicada viento abajo (windward wall) presentará menores concentraciones de los contaminantes atmosféricos que la ubicada viento arriba (leeward wall). Además, en el citado estudio se afirma que a medida que la relación de aspecto continúa aumentando más allá de la frontera del régimen de flujo denominado Skimming flow, puede aparecer

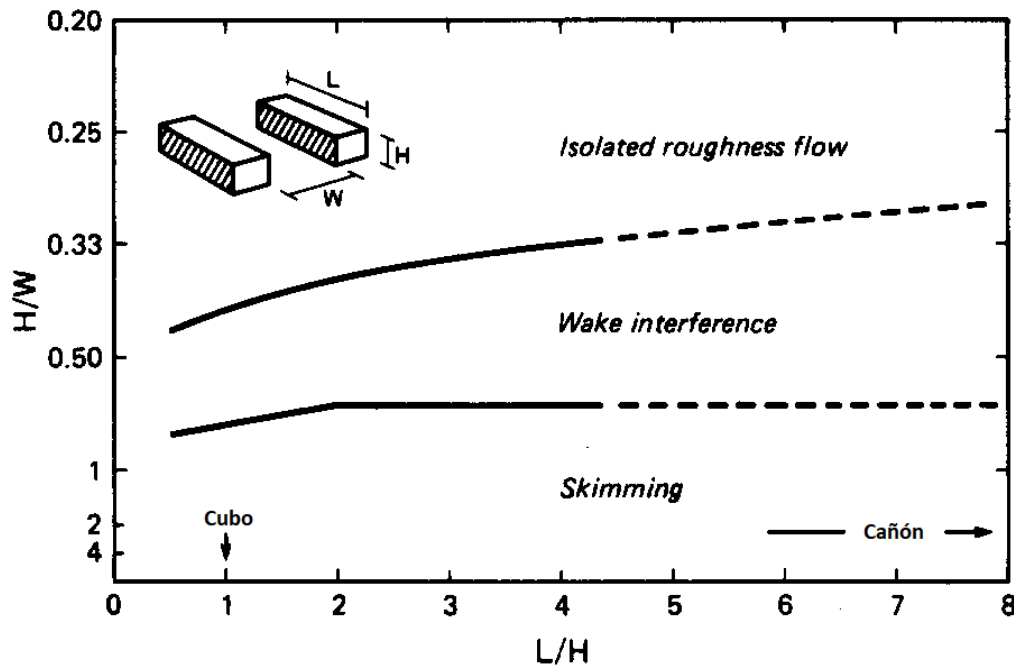


Figura 2.8: Líneas umbrales de separación entre los regímenes de flujo definidos. Fuente: adaptado de Oke (1988).

un segundo vórtice en el seno del cañón urbano, con un sentido de rotación opuesto al primero. En estos casos, las concentraciones de los contaminantes atmosféricos a nivel de calle se maximizan, ya que según Oke (1988), el intercambio de aire entre los dos vórtices no es efectivo. Esta situación también se advierte en Ming et al. (2017). De acuerdo con Oke (1988), para condiciones de flujo de viento débil sobre los edificios, estos vórtices podrían no formarse, produciendo el estancamiento del aire dentro de los cañones urbanos, pudiendo esta situación derivar en problemas de calidad del aire a nivel de calle, a menos que fenómenos térmicos puedan generar una circulación ascendente, comportamiento que también se señaló en Ming et al. (2017). En este sentido, a partir de las simulaciones numéricas realizadas en Scungio et al. (2018), se constató que la exposición a contaminantes atmosféricos a nivel de calle aumentó al incrementarse la relación de aspecto de las calles, y al disminuir la velocidad del viento. En función de lo anterior, en Oke (1988) se argumentó que el establecimiento del Skimming flow coincide con una reducción marcada de la capacidad de dispersión de los cañones urbanos (se sugirió un límite superior recomendable igual a 0,65 para la relación de aspecto, aunque se reconoció que existen indicaciones que afirman que la circulación del vórtice es más fuerte

para relaciones de aspecto aproximadamente iguales a 1).

En relación con la influencia de las condiciones meteorológicas en la calidad del aire, y según se resume en Cataldo y González (2018), el flujo atmosférico transporta, difunde y mezcla los contaminantes emitidos. Un flujo turbulento producirá una dispersión más rápida de las emisiones atmosféricas en distancias menores que flujos con menores niveles de turbulencia. De acuerdo con Cataldo y González (2018), en flujos atmosféricos, la producción de turbulencia se asocia con dos procesos. El primero es de origen mecánico, y se vincula con la velocidad del viento, con la rugosidad de la superficie y con la geometría de los obstáculos encontrados por el flujo atmosférico. El segundo es de origen termodinámico, asociado al gradiente de temperatura ambiente. Este proceso de origen termodinámico podrá generar turbulencia si la atmósfera es inestable (el gradiente de la temperatura ambiente es menor que el gradiente adiabático⁶), o podrá atenuar la turbulencia existente si la atmósfera es estable (el gradiente de la temperatura ambiente es mayor que el gradiente adiabático). Según Ahrens (2013), la atmósfera será absolutamente estable si el gradiente de la temperatura ambiente es mayor al gradiente adiabático húmedo, y absolutamente inestable, si el gradiente de la temperatura ambiente es menor al gradiente adiabático seco. En adición a lo anterior, de acuerdo con Ahrens (2013), si el gradiente de la temperatura ambiente es igual que el gradiente adiabático, se dice que la atmósfera es neutra. Por último, un caso extremo de atmósfera estable se produce cuando se genera una inversión térmica. En estos casos, el gradiente de la temperatura ambiente es positivo.

De acuerdo con Ahrens (2013), los momentos de atmósfera inestable se producen en general durante las horas más cálidas del día, mientras que las condiciones de atmósfera estable ocurren usualmente durante la noche y cerca del amanecer.

Según Ahrens (2013), la región donde las emisiones atmosféricas se mezclan con el aire ambiente se denomina capa de mezcla. La altura de la capa de mezcla será mayor para condiciones de atmósfera inestable. Menores alturas de la capa de mezcla se asocian con menores volúmenes de dilución de las emisiones atmosféricas, y por lo tanto pueden esperarse mayores concentraciones de los contaminantes atmosféricos dentro de la capa de mezcla en estos casos.

⁶De acuerdo con Ahrens (2013), el gradiente adiabático seco vale 10 °C/1000 m y, en promedio, el gradiente adiabático húmedo vale 6 °C/1000 m. La temperatura disminuye con la altura.

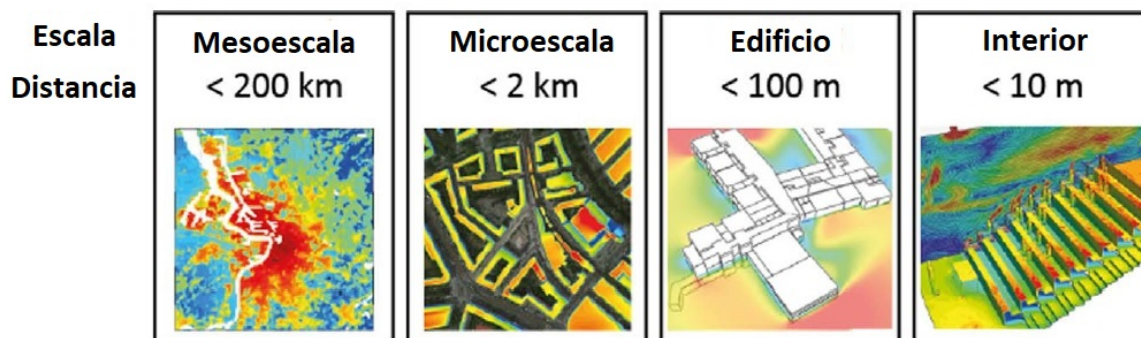


Figura 2.9: Representación esquemática de las escalas espaciales utilizadas en el marco de modelos climáticos, en conjunto con sus respectivas distancias horizontales típicas. Fuente: adaptado de Toparlak et al. (2017).

De acuerdo con lo anterior, la altura de la capa de mezcla es un parámetro importante en la dispersión de los contaminantes atmosféricos. Esta puede valer desde menos de 100 m (pudiendo llegar a tomar valores cercanos a 0 m) hasta algunos miles de metros dependiendo de la orografía, de la cobertura superficial, de la estación del año, de la hora del día y de las condiciones meteorológicas. En este sentido, en el marco de estudios climatológicos, se definen distintas escalas espaciales de interés (figura 2.9).

Por otra parte, en la figura 2.10 se aprecia la estructura de la Capa Límite Atmosférica (CLA) urbana, presentándose sus variaciones para distintas escalas espaciales.

De acuerdo con Lateb et al. (2016), la turbulencia en la CLA es generada principalmente por el rozamiento del viento y no es afectada por la estabilidad atmosférica en el caso de atmósfera neutra. Para condiciones de estabilidad o inestabilidad atmosférica, la rugosidad superficial puede no tener influencia en el flujo de viento dentro de la capa superficial (parte baja de la CLA). Cerca de la superficie terrestre, los edificios forman la llamada Urban Canopy Layer (UCL)⁷ o sub capa rugosa (figura 2.10) siendo la dispersión atmosférica en esta zona influenciada por la configuración y la geometría de los edificios y de las calles, la ubicación de las fuentes emisoras y la presencia de diversos obstáculos, entre otros aspectos. Así determinada, la sub capa rugosa constituye el medio donde se produce la dispersión de las emisiones atmosféricas superficiales (microescala meteorológica). En este sentido, según Ming et al. (2017), el flujo de viento sobre la UCL tiene poca influencia en la dispersión

⁷Capa Límite Urbana.

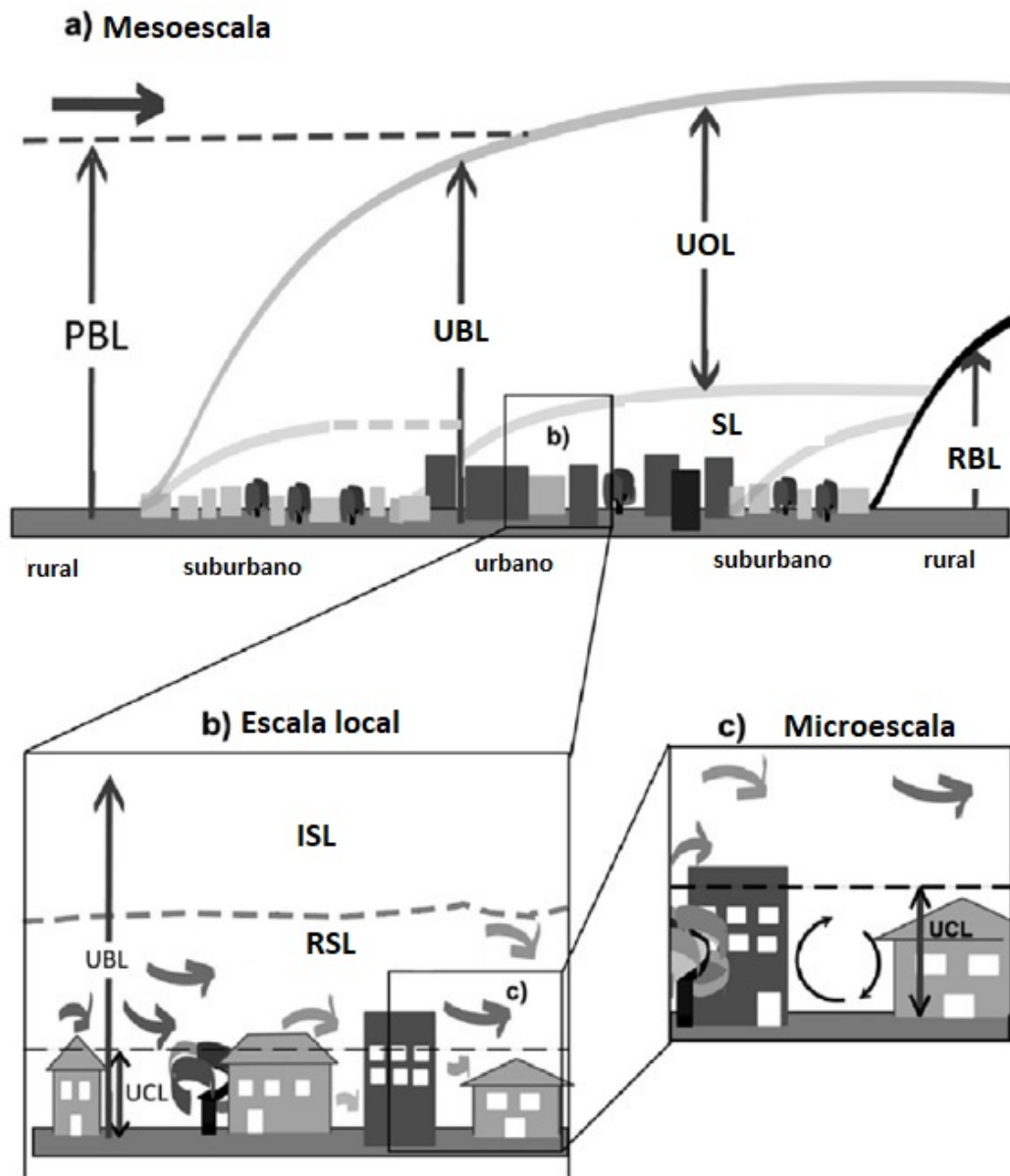


Figura 2.10: Esquema de la estructura de la CLA urbana indicando las distintas subcapas existentes y su nomenclatura. Se entiende que la sub capa rugosa (UCL) se extendería entre la superficie y una altura cercana al doble de la altura de los edificios. Fuente: adaptado de Lateb et al. (2016).

de los contaminantes emitidos en su seno. Esto se debe a que su movimiento en dirección horizontal prevalece con respecto a su movimiento en la dirección vertical. Es en la UCL en donde se produce la interacción entre las emisiones vehiculares y el flujo de viento.

Tal cual se mencionó anteriormente, en Elminir (2005) y en Pearce et al. (2011) también se vinculó la calidad del aire con las condiciones meteorológicas. Esta asociación también se realizó en Cataldo y González (2018) para Montevideo, analizando concentraciones ambientales de PM, y encontrando correlaciones con la temperatura ambiente, la velocidad del viento y la altura de la capa de mezcla. Otro antecedente local se reportó en Franco et al. (2023), en donde se encontraron asociaciones entre la concentración de PM_{2,5} y la humedad relativa. A modo de ejemplo, en Elminir (2005) se afirmó que los niveles atmosféricos de O₃ son menores en la mañana y mayores por la tarde. Entre estos momentos ocurre la fotooxidación de precursores (CO, hidrocarburos no quemados (HC)) en presencia de NO_x. Además de esta variación diaria, en el citado trabajo se mencionó que los niveles ambientales de O₃ aumentan en verano debido a una mayor intensidad de radiación solar, y que este comportamiento anual es compartido por el NO₂. Por otra parte, el referido estudio mencionó que durante la noche, la altura de la capa de mezcla atmosférica desciende manteniéndose baja hasta la mañana, restringiendo de esta manera la dispersión de las emisiones generadas en su seno (incluyendo aquellas producidas durante el pico matutino de flujo vehicular). Por el contrario, en horas del mediodía la altura de la capa de mezcla aumenta permitiendo la dispersión de los contaminantes atmosféricos emitidos y, por consiguiente, generando un descenso en sus niveles ambientales.

En relación con lo anterior, en Wang et al. (2019), se asoció el aumento de los niveles ambientales de PM_{2,5} con bajas velocidades de viento, alta temperatura ambiente y humedad relativa, y con la ocurrencia de inversiones térmicas.

En Elminir (2005) se encontró, como era de esperarse, una correlación negativa significativa entre velocidad del viento y concentración de contaminantes atmosféricos. En esta línea, en Elminir (2005) también se encontró que las concentraciones máximas de O₃ y NO₂ se producen para valores de humedad relativa menores o iguales a 40%. Para el resto de los contaminantes atmosféricos evaluados en el citado estudio (CO, PM₁₀ y SO₂), las concentraciones máximas se produjeron para valores de humedad relativa superiores

a 80 %. También en relación con el vínculo entre calidad del aire y condiciones meteorológicas, en Pearce et al. (2011) se calculó el porcentaje de la variabilidad de los niveles ambientales de diversos contaminantes atmosféricos que es explicada por las condiciones meteorológicas. En este sentido, para O_3 se obtuvo un valor igual a 26,3 % (factor más significativo: temperatura máxima diaria, al aumentar produce un incremento en las concentraciones del contaminante); para PM_{10} se obtuvo un valor igual a 21,1 % (factor más significativo: temperatura máxima diaria, al aumentar produce un incremento en las concentraciones del contaminante); y para NO_2 se obtuvo un valor igual a 26,7 % (factor más significativo: velocidad del viento, al aumentar produce un descenso en las concentraciones del contaminante).

En Farrell et al. (2015) se señaló que los niveles ambientales máximos de UFP y BC se registran en horario matutino, debido a la relación inversa existente entre la concentración de estos contaminantes y la velocidad del viento y la temperatura (presentando ambas variables meteorológicas valores bajos en la mañana). Este vínculo se exploró asimismo en Hatzopoulou et al. (2013), en donde también se analizó la relación entre exposición ambiental de ciclistas y tipo de ciclovía y composición del flujo vehicular.

Por otra parte, en Schepers et al. (2015) y en Farrell et al. (2015) se señaló que el diseño de infraestructuras urbanas destinadas al transporte activo (por ejemplo ciclovías) puede contribuir a la disminución de las dosis de contaminantes atmosféricos experimentadas por parte de los usuarios. De todas maneras, según se señaló en Schepers et al. (2015), si se construye una ciclovía en una calle de alto tránsito y los ciclistas la utilizan en detrimento de otras calles de menor tránsito pero sin ciclovía, la exposición a contaminantes atmosféricos de los ciclistas podría aumentar.

Según se evaluó en Hatzopoulou et al. (2013), un aumento en la separación entre las ciclovías y las sendas vehiculares tiende a disminuir las concentraciones de UFP, BC y CO experimentadas por los ciclistas (no se encontraron resultados estadísticamente significativos para $PM_{2,5}$). Además, en el citado estudio se encontró que los niveles ambientales de UFP y BC experimentados por los ciclistas aumentan al incrementarse la proporción de vehículos a gas oil en el flujo vehicular (esto también se señala en Targino et al. (2018) para BC). Por último, en Hatzopoulou et al. (2013) también se encontró que las condiciones meteorológicas tienen un impacto en las concentraciones de los contaminantes experimentadas por ciclistas: un aumento en la temperatura



Figura 2.11: Principales tipos de ciclovías existentes en Montreal, Canadá. Fuente: adaptado de Apparicio et al. (2016).

ambiente tiende a disminuir las concentraciones de UFP y BC, y a aumentar las de $PM_{2,5}$ y CO; un aumento en la velocidad del viento tiende a disminuir las concentraciones de UFP, y a aumentar las de $PM_{2,5}$ y CO; y un aumento en la humedad relativa tiende a incrementar las concentraciones de BC y $PM_{2,5}$.

En Apparicio et al. (2016) se identificaron, como factores influyentes en la exposición de los ciclistas a la contaminación atmosférica, las condiciones meteorológicas, la hora del día, el día de la semana, las características del ambiente urbano (figura 2.11) y el flujo vehicular. En particular, los resultados obtenidos indicaron que la temperatura, la humedad y la velocidad del viento están negativamente asociadas con la exposición a contaminantes atmosféricos.

En la misma línea, en Targino et al. (2018) se señaló que los niveles ambientales de BC tienden a aumentar para mayores flujos vehiculares y para menores velocidades de circulación de los vehículos. El aumento de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos con el flujo vehicular también se señala en Van den Bossche et al. (2015) y en Jarjour et al. (2013), y en Bogo et al. (2001) se menciona que las emisiones vehiculares pueden ser determinantes de la calidad del aire en ambientes urbanos. Allí también se indicó que los niveles ambientales de BC dependen del medio de transporte utilizado por las personas, siendo en promedio mayores durante viajes en ómnibus que en bicicleta. Más allá de esto, según Targino et al. (2018), las mayores tasas de ventilación corporal y las menores velocidades de desplazamiento experimentadas por personas que utilizan medios de transporte activos, en comparación con aquellas que se trasladan en vehículos motorizados, hace que las dosis potenciales inha-

ladas sean mayores en las personas que utilizan medios de transporte activos (Ecuación 2.1).

En lo que respecta a las emisiones vehiculares de contaminantes atmosféricos, en Khreis et al. (2023) se realizó una distinción entre las emisiones provenientes del escape y otras emisiones. Las emisiones provenientes del escape son resultado de la combustión incompleta del combustible consumido, mientras que el resto de las emisiones provienen por ejemplo del desgaste de los neumáticos, de la resuspensión de materiales depositados en la superficie, y también se producen como resultado de procesos de evaporación. Según se menciona en el citado estudio, para PM las emisiones que no provienen del escape de los vehículos pueden ser significativas. Este hecho también se constató a nivel local en Cataldo et al. (2019).

En relación con lo anterior, de acuerdo con MacNaughton et al. (2014), el tipo de infraestructura ciclista tiene un impacto significativo en la exposición de los ciclistas a contaminantes atmosféricos. En el citado estudio se mencionó que en los Off-street bicycle paths se tienen menores concentraciones de BC y de NO₂ que en las Bike lanes (figura 2.11), más allá que a lo largo de los Off-street bicycle paths se observó un mayor flujo vehicular en este estudio. De hecho, el nivel de flujo vehicular no fue una variable significativa en la determinación de los niveles ambientales de los contaminantes atmosféricos en este estudio. Según MacNaughton et al. (2014), la mayor influencia del flujo vehicular en los niveles ambientales de los contaminantes atmosféricos se observó en las intersecciones de calles, cuando se tienen grandes densidades superficiales de vehículos en ralentí. En el citado documento, la diferencia de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos encontrada entre distintos tipos de infraestructura ciclista se explicó considerando la mayor distancia existente entre el flujo vehicular y los Off-street bicycle paths, en comparación con las Bike lanes, y también la existencia de barreras vegetales entre el flujo vehicular y los Off-street bicycle paths. La presencia de vegetación en rutas ciclistas también se correlacionó negativamente con la exposición a contaminantes atmosféricos en Willberg et al. (2023), en donde también se obtuvo una correlación negativa entre la presencia de vegetación y la exposición de los ciclistas a ruido. En este estudio se obtuvo una correlación positiva entre la exposición de los ciclistas a contaminantes atmosféricos y a ruido. En relación con lo anterior, en Kwak et al. (2018) se mencionaron las situaciones de manejo que tienden a desmejorar la calidad del aire: escenarios de congestión con frecuentes aceleraciones a bajas

velocidades, intersecciones con semáforos y pendientes ascendentes. De todas maneras, en el citado estudio se mencionó que la velocidad del viento es generalmente mayor en las intersecciones de calles, colaborando con la ventilación de las emisiones atmosféricas en estas zonas.

Por otro lado, en Weichenthal et al. (2014) se identificaron, como variables predictoras de la concentración de contaminantes atmosféricos a nivel de calle, el ancho de calle, el uso del suelo (zonas residenciales, industriales y no construidas), la altura media de edificios y la composición del flujo vehicular (con especial énfasis en la proporción de camiones). Los niveles ambientales de los dos contaminantes analizados en el referido estudio, UFP y BC, presentaron una baja correlación entre sí. En Kwak et al. (2018) también se encontró una relación entre la composición del flujo vehicular y la calidad del aire en ambientes urbanos, enfatizando la importancia de los vehículos pesados y SUV (Sport Utility Vehicle). En la misma línea, en Targino et al. (2018) también se encontró una relación entre los niveles ambientales de BC y la altura de edificios, siendo las concentraciones de este contaminante menores en zonas de edificios de baja altura. La distancia a vías de tránsito principales también se sugirió como variable influyente en la exposición a contaminantes atmosféricos en Hankey et al. (2017). Además, en Nieuwenhuijsen (2016), en Cárdenas Rodríguez et al. (2016) y en Chan et al. (2001) también se vinculó la exposición a contaminantes atmosféricos con el entorno urbano. En particular, de acuerdo con Nieuwenhuijsen (2016), los parámetros del entorno urbano distancia a rutas principales, longitud de calles circundantes, flujo vehicular, densidad edilicia, industrias y espacios verdes explican una gran proporción de la variabilidad de la contaminación atmosférica en zonas urbanas. En este sentido, en el citado estudio se afirmó que las concentraciones medias de los contaminantes atmosféricos son generalmente mayores a nivel de calle que en zonas urbanas con poco tráfico (background locations), y que se ha observado una reducción en la exposición personal a contaminantes atmosféricos en áreas verdes.

Por otra parte, en Santamaría (2017a), se realizaron mediciones de la concentración de contaminantes atmosféricos sobre ciclistas, y se constató la dependencia de la calidad del aire de los focos emisores (principalmente tráfico vehicular) y sus variaciones temporales, además de advertir la importancia de las condiciones atmosféricas y topográficas de la zona de estudio. A modo de ejemplo, se destacó la diferencia en la concentración de contaminantes, como el NO_2 , entre las vías de más circulación, con concentraciones sostenidas más

altas, y las de menor tráfico, así como el efecto rápido y en poco espacio de la separación de las fuentes emisoras en las concentraciones registradas. En este sentido, se mencionó que las aceras y los carriles que discurren separados de la calzada, o trazados ya dentro de zonas vegetadas como parques, muestran niveles menores de todos los contaminantes atmosféricos medidos. De hecho, se afirmó que la distancia entre los carriles ciclistas y los carriles de tráfico es el principal factor responsable de la disminución de la concentración de BC. En el citado trabajo se recomendó el empleo de barreras vegetales, cuando no se cuenta con la posibilidad de lograr esta separación. Además, según los autores, existe una correspondencia entre la concentración de contaminantes atmosféricos y la velocidad del tráfico: las vías más rápidas presentan niveles de los contaminantes atmosféricos bastante superiores a las zonas de limitación de velocidad. Sin embargo, se reportó la existencia de niveles ambientales puntuales elevados en semáforos, rotondas y cruces. En otro orden, en Santamaría (2017a) también se destacó la influencia de las condiciones meteorológicas en los niveles de los contaminantes atmosféricos registrados. Se afirmó que el flujo de viento dominante puede causar acumulaciones locales, llevando a la contaminación atmosférica proveniente de fuentes de emisión fijas a concentrarse en zonas de estancamiento.

Con respecto a las dosis de contaminantes atmosféricos, la pendiente del terreno puede ser un factor clave para su aumento o reducción. Por ejemplo, en Santamaría (2017a) se registraron en paralelo la pendiente del terreno, la velocidad del ciclista y la frecuencia cardíaca. En este sentido, para pendientes ascendentes fuertes, la frecuencia cardíaca aumentó y la velocidad del ciclista disminuyó. Debido a que una mayor frecuencia cardíaca implica la inhalación de un mayor caudal de aire, en estas rutas los ciclistas pasarán una mayor cantidad de tiempo e inhalarán un mayor caudal de aire que en rutas con pendientes bajas o descendentes. Teniendo en cuenta que las pendientes ascendentes elevadas generan un mayor gasto energético en los vehículos, con el consiguiente aumento de las emisiones de escape, en Santamaría (2017b) se mencionó que es probable que las dosis de contaminantes atmosféricos sean mayores en las rutas de elevadas pendientes ascendentes.

Por otra parte, en Targino et al. (2016) se registraron mediciones de concentración de BC y $PM_{2,5}$ sobre ciclistas, y se afirmó que la variabilidad espaciotemporal encontrada en los valores de concentración de contaminantes está asociada principalmente con tres factores: las emisiones vehiculares (in-

cluyendo el efecto de la existencia de semáforos), la dinámica de las partículas en la atmósfera y el flujo de viento atmosférico. Además, en el citado estudio se mencionó que la pendiente del terreno resultaba ser otra variable influyente en los registros de concentración de contaminantes.

Por otro lado, según Miskell et al. (2018) las concentraciones ambientales de NO_2 presentan un ciclo estacional, registrándose en general mayores concentraciones en invierno, debido a la menor eficiencia de combustión que experimentan los motores en estas épocas, y a una menor turbulencia atmosférica que limita la mezcla vertical de las emisiones, incluyendo mayores frecuencias de inversiones térmicas. A menor escala, se observaron también dos picos diarios de las concentraciones de este contaminante, asociadas a las horas pico de tráfico vehicular. En Miskell et al. (2018) también se sugirieron las siguientes variables como las principales predictoras de la concentración de NO_2 : flujo vehicular, uso del suelo, longitud de calles, alturas de edificios, concentración de O_3 y densidad de población.

En relación con lo anterior, en Buccolieri et al. (2021) se resumieron algunas medidas pasivas que pueden implementarse para mejorar la calidad del aire en las ciudades. Estas medidas incluyen intervenciones sobre el tráfico (por ejemplo el establecimiento de zonas de bajas emisiones), y otras relacionadas con la planificación de la ciudad: algunas de índole general como la disminución de la relación de aspecto de los cañones urbanos, la elevación de las construcciones sobre el nivel del terreno, la alineación de las calles con la dirección de viento predominante, o el establecimiento de alturas máximas permitidas y retiros para las edificaciones, aplicables a nuevos desarrollos; y otras pensadas para sitios ya construidos, como por ejemplo la instalación de barreras vegetales en el centro o a los costados de las calles. En este sentido, en el citado estudio se mencionó que la instalación de barreras vegetales de baja altura puede mejorar la calidad del aire en cañones urbanos (con preferencia por su instalación a lo largo del eje central de la calle), mientras que la instalación de árboles en estos ambientes podría contribuir a su deterioro (debido a que podrían obstaculizar el flujo de viento). También se reportó que una combinación de árboles y barreras vegetales de baja altura podría ser más efectiva que la instalación únicamente de la barrera, con el objetivo de mejorar la calidad del aire en cañones urbanos. Según Buccolieri et al. (2021), los autos estacionados también podrían actuar como barrera entre las emisiones vehiculares y los potenciales receptores dentro de cañones urbanos.

En resumen, de acuerdo con los estudios nacionales e internacionales aquí revisados, a continuación se señalan las variables identificadas como principales predictoras de los niveles ambientales de contaminantes atmosféricos en ciudades, con énfasis en la exposición ambiental de ciclistas:

- Flujo vehicular, con especial énfasis en los vehículos pesados.
- Condiciones meteorológicas: velocidad y dirección de viento, humedad relativa, temperatura, estabilidad atmosférica, entre otras.
- Variables temporales: hora del día, día de la semana, mes del año.
- Diseño urbano: desde la forma de la ciudad a la geometría de las calles, incluyendo la distribución del uso del suelo y las características de la infraestructura ciclista existente.

Sin lugar a dudas, la lista anterior es preliminar e incompleta, destacándose además las relaciones existentes entre las distintas variables señaladas. A modo de ejemplo, la forma de una ciudad influye en los modos de transporte de la población, y por lo tanto incide en el flujo vehicular. Además, los efectos de estas variables dependen del contaminante atmosférico bajo estudio. De todas maneras, esta lista aporta a la comprensión del problema y al diseño de la metodología de trabajo que se presenta en el próximo capítulo.

2.3. Simulación numérica de la dispersión atmosférica de contaminantes

Según se expresa en Ferziger y Peric (2002), en términos generales, la ley de conservación de una propiedad extensiva de un fluido⁸ relaciona la tasa de cambio de la cantidad de dicha propiedad en una determinada masa de control, con efectos externos.

Estas leyes pueden expresarse en un cierto volumen de control. En ese caso, las cantidades a conservar serán intensivas (independientes de la masa de fluido). Entre estas propiedades se encuentran la densidad (masa por unidad de volumen) y la velocidad (cantidad de movimiento por unidad de masa).

En el marco del estudio de la dispersión atmosférica de los contaminantes es necesaria la resolución de tres ecuaciones que gobiernan el fenómeno: conser-

⁸Aquella que depende de la masa de fluido existente.

vación de la masa, conservación de la cantidad de movimiento y conservación de un campo escalar.

A grandes rasgos, los métodos de simulación numérica proponen resolver las ecuaciones mencionadas anteriormente por medio de algoritmos computacionales. Para lograr este objetivo, las mencionadas ecuaciones deben ser expresadas en forma algebraica. Este proceso de expresión se define como discretización de ecuaciones. Además de lo anterior, las ecuaciones algebraicas a resolver se encuentran a menudo acopladas, por lo que se resuelven empleando métodos de cálculo iterativos.

Por lo anteriormente expresado, de acuerdo con Ferziger y Peric (2002), las simulaciones numéricas presentan las siguientes fuentes de error:

- Las ecuaciones diferenciales que gobiernan el fenómeno bajo estudio pueden contener simplificaciones.
- Se realizan aproximaciones en el proceso de discretización de ecuaciones.
- Se utilizan métodos iterativos al momento de resolver las ecuaciones discretizadas. En general no se llega a su solución exacta.

A continuación, se destacan los componentes de un modelo de simulación numérica, de acuerdo con Ferziger y Peric (2002):

- Modelo matemático: conjunto de ecuaciones y condiciones de borde que describen el fenómeno de interés (puede incluir simplificaciones).
- Método de discretización: procedimiento de aproximación de las ecuaciones diferenciales que componen el modelo matemático por un sistema de ecuaciones algebraicas para las variables de interés, en algún conjunto discreto de ubicaciones espaciales y temporales. Los métodos más utilizados se denominan: diferencias finitas, volúmenes finitos y elementos finitos. Al aumentar la resolución espacial del cálculo, todos los métodos tienden a producir la misma solución.
- Sistema de coordenadas: elección del sistema de coordenadas a utilizar.
- Grilla de cálculo: representación discreta del dominio geométrico en donde se van a resolver las ecuaciones intervinientes en el fenómeno bajo estudio. La grilla divide el dominio de cálculo en un número finito de subdominios (volúmenes de control por ejemplo). Estas pueden ser estructuradas (la posición de cada punto de grilla queda definida por un

conjunto de dos (2D) o tres (3D) índices, es equivalente a una grilla cartesiana, aplicables solamente a dominios con geometría simple), estructuradas en bloques (el dominio se divide en bloques, que pueden superponerse o no, y luego se construye una grilla estructurada en cada bloque, pudiendo las diferentes grillas tener distintos grados de refinamiento) o no estructuradas (pueden representar un dominio de geometría arbitraria; en general estas grillas se componen de triángulos o cuadriláteros en 2D y de tetraedros o hexaedros en 3D).

- Aproximaciones finitas: aproximaciones utilizadas en el proceso de discretización de ecuaciones. Si se utiliza el método de diferencias finitas, pueden obtenerse aproximaciones algebraicas de las derivadas utilizando series de Taylor por ejemplo, para cierto campo escalar.
- Método de solución: metodología utilizada para resolver las ecuaciones discretizadas. Si se utiliza una aproximación de diferencias finitas, se obtiene una ecuación algebraica en cada nodo de la grilla. Estas ecuaciones contienen el valor de la variable de interés en el nodo en cuestión y valores de la misma variable en los nodos vecinos. Considerando todo el dominio de cálculo, se obtiene un sistema de ecuaciones.
- Criterio de convergencia: condiciones a verificar para la interrupción del método iterativo de resolución de las ecuaciones discretizadas. Usualmente hay dos niveles de iteración: iteraciones internas (resolución de ecuaciones lineales) e iteraciones externas (tratamiento de no linealidades y acoplamiento de ecuaciones). La selección del criterio de convergencia implica decidir en qué momento detener el proceso iterativo en cada nivel. En este punto deben tenerse en cuenta la exactitud de la solución obtenida y la eficiencia computacional.

Según se mencionó en el [Capítulo 1](#), en el presente estudio se utiliza el modelo numérico `caffa3d.MBRi`, desarrollado en la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República. Tal cual se describió en Fernández et al. (2019), se trata de un modelo del tipo Computational Fluid Dynamics (CFD), de código abierto. De acuerdo con Fernandez et al. (2020), este modelo se basa en una familia de modelos 2D para resolución de flujos, incluidos en Ferziger y Peric (2002). El código del modelo `caffa3d.MBRi` está escrito en Fortran 90, y en el año 2004 se realizó su extensión a 3D. A continuación, y de acuerdo con Mendina et al. (2014) y Usera et al. (2008), se describen sus principales

características:

- Modelo matemático: comprende las ecuaciones de balance de masa (Ecuación 2.2) y de cantidad de movimiento (Ecuación 2.3) para un fluido viscoso newtoniano incompresible, en conjunto con una ecuación genérica de transporte de un campo escalar pasivo ϕ con coeficiente de difusión Γ (Ecuación 2.4).

$$\int_S (\vec{v} \cdot \vec{n}) dS = 0 \quad (2.2)$$

$$\int_{\Omega} \rho \cdot \frac{\partial u}{\partial t} d\Omega + \int_S \rho \cdot u \cdot (\vec{v} \cdot \vec{n}) dS = \int_{\Omega} \rho \cdot \beta \cdot (T - T_{ref}) \cdot \vec{g} \cdot \vec{e}_1 d\Omega + \int_S -p \cdot \vec{n} \cdot \vec{e}_1 dS + \int_S (2 \cdot \mu \cdot D \cdot \vec{n}) \cdot \vec{e}_1 dS \quad (2.3)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_{\Omega} \rho \cdot \phi d\Omega + \int_S \rho \cdot \phi \cdot (\vec{v} \cdot \vec{n}) dS = \int_S \Gamma \cdot \nabla \phi \cdot \vec{n} dS + \int_{\Omega} q_{\phi} d\Omega \quad (2.4)$$

En las ecuaciones anteriores, q_{ϕ} representa a las fuentes y sumideros del campo escalar ϕ , Ω hace referencia a una porción del dominio de cálculo cuya frontera es S , \vec{n} es un vector normal saliente a S , ρ es la densidad del fluido, β es el coeficiente de expansión térmica del fluido⁹, T es la temperatura del fluido, T_{ref} es cierta temperatura de referencia del fluido, μ es la viscosidad dinámica del fluido y D es el tensor deformación, el cual puede expresarse de la siguiente forma:

$$D = \frac{1}{2} \cdot (\nabla v + \nabla v^T) \quad (2.5)$$

Donde \vec{v} es el vector velocidad del flujo. Se destaca que la Ecuación 2.3 está expresada en función de la primera componente del vector velocidad ($\vec{v} = (u, v, w)$).

- Grilla de cálculo: la grilla global está formada por diferentes bloques de grilla estructurados (cartesianos o curvilíneos). De forma de brindar mayor flexibilidad geométrica, puede utilizarse el método de condiciones de borde inmersas, según Liao et al. (2010) y Fadlun et al. (2000),

⁹Interviniendo en el primer término de la Ecuación 2.3 luego de la igualdad, denominado aproximación de Boussinesq para el efecto de flotación.

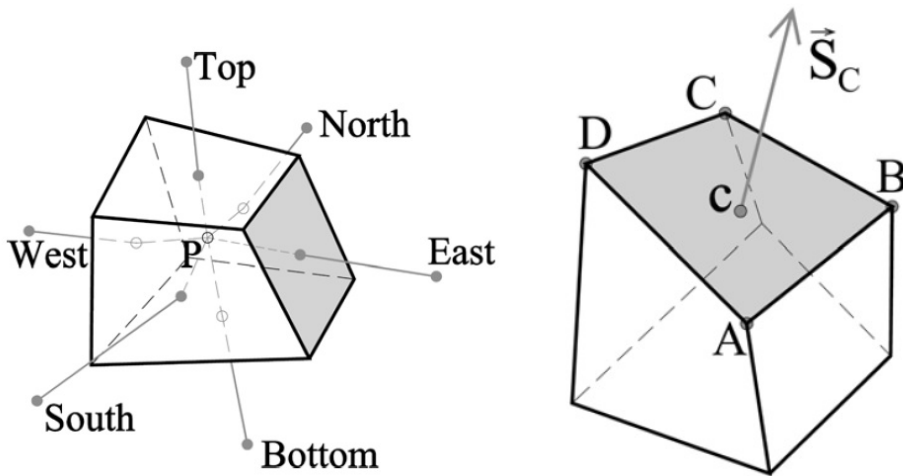
en el marco de una grilla cartesiana o curvilínea. Cada bloque de grilla está compuesto por un arreglo de hexaedros irregulares. Dentro de cada bloque, los hexaedros tienen seis elementos vecinos cada uno, no se superponen y no dejan espacios vacíos (figura 2.12).

- Aproximaciones finitas: la aproximación de las integrales se realiza utilizando propiedades geométricas de los hexaedros: las coordenadas de los ocho vértices, el volumen del elemento, las coordenadas de su baricentro, los vectores normales salientes de cada elemento¹⁰ y las coordenadas del baricentro de cada cara del elemento (figura 2.12). Para la discretización de ecuaciones se utiliza el método de volúmenes finitos.
- Método de solución: como resultado de la discretización de las ecuaciones que conforman el modelo matemático, se obtiene un sistema de ecuaciones. El esquema iterativo empleado para la resolución de las ecuaciones se muestra en la figura 2.12. Las iteraciones denominadas outer iterations se repiten dentro de cada instante de tiempo hasta que se alcanza el nivel de convergencia deseado. Llegado ese punto, se pasa al siguiente instante de tiempo de la simulación. Es importante destacar que los bloques de grilla se organizan en regiones con el objetivo de efectuar una paralelización de los cálculos (figura 2.12). Cada región cuenta con uno o más bloques de grilla. En este modelo se utiliza la estrategia de cálculo paralelo denominada Message Passing Interface (MPI). Cada región cuenta con un proceso MPI diferente.

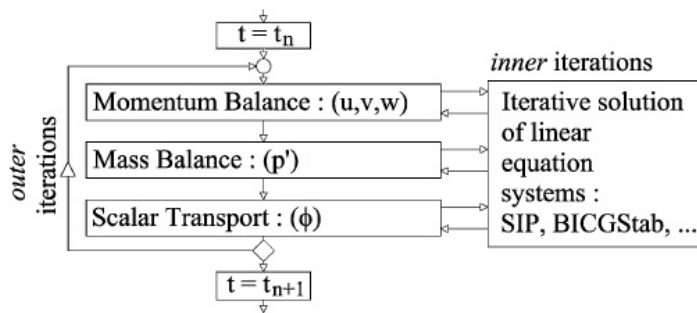
De acuerdo con Mendina et al. (2014), a la fecha se han realizado diversas aplicaciones del modelo bajo estudio, entre las que se destacan: simulación del flujo de viento sobre cierta topografía, del flujo de viento en entornos construidos y del flujo sanguíneo (figura 2.13). Las simulaciones realizadas en el presente estudio resultan ser un caso particular de modelación del flujo de viento en entornos construidos.

En el marco de estudios climatológicos, se utilizan herramientas de simulación numérica a distintas escalas espaciales (figura 2.9). En el presente estudio, la escala espacial de interés será la denominada microescala meteorológica. Las simulaciones numéricas a nivel de microescala proporcionan la posibilidad de realizar una modelación detallada de cada edificio y de otros obstáculos existentes en un área urbana. De acuerdo con Toparlar et al. (2017), esta técnica

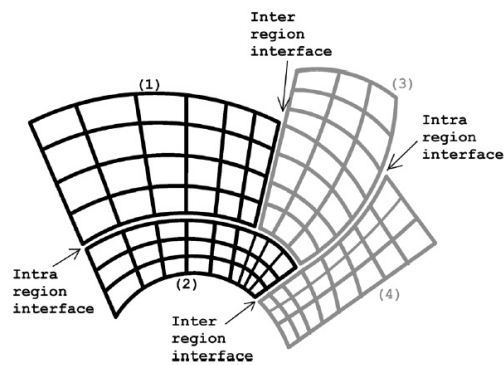
¹⁰Definidos con norma igual al valor del área de la superficie de la cual son salientes.



(a) Hexaedro irregular con seis nodos vecinos (b) Elemento de volumen con vector normal saliente S_c en el baricentro c de la cara superior



(c) Esquema de iteración para cada instante de tiempo



(d) Representación esquemática de una grilla estructurada compuesta por cuatro bloques (1, 2, 3 y 4), organizada en dos regiones (negra y gris), con ejemplos de interfases entre bloques intra region e inter region

Figura 2.12: Ilustración de diversas características del modelo *caffa3d.MBRi*. Fuente: Mendina et al. (2014).

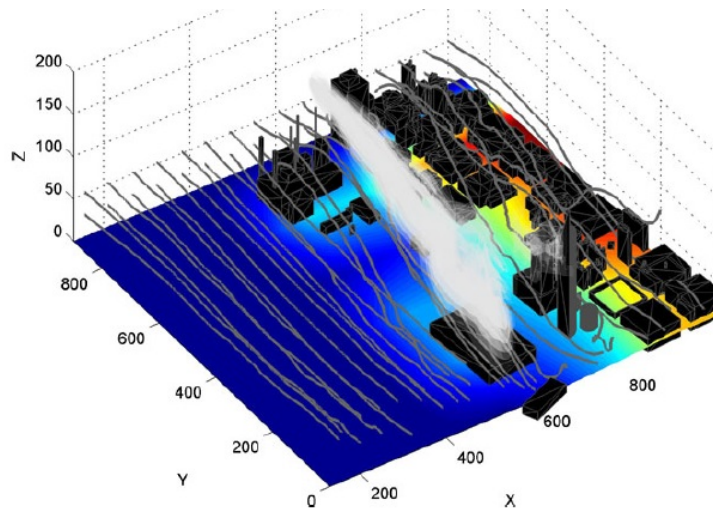


Figura 2.13: Líneas de flujo sobre una topografía y alrededor de edificios. Fuente: Mendina et al. (2014).

también puede utilizarse para el análisis del microclima¹¹ existente alrededor de edificios individuales, escala conocida como “escala de edificio”, con distancias horizontales generalmente menores a 100 m. Según se muestra en Toparlar et al. (2017), el análisis del microclima urbano utilizando herramientas de simulación numérica es cada vez más frecuente.

Un aspecto clave en la realización de simulaciones numéricas para el estudio de la dispersión atmosférica de contaminantes es la representación del perfil de velocidades medias del viento. Según Lateb et al. (2016), éste se representa mejor por una ley logarítmica en la Inertial Sublayer (ISL)¹², mientras que una ley potencial es más adecuada dentro de la UCL (figura 2.10). De todas maneras, en el caso de atmósfera neutra, puede considerarse un perfil de velocidades logarítmico o potencial (en Blocken (2015) se propone un perfil de velocidades logarítmico para atmósfera neutra). En Cataldo y González (2018) se utilizó un perfil de velocidades del viento logarítmico para Montevideo. Más allá de lo anterior, en Ai y Mak (2017) se evaluó, entre otros, la utilización de un flujo de viento uniforme, y en Habilomatis y Chaloulakou (2015) se utilizó únicamente un flujo de viento uniforme. De lo anteriormente expuesto se deduce que el

¹¹En Toparlar et al. (2017) se menciona que, según el Glosario de Meteorología de la American Meteorological Society, el término microclima se define de la siguiente manera: *la fina estructura climática del aire que se extiende entre la superficie terrestre y una cierta altura tal que los efectos de las características inmediatas de la superficie subyacente no son distinguibles del clima general local.*

¹²Subcapa Inercial.

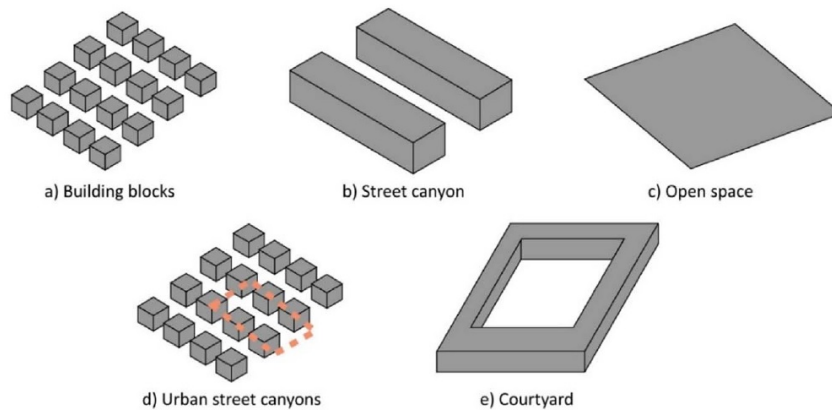


Figura 2.14: Diferentes geometrías urbanas utilizadas en simulaciones numéricas genéricas. Fuente: Toparlar et al. (2017).

estudio de la dispersión de contaminantes atmosféricos en ambientes urbanos es una tarea compleja, debiéndose considerar la interacción entre el flujo de viento atmosférico, las fuentes emisoras y la geometría urbana.

Para reducir la complejidad del problema bajo estudio, en algunas ocasiones se consideran hipótesis de cálculo que tienden a la simplificación del fenómeno. En este sentido, a continuación se mencionan dos hipótesis sugeridas en Lateb et al. (2016) como de aplicación frecuente:

- Los contaminantes atmosféricos se asumen inertes y con densidad constante. Esto hace que el efecto de los contaminantes sobre el flujo de viento pueda despreciarse, y que su proceso de difusión sea más débil que la dispersión turbulenta ya que las fuerzas de flotación resultan despreciables.
- La atmósfera se asume adiabática y homogénea en el plano horizontal.

Los estudios de simulación numérica de dispersión de contaminantes atmosféricos en ciudades pueden realizarse considerando geometrías urbanas genéricas o reales. En este sentido, en la figura 2.14 se muestran las diferentes geometrías utilizadas en los estudios enfocados en áreas urbanas genéricas analizados en Toparlar et al. (2017).

La unidad geométrica básica de las redes viales urbanas son los cañones urbanos o street canyons definidos anteriormente (figura 2.14). Los cañones urbanos se caracterizan por sus parámetros geométricos: altura media de edificios, ancho de calle y longitud de calle. Más allá de la representación gráfica de las calles o cañones urbanos, para la realización de simulaciones numéricas es

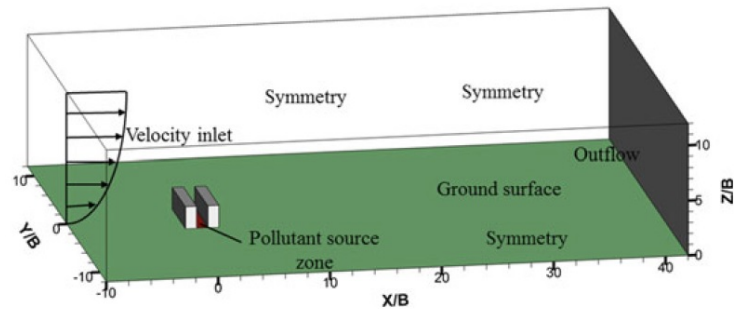


Figura 2.15: Ejemplo de dominio de cálculo para simulación numérica de la dispersión atmosférica de emisiones vehiculares en el seno de un cañón urbano (el cañón urbano bajo estudio presentó una relación de aspecto igual a 2; el parámetro B representa el ancho de calle). Se aprecian los tipos de condiciones de borde utilizados. Fuente: Ming et al. (2017).

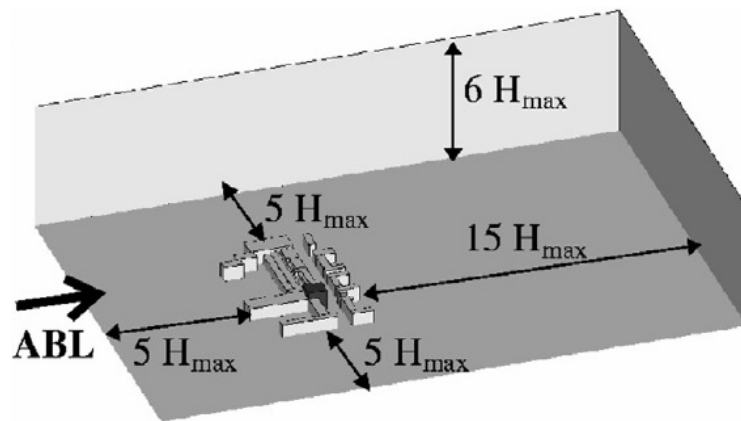


Figura 2.16: Distancias mínimas recomendadas entre los edificios y las fronteras del dominio de cálculo. Fuente: Blocken (2015).

necesaria la especificación de otras características del entorno que conforman el dominio de cálculo, a saber: perfil incidente de velocidad del viento, ubicación de las fuentes emisoras y tasas de emisión, volumen de aire adyacente a la zona de estudio y condiciones de borde (figura 2.15).

En relación con lo anterior, en Blocken (2015) se define un parámetro denominado Blockage Ratio¹³. Este parámetro es igual al cociente entre el área frontal proyectada de los obstáculos viento abajo y el área transversal del dominio de cálculo. Se recomienda que este parámetro sea menor a 3%. En Pantusheva et al. (2022) se recomienda que este parámetro sea menor a 10%. Además de lo anterior, en Blocken (2015) también se recomiendan distancias mínimas entre los edificios y las fronteras del dominio de cálculo (figura 2.16).

¹³Relación de Bloqueo.

En relación con lo anterior, en Pantusheva et al. (2022) se realiza la misma recomendación que en la figura 2.16, para el establecimiento de la altura del dominio de cálculo. Además, en el citado estudio se mencionó que los resultados de las simulaciones deberían verificarse para varias alturas del dominio, con el objetivo de evaluar la influencia de este parámetro en los resultados obtenidos.

Más allá de las dimensiones del dominio, en Blocken (2015) y en Pantusheva et al. (2022) también se efectúan recomendaciones relativas al número de celdas de cálculo a utilizar, a su geometría, y al tipo de condiciones de borde a establecer en las simulaciones numéricas:

- Se recomienda utilizar al menos 10 celdas de cálculo entre cada edificio.
- Para estudios de exposición personal, se recomienda que la altura de interés para el cálculo de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos (1,5 m - 2 m) coincida al menos con la tercera celda de cálculo desde la superficie.
- Para limitar el error de truncamiento, se recomienda que la relación de estiramiento (stretching ratio)¹⁴ sea menor a 1,3 en zonas de gradientes elevados.
- Se recomienda el uso de celdas de cálculo hexaédricas por sobre las tetraédricas.
- Las líneas de grilla deben ser perpendiculares a las paredes de las estructuras presentes en el dominio.
- Se recomienda colocar 10 celdas de cálculo como mínimo en cada lado de cada edificio, para reproducir correctamente la separación del flujo.
- Cerca de los edificios, se recomienda que la resolución mínima de la grilla sea aproximadamente igual a 1/10 de la escala del edificio.
- La capa límite superficial debería ser representada hasta una altura igual al doble de la altura máxima de edificios, en al menos 12 capas de celdas de cálculo, con un máximo de altura de celdas igual a 10 m.
- No se recomienda el establecimiento de condiciones de borde de simetría o salida de flujo en la frontera superior del dominio de cálculo, ya que esto podría alterar el flujo de entrada.
- Para las fronteras laterales del dominio, se menciona que la condición de borde de simetría es la más utilizada.

¹⁴Esta relación representa el aumento sucesivo del tamaño de las celdas para cierto bloque de grilla de cálculo.

- En el caso de los edificios presentes en los dominios de cálculo, se recomienda establecer una condición de borde de no deslizamiento para sus superficies.

En cuanto a la discretización de las ecuaciones, en Blocken (2015) se desalentó el uso de esquemas de discretización de 1^{er} orden. Esta recomendación también se realizó en Pantusheva et al. (2022).

Por otra parte, con respecto a la convergencia de la simulación numérica, en Blocken (2015) se sugirió continuarla hasta que los residuos no varíen o hasta que presenten convergencia oscilatoria. En este último caso, se deben continuar las iteraciones y las soluciones generadas deben guardarse y promediarse, para llegar a la solución final. En este sentido, en Pantusheva et al. (2022) se mencionó que las variables de interés y los balances resueltos en las ecuaciones también deben presentar convergencia oscilatoria para garantizar la convergencia de la solución numérica.

En relación con lo anterior, en Lateb et al. (2016) se recomienda la realización de análisis de sensibilidad para evaluar los resultados de las simulaciones. Además, los resultados de simulaciones numéricas deben verificarse y validarse. En Pantusheva et al. (2022) se define a la verificación de un modelo como el proceso de determinación de que la implementación de un modelo computacional representa con precisión la descripción conceptual del modelo y la solución del modelo. Específicamente, este proceso consiste en evaluar la calidad de la implementación del software, la precisión de los algoritmos numéricos que conforman el modelo, y la incertidumbre de las predicciones efectuadas con el modelo. En este sentido, en Blocken (2015) se destacó que la convergencia de los resultados debe analizarse para distintos tamaños de grilla. Para esto, se recomendó la realización de 3 simulaciones con grillas cada vez más finas (factor de refinamiento mayor o igual a 3,4)¹⁵.

Por otra parte, en Pantusheva et al. (2022) se recomienda verificar la homogeneidad horizontal de la capa límite atmosférica mediante la realización de simulaciones utilizando el dominio de cálculo sin edificios, para luego incluirlos una vez se haya verificado esta condición.

Por último, en Blocken (2015) se mencionó que los resultados de las simulaciones numéricas deben someterse a un proceso de validación. De acuerdo

¹⁵Esto implica la reducción del tamaño de las celdas en un factor igual a 1,5 en cada dirección.

con Pantusheva et al. (2022), la validación es el proceso objetivo mediante el cual se determina la capacidad del modelo de representar la realidad que se está analizando. En este proceso deben tenerse en cuenta los errores numéricos del modelo, los errores de los datos de entrada utilizados en la simulación y los errores de las mediciones utilizadas para la validación. Se destaca que las decisiones tomadas durante el proceso de modelación deben documentarse, y que los resultados de la validación no deberían incluir juicios de valor sobre el desempeño del modelo. Además, en Pantusheva et al. (2022) se destaca que la validación debe realizarse utilizando datos medidos relevantes para la aplicación deseada del modelo, y que este no debe ajustarse durante este proceso.

A nivel nacional, según se comentó en Salas González (2019), en los estudios de evaluación de impacto ambiental que se encuentran publicados en la página web del Ministerio de Ambiente (MA), los modelos más extensamente utilizados, son el [AERMOD](#) y el [SCREEN3](#). En el citado documento se mencionó que los técnicos del MA utilizan un modelo de dispersión de tipo gaussiano, desarrollado por la Facultad de Ingeniería de la UdelaR, para la evaluación de situaciones reales, o potenciales para la simulación de escenarios. Este modelo se encuentra documentado en MVOTMA-FIng-UdelaR (1999).

2.4. Contexto

De acuerdo con lo expresado en la Tercera Reunión del Foro de los Países de América Latina y el Caribe sobre el Desarrollo Sostenible, llevado a cabo del 24 al 26 de abril de 2019¹⁶, en América Latina y el Caribe, más del 80 % de la población es urbana. Además, en esta misma región, la tasa de motorización ha aumentado de forma drástica (un 61 % entre 2005 y 2015). En la mencionada reunión se afirmó que la creciente motorización conlleva problemas de congestión, tiempos de traslado y consumo energético, emisiones de contaminantes y degradación ambiental, la invasión de áreas residenciales y el aumento de la inseguridad vial, que se traduce en índices muy elevados de personas heridas o muertas, así como en la dificultad para la mayoría de las personas de tener acceso pleno al sistema público de transporte. Además, se afirmó que, con pocas excepciones, la expansión territorial de las ciudades se ha traducido en la reducción de la densidad urbana, lo que afecta el ambiente y aumenta los

¹⁶[Enlace al video de la reunión.](#)

costos por habitante de las redes de infraestructura (agua, electricidad, transporte, entre otras). Por otra parte, se mencionó que la planificación urbana, las políticas de suelo y el cambio de los incentivos y las normas deberían reducir la segregación urbana y el costo económico y ambiental de los servicios. En este sentido, en ONU (2022) se afirmó que en América Latina y el Caribe, las principales fuerzas motrices de contaminación del aire son el crecimiento urbano y los patrones de desarrollo económico que ocasionan, entre otros problemas, el uso cada vez mayor de automóviles y motocicletas, así como el aumento en las distancias recorridas debido a la expansión progresiva de las áreas urbanas. El citado documento mencionó que la región de América Latina y el Caribe es la segunda región más urbanizada del mundo. Además, en 2018 fue la región con el mayor porcentaje de la población concentrada en megaciudades (10 millones de habitantes o más). Según el citado documento, se estima que más de 150 millones de personas viven en ciudades susceptibles a concentraciones de los contaminantes atmosféricos que exceden las guías de la OMS. En este sentido, según Huneus et al. (2020), el estado de la calidad del aire en las ciudades de América del Sur representa un grave problema. En el citado estudio se analizan registros de concentraciones ambientales de $PM_{2,5}$ para 37 ciudades del continente, reportándose que para 35 de ellas (que representan aproximadamente el 15 % de la población del continente) se registran concentraciones promedio anuales que exceden las guías de la OMS para el contaminante atmosférico bajo análisis. De todas maneras, a nivel regional, en ONU (2022) se mencionó que la concentración media anual de $PM_{2,5}$ en América Latina y el Caribe mostró un leve decrecimiento durante la última década, que podría ser el resultado de la implementación de medidas tales como mejoras en las especificaciones del combustible de los vehículos y sus estándares de emisiones, así como regulaciones sobre las emisiones industriales. Sin embargo, y en concordancia con lo expresado anteriormente, en ONU (2022) se afirmó que el 93 % de la población de esta región todavía está expuesta, en promedio, a concentraciones de $PM_{2,5}$ que duplican las recomendaciones de concentración media anual previas de la OMS ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), aun cuando el nuevo máximo recomendado es igual a $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

A nivel nacional, luego de la actualización de la Constitución de la República del año 2004, en el artículo 47 de dicho documento se establece que *“la protección del ambiente es de interés general. Las personas deberán abstenerse de cualquier acto que cause depredación, destrucción o contaminación graves al*

medio ambiente. La ley reglamentará esta disposición y podrá prever sanciones para los transgresores". En este sentido, la Ley N° 17283, General de Protección del Medio Ambiente (Poder Legislativo (2000)), declara de interés general *"la protección del ambiente, de la calidad del aire, del agua, del suelo y del paisaje; la conservación de la diversidad biológica y de la configuración y estructura de la costa; la reducción y el adecuado manejo de las sustancias tóxicas o peligrosas y de los desechos cualquiera sea su tipo; la prevención, eliminación, mitigación y la compensación de los impactos ambientales negativos"*.

Desde mayo de 2021, Uruguay cuenta con un Decreto, el 135/021, que establece estándares de calidad del aire y emisiones atmosféricas (Presidencia de la República (2021)). Allí se establecen objetivos de calidad del aire ambiente¹⁷ en dos etapas: 2021 a 2023, y 2024 en adelante¹⁸. En el mencionado Decreto se incluyen tolerancias para las concentraciones máximas permitidas de contaminantes atmosféricos. Se entiende por tolerancia el porcentaje del valor límite en que puede superarse dicho valor durante determinado período de tiempo, sin que deba definirse un Plan de Acción.

Este Decreto reglamenta el artículo 17 de la Ley General de Protección del Medio Ambiente, que prohíbe liberar o emitir a la atmósfera, directa o indirectamente, sustancias, materiales o energía, por encima de los límites máximos o en contravención de las condiciones que se establezcan, teniendo en cuenta los niveles o situaciones que puedan poner en peligro la salud humana, animal o vegetal, deteriorar el ambiente o provocar riesgos, daños o molestias graves a seres vivos o bienes.

En adición a lo anterior, recientemente se ha promulgado el Plan Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible (MVOTMA (2019)), aprobado por el Decreto 222/019. Una de sus metas para 2030 está vinculada a la calidad del aire: *"Se garantiza la calidad del aire a la población cumpliendo con estándares nacionales, controlando las emisiones de gases y material particulado y logrando en especial una reducción de 30 % de las emisiones de material particulado (partículas totales) en áreas urbanas con respecto al año 2014"*. Otra de sus metas, también para el año 2030, está vinculada al desarrollo de ciudades sostenibles: *"Se integran los componentes urbano-ambientales, así como toda actuación orientada a las ciudades sostenibles, en los nuevos Instrumentos de*

¹⁷No aplican a recintos interiores ni a sitios de trabajo exteriores a los que la población no tiene acceso habitualmente.

¹⁸Las concentraciones límite corresponden a una temperatura de 293 K y a una presión atmosférica de 1013 hPa.

Ordenamiento Territorial (IOT) y en la revisión de los existentes, a la vez que se propone un desarrollo urbano orientado a la densificación, consolidación y aprovechamiento de las infraestructuras". En el citado documento se afirma que la mejora de la calidad del aire se considera una línea fundamental en la política ambiental del país, por los efectos que la contaminación atmosférica puede producir sobre la salud humana y los ecosistemas. Asimismo, se estima que una actualización de tecnología en el sistema de transporte público de Montevideo con el objetivo de reducir el aporte de partículas finas, valorada en 4 millones de dólares, generaría beneficios sanitarios del orden de 16 millones de dólares al año. Por otra parte, también se afirma que Uruguay cuenta en general con una buena calidad del aire. Las situaciones más críticas se encuentran en el Área Metropolitana, Nueva Palmira (Colonia) y Río Branco (Cerro Largo). En el Área Metropolitana, debido principalmente a contaminación urbana de diversos orígenes, y en las otras dos ciudades asociada principalmente al desarrollo de agroindustrias locales y al tipo de caminería existente. También se mencionó que durante los últimos años se han realizado importantes esfuerzos para reducir las emisiones de contaminantes a la atmósfera, con énfasis en el control industrial. No obstante, se considera necesario profundizar esfuerzos en otras fuentes, en particular residencial y transporte. En este sentido, se afirma que el crecimiento sostenido del parque vehicular en los últimos años, sumado a la permanencia de unidades antiguas en circulación obliga a generar acciones para el control de este sector. En relación con lo anterior, en MVOTMA (2019) se plantean los siguientes resultados intermedios a obtener, en el marco del cumplimiento de la meta vinculada a la calidad del aire:

- Se implementan planes para mejorar la calidad del aire en el Área Metropolitana, Nueva Palmira y Río Branco para cumplir las metas y objetivos en línea con estándares nacionales, en particular a través del control del material particulado en general y de emisiones vehiculares.
- Contar con un plan de acción para la reducción de las emisiones residenciales.

En este sentido, en MVOTMA (2019) se plantean diversas líneas de acción vinculadas al cumplimiento de la meta sobre calidad del aire, entre las que se destacan 4 que se relacionan con el presente estudio:

- Incorporar estaciones móviles que permitan monitorear situaciones particulares.

- Relevar poblaciones vulnerables a situaciones de riesgo de contaminación ambiental por emisiones de gases o material particulado, especificando los criterios de vulnerabilidad utilizados.
- Identificar acciones para mitigar las emisiones generadas por el transporte.
- Instrumentar planes de movilidad a nivel nacional que contemplen la disminución de la generación de material particulado y gases asociados.

Además, en el citado documento se construyen indicadores preliminares vinculados a la meta bajo análisis, entre los cuales se destacan:

- Porcentaje de excedencias de acuerdo con la norma de calidad del aire.
- Porcentaje de reducción de material particulado y de emisiones vehiculares con respecto a los valores del 2014.

Por último, entre las líneas de acción vinculadas a la meta relacionada al desarrollo de ciudades sostenibles presentes en MVOTMA (2019), se destaca una que tiene relación con el presente estudio: promover la incorporación de la movilidad sostenible en la planificación territorial.

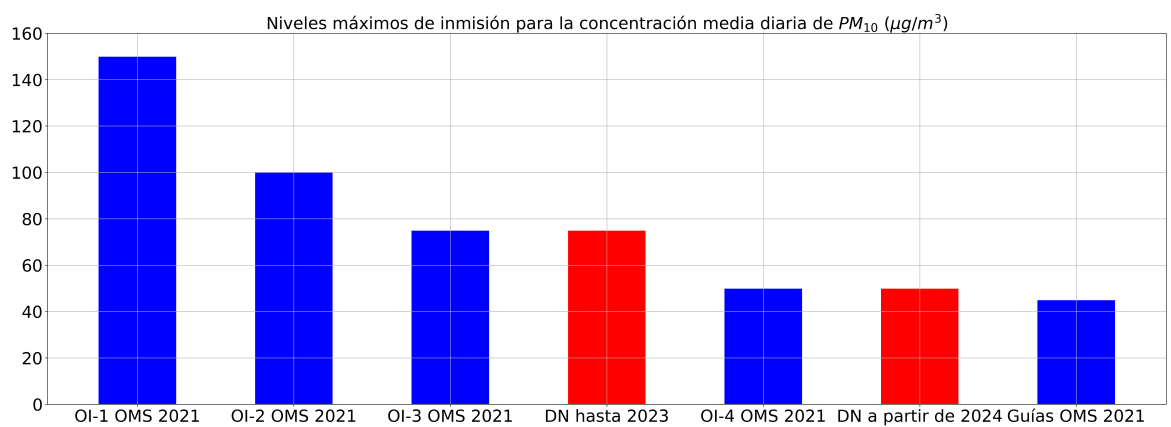
En relación con lo anterior, en las figuras 2.17 y 2.18 se presentan los estándares nacionales de PM actuales y previstos para 2024, en comparación con las guías publicadas por la OMS, a escala diaria y anual respectivamente.

A partir de la figura 2.17, se observa que el estándar nacional diario para $PM_{2,5}$ presente en Presidencia de la República (2021) resulta ser levemente inferior al objetivo intermedio N°3, pero superior al objetivo intermedio N°4 que figuran en Organización Mundial de la Salud (2021) ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $37,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente). Por otra parte, el estándar nacional diario para PM_{10} presente en Presidencia de la República (2021) resulta ser igual al objetivo intermedio N°3 que figura en Organización Mundial de la Salud (2021) ($75 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Luego, a partir del 2024, los estándares nacionales diarios para $PM_{2,5}$ y PM_{10} presentes en Presidencia de la República (2021) resultarán ser iguales al objetivo intermedio N°4 que figura en Organización Mundial de la Salud (2021) ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente).

Por otra parte, de acuerdo con la figura 2.18, en términos anuales, se observa que el estándar nacional para $PM_{2,5}$ presente en Presidencia de la República (2021) resulta ser igual al objetivo intermedio N°2 que figura en Organización Mundial de la Salud (2021) ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Por otra parte, el estándar nacional

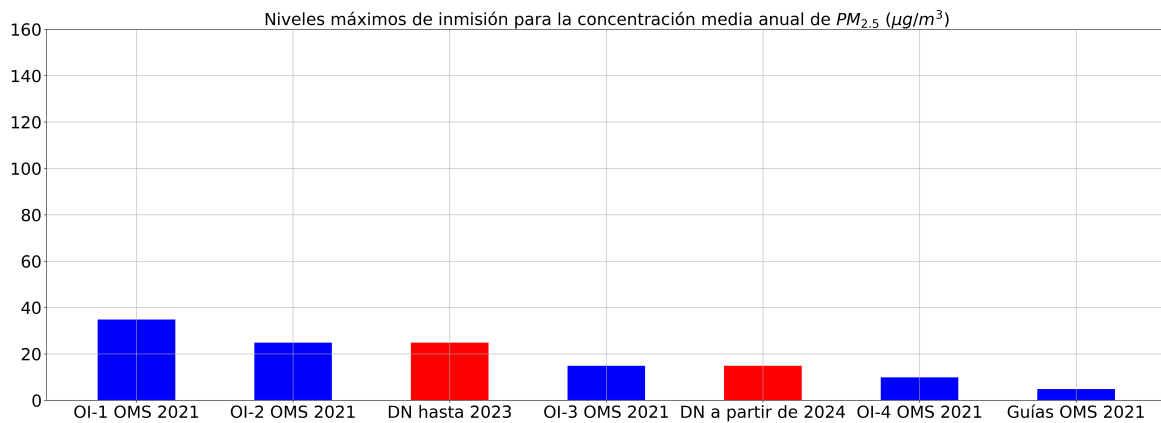


(a) $PM_{2,5}$

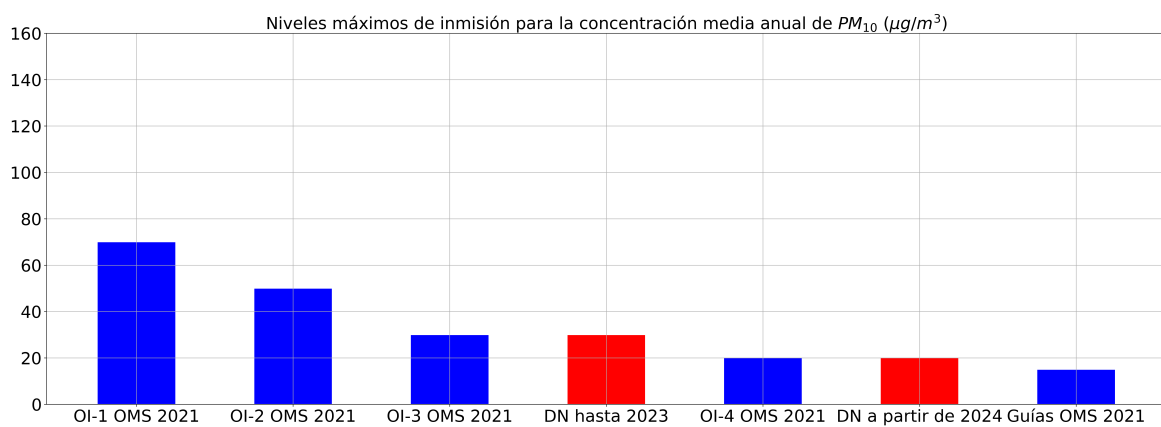


(b) PM_{10}

Figura 2.17: Niveles máximos de inmisión para las concentraciones medias diarias de partículas (OI: Objetivo Intermedio; DN: Decreto Nacional; $T = 293 \text{ K}$ y $P = 1013 \text{ hPa}$). En rojo se muestran los límites presentes en el Decreto Nacional. Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.



(a) $PM_{2.5}$



(b) PM_{10}

Figura 2.18: Niveles máximos de inmisión para las concentraciones medias anuales de partículas (OI: Objetivo Intermedio; DN: Decreto Nacional; $T = 293$ K y $P = 1013$ hPa). En rojo se muestran los límites presentes en el Decreto Nacional. Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.

anual para PM_{10} presente en Presidencia de la República (2021) resulta ser igual al objetivo intermedio N°3 que figura en Organización Mundial de la Salud (2021) ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Luego, a partir del 2024, el estándar nacional anual para $PM_{2,5}$ presente en Presidencia de la República (2021) resultará ser igual al objetivo intermedio N°3 que figura en Organización Mundial de la Salud (2021) ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Por último, el estándar nacional anual para PM_{10} presente en Presidencia de la República (2021) resultará ser, a partir de 2024, igual al objetivo intermedio N°4 que figura en Organización Mundial de la Salud (2021) ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

A partir de lo anterior, se destaca que los valores límite de concentración de partículas a escala diaria y anual presentes en Presidencia de la República (2021) no coinciden, ni está previsto que coincidan a futuro, con las guías de calidad del aire de la OMS, publicadas en Organización Mundial de la Salud (2021). De todas maneras, en Presidencia de la República (2021) se deja prevista la posibilidad de actualizar los estándares nacionales de calidad del aire.

Por otra parte, en MVOTMA (2019) se define a la movilidad como el transporte de bienes, animales y personas, y se la considera un aspecto relevante en los procesos de desarrollo. Se menciona que la movilidad sostenible apunta a la optimización, racionalización y reducción de los impactos negativos de la movilidad. En particular desde la mirada ambiental, se menciona que los impactos negativos se manifiestan principalmente en las emisiones de GEI, material particulado y otros gases generados por la quema de combustibles fósiles. Por otra parte, se dice que el aumento del congestionamiento y las dificultades de tránsito en las ciudades por el aumento del parque automotor conducen al deterioro de la calidad del aire por aumento de las emisiones. Entre las líneas de acción propuestas en MVOTMA (2019) para fomentar la movilidad sostenible en Uruguay, se destacan algunas que se encuentran vinculadas al presente estudio:

- Promover formas de movilidad sostenible de personas, fomentando el transporte activo, la multimodalidad, y el transporte colectivo sobre el transporte particular.
- Aumentar la participación de vehículos eléctricos, híbridos y de otras tecnologías bajas en emisiones.
- Desarrollar instrumentos normativos y financieros para la promoción de

la eficiencia energética y la reducción de emisiones vehiculares que pueden incluir estándares, mecanismos de incentivo desincentivo (fee-bate), así como el desarrollo de infraestructura para la movilidad sostenible (bicisendas, cargadores para vehículos eléctricos, entre otros).

Por otra parte, de acuerdo con REDES Planejamento e Política Pública (2021), el 95 % de la población de Uruguay vive en ciudades, y existe una tendencia sostenida de migración del campo a la ciudad. En el citado estudio, se afirma que la situación de la movilidad en Uruguay no es disímil a la de otros países en América Latina. En este sentido, se menciona que en el país existe escasa infraestructura de movilidad activa y transporte colectivo priorizado, lo que obliga a las personas a cubrir sus necesidades de desplazamiento utilizando medios de transporte privados (automóviles y motos). Esto sumado al crecimiento económico de los últimos años produjo un aumento significativo de la motorización individual. Las ciudades de América Latina, según el citado documento, presentan una participación alta del transporte público colectivo sobre el total de viajes realizados con respecto a otros continentes, pero la motorización y el uso del transporte privado individual han crecido cada vez más. En la zona metropolitana de Montevideo, por ejemplo, el 32 % de los viajes se hacen en automóvil privado y el 4,3 % en motocicleta, en tanto poco más del 25 % se hacen en transporte público, por debajo de la media de otros países latinoamericanos. En relación con lo anterior, en Asociación del Comercio Automotor del Uruguay (2015) se destacó que la cantidad de hogares con un automóvil aumentó de 29 % en el año 2005 a 39 % en el año 2013. Esta información fue profundizada en REDES Planejamento e Política Pública (2021), en donde se mencionó que en el período 2014-2018, la cantidad de automóviles había aumentado un 17 % (16 % en Montevideo y 18 % en el interior del país), mientras que la cantidad de motos se redujo un 12 % (26 % en Montevideo y 10 % en el interior del país). En este sentido, en el citado estudio se sugirió la existencia de un cambio modal entre motos y automóviles. En clave regional, en ONU (2022) se afirmó que la tasa de motorización de América Latina y el Caribe es una de las más altas del mundo (201 vehículos/1000 habitantes), y su crecimiento anual es de 4,7 % aproximadamente.

Relacionado con lo anterior, de acuerdo con Unibici y Liberá tu Bicicleta (2014) (Desafío Intermodal Montevideo 2014), la bicicleta, en horas pico, resultó ser un vehículo más rápido que el auto y el ómnibus a pesar de la poca

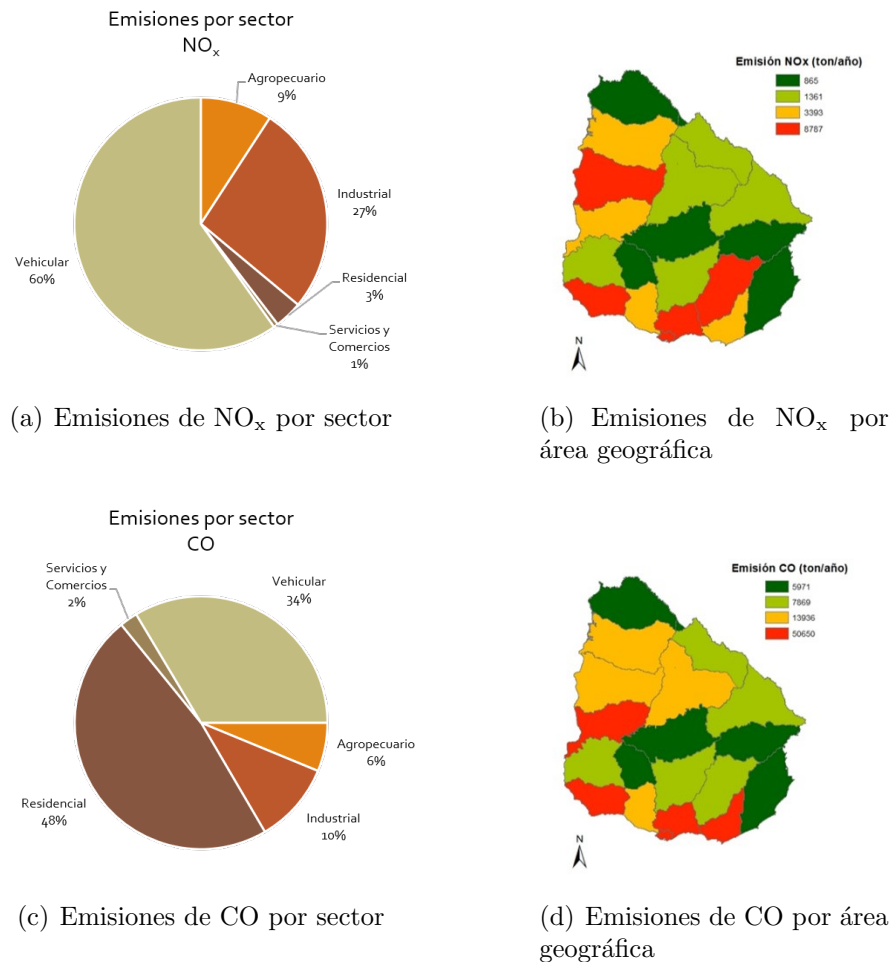


Figura 2.19: Distribución sectorial y geográfica de las emisiones nacionales de NO_x y CO en 2015. Fuente: Cataldo et al. (2019).

existencia de infraestructura específica para el uso de este medio de transporte en Montevideo. Además, este medio de transporte también presentó desempeños satisfactorios en cuanto a costo de viaje y emisiones atmosféricas en comparación con los otros medios de transporte evaluados (auto, ómnibus y moto), según Rezzano Tizze et al. (2015).

Desde el punto de vista de las emisiones atmosféricas, el Inventario Nacional de Emisiones 2015 señala que el sector vehicular es responsable del 60 % de los óxidos de nitrógeno emitidos a nivel nacional. Además, los sectores residencial y vehicular generan en conjunto más del 80 % del CO total emitido en el País. En cuanto a la distribución geográfica de estas emisiones, los niveles más elevados ocurren en el sur y en el litoral del territorio nacional, de acuerdo con Cataldo et al. (2019) (figura 2.19).

En relación con lo anterior, de acuerdo con Cataldo et al. (2019), la categoría vehicular denominada camiones a gas oil es la responsable de las mayores emisiones de NO_x en el sector vehicular. Por otro lado, a partir de Cataldo et al. (2019) puede afirmarse que, en zonas urbanas de Uruguay, las emisiones de PM_{10} están dominadas por el sector residencial. Estas emisiones se asocian al uso doméstico de leña, en particular en Cataldo et al. (2019) se menciona la necesidad de controlar las emisiones de calefactores que utilizan leña como combustible. De acuerdo con Huneus et al. (2020), en América del Sur, las fuentes de emisión de contaminantes atmosféricos con mayor impacto en la calidad del aire varían entre los distintos países, desde la combustión residencial en el centro y sur de Chile, hasta el transporte en Colombia. En relación con lo anterior, según ONU (2022), el sector transporte es una fuente importante de emisión de $\text{PM}_{2,5}$ en la región, y también es una de las fuentes más grandes y de más rápido crecimiento de emisiones de GEI a partir del uso de combustibles fósiles.

Por otra parte, con respecto a la calidad del aire local, se destaca que Montevideo cuenta con una red de monitoreo para su evaluación continua, operativa desde 2004 según se informa en Intendencia de Montevideo (2022). De acuerdo con Cataldo et al. (2018), esta red se compone de un conjunto de estaciones de calidad del aire fijas operadas por la Administración Nacional de Usinas y Transmisiones Eléctricas (UTE), la Administración Nacional de Combustibles, Alcoholes y Portland (ANCAP) y por la Intendencia de Montevideo (IM). Según Intendencia de Montevideo (2022), en la actualidad también se cuenta con una estación cuya propiedad es compartida entre la IM y la Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA). En forma complementaria, se dispone de estaciones meteorológicas ubicadas en la estación operada por ANCAP y en el Aeropuerto de Carrasco, siendo esta última operada por el Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET). De acuerdo con Intendencia de Montevideo (2022), en la estación Palacio Legislativo también se registran parámetros meteorológicos. Estas estaciones de monitoreo se enfocan en la evaluación de la calidad del aire promedio de la ciudad, así como también al registro del impacto de algunas fuentes emisoras significativas: Refinería de La Teja, Planta de Alcoholes, Central Termoeléctrica José Batlle y Ordóñez, Central Térmica de Respaldo, Planta de Manipulación y Envasado de Gas y Puerto de Montevideo. Además, algunas de las estaciones se ubican en zonas de elevado tráfico vehicular. De acuerdo con Intendencia de Mon-

tevideo (2022), en función de las concentraciones ambientales registradas de los contaminantes atmosféricos bajo análisis, las autoridades definen diferentes categorías de calidad del aire: muy buena, buena, moderada, regular y mala. Se destaca que el pasaje de la categoría moderada a regular se corresponde con el incumplimiento de la normativa nacional de calidad del aire.

De acuerdo con Cataldo et al. (2018), las concentraciones de los contaminantes atmosféricos registradas en Montevideo presentan variaciones anuales y diarias asociadas a los procesos de emisión de contaminantes, y a la variación de los parámetros meteorológicos. A modo de ejemplo, durante las horas de la noche ocurren una mayor proporción de eventos de inversión térmica así como menores alturas de la capa de mezcla, lo que tendería a incrementar los niveles atmosféricos de los contaminantes. Asimismo, durante el invierno se tiene una cierta insinuación de menores valores de altura de la capa de mezcla, así como menores valores de radiación solar, lo cual daría lugar a una mayor cantidad de eventos de estabilidad atmosférica, lo que conduciría nuevamente a un incremento de las concentraciones. En este sentido, en Cataldo et al. (2018) se menciona que las concentraciones ambientales de $PM_{2,5}$ presentan un ciclo anual con valores máximos en los meses de invierno. A escala diaria, los niveles máximos se registran durante la noche. Lo anterior resulta esperable, ya que según se informó anteriormente, el principal sector emisor de PM_{10} en zonas urbanas de Uruguay es el residencial, cuyas emisiones están asociadas al uso doméstico de leña. Esta asociación también se encontró y fundamentó en Cataldo y González (2018). Por otra parte, en Cataldo et al. (2018) se señaló que el ciclo diario de concentraciones ambientales de NO_x presenta dos picos, posiblemente asociados a las horas de máximo tráfico vehicular.

En relación con lo anterior, en la figura 2.20 se presenta la ubicación de las estaciones de la Red de Monitoreo de Montevideo operativas durante 2022¹⁹.

Según Intendencia de Montevideo (2022), durante 2022 las estaciones Ciudad Vieja, Tres Cruces, Curva de Maroñas y Colón estuvieron enfocadas en la evaluación de la calidad del aire de base de la ciudad, mientras que las estaciones La Teja y Palacio Legislativo fueron operadas con el objetivo de evaluar el efecto sobre la calidad del aire de alguna fuente significativa.

En este sentido, en Intendencia de Montevideo (2022) se presenta el estado de situación de la calidad del aire en Montevideo durante 2022. En el citado documento, se realizó una evaluación del cumplimiento de la normativa na-

¹⁹[Informes semanales oficiales de la calidad del aire en Montevideo.](#)

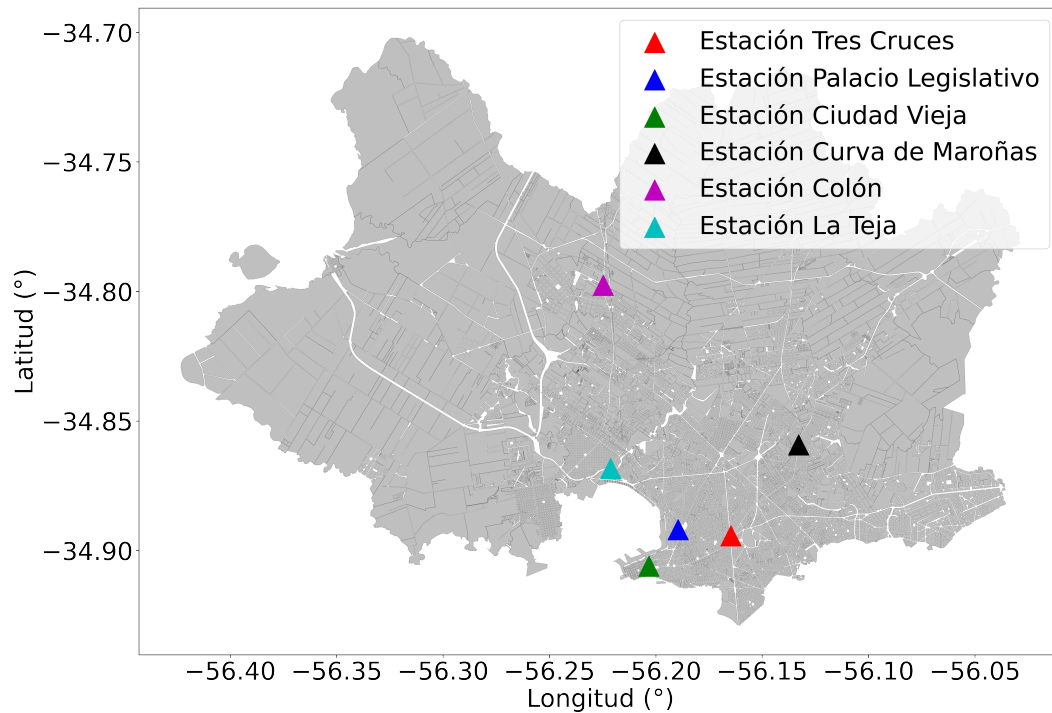
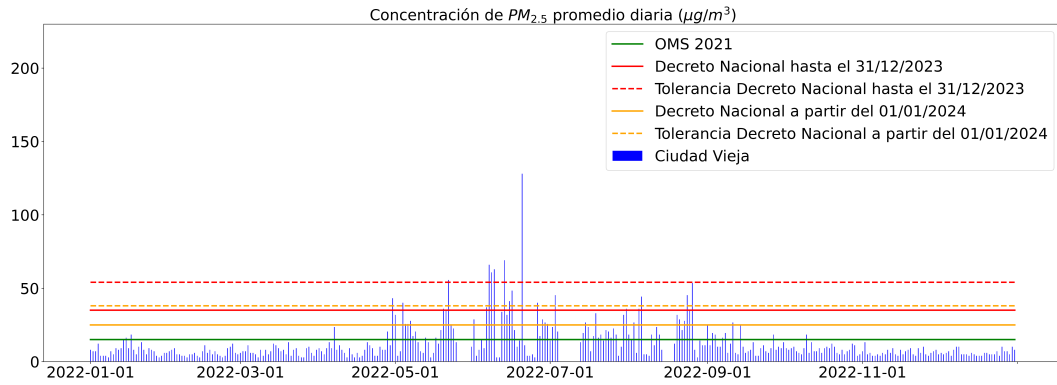


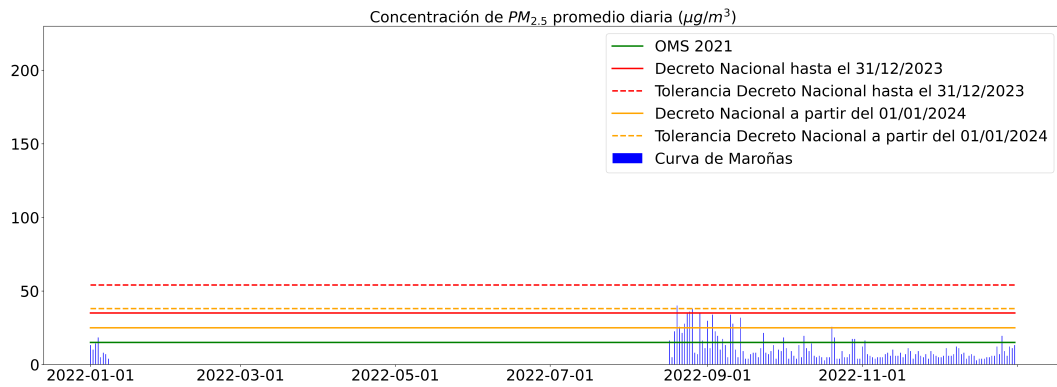
Figura 2.20: Ubicación de las estaciones de calidad del aire de la red de monitoreo de Montevideo operativas en 2022. Fuente: elaboración propia a partir de informes semanales oficiales.

cional. Se señaló que para el contaminante PM_{10} se registraron superaciones diarias durante los meses de invierno, tanto en las estaciones manuales como automáticas y se informó que el promedio anual coincidió con el límite objetivo de calidad del aire establecido por la normativa uruguaya. De manera similar, para el contaminante $PM_{2,5}$ se informó que existieron superaciones, aunque en mayor cantidad y en un período de tiempo más amplio, con mayor frecuencia en los meses de invierno. Alguna de estas superaciones sobrepasó la tolerancia establecida en Presidencia de la República (2021). En cuanto al promedio anual, se informó que se encontró por debajo de lo establecido en la normativa uruguaya. Por último, para el contaminante NO_2 , se informó que hubo superaciones del objetivo para valores horarios a lo largo del año. En este sentido, se obtuvo un promedio anual superior a lo indicado en la normativa. Se destaca en este punto que las estaciones oficiales de monitoreo analizadas se encuentran ubicadas a una altura promedio sobre la calzada igual a 3,7 m (entre 2 m y 9 m). Por lo tanto, existe la posibilidad de que la calidad del aire a nivel de calle presente un comportamiento diferente.

En relación con lo anterior, y con el objetivo de complementar la evalua-



(a) Estación Ciudad Vieja



(b) Estación Curva de Maroñas

Figura 2.21: Niveles ambientales promedios diarios oficiales de $PM_{2,5}$ registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 1) ($T = 293 \text{ K}$ y $P = 1013 \text{ hPa}$). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.

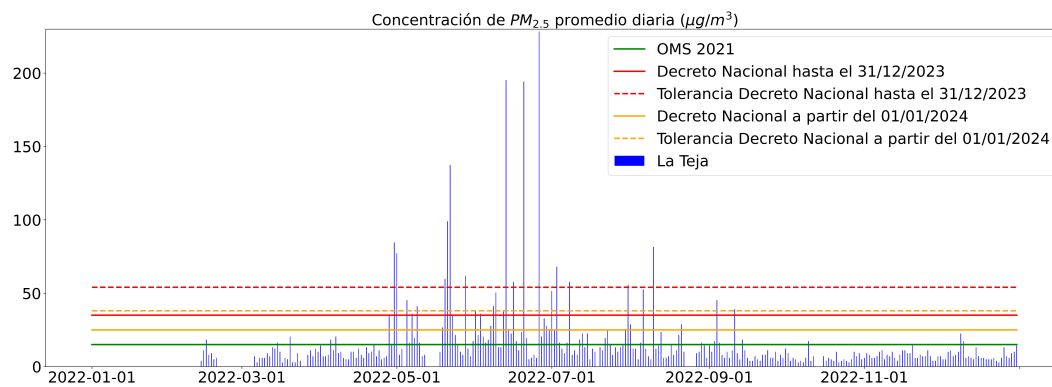
ción de la calidad del aire en Montevideo llevada a cabo por las autoridades, se realizó un análisis de los informes semanales de calidad del aire publicados por la IM durante el año 2022²⁰. Entre las figuras 2.21 y 2.25 se presentan gráficas de las concentraciones de los contaminantes registradas en las distintas estaciones de monitoreo, en comparación con límites normativos de referencia²¹.

A partir del análisis realizado, surgieron los siguientes comentarios con respecto a los valores diarios analizados correspondientes a 2022:

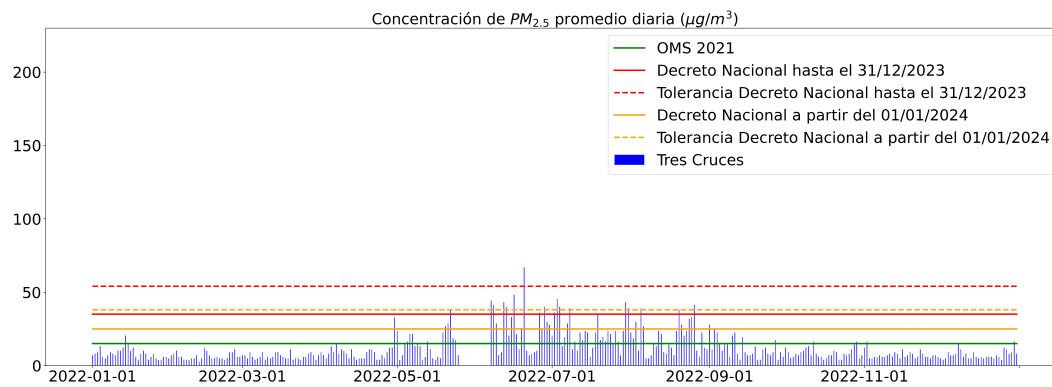
- Se registraron superaciones para los estándares diarios de PM, concentradas en los meses de otoño e invierno (aunque también se observan superaciones del valor guía de la OMS en otras estaciones del año).

²⁰ [Informes semanales oficiales de la calidad del aire en Montevideo.](#)

²¹ De acuerdo con conversaciones personales mantenidas con personal de la IM, se consideró que las mediciones fueron realizadas a $T = 303 \text{ K}$ y $P = 1013 \text{ hPa}$. Por lo tanto, se normalizaron las concentraciones medidas a $T = 293 \text{ K}$.

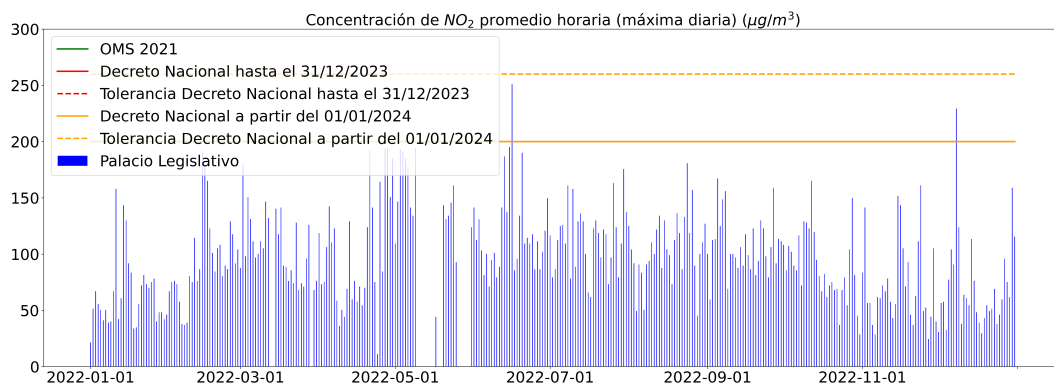


(a) Estación La Teja

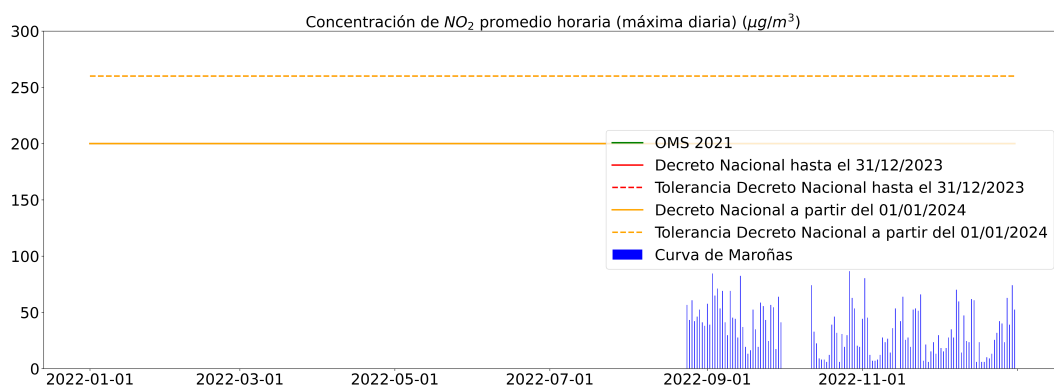


(b) Estación Tres Cruces

Figura 2.22: Niveles ambientales promedios diarios oficiales de $PM_{2,5}$ registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 2) ($T = 293 \text{ K}$ y $P = 1013 \text{ hPa}$). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.

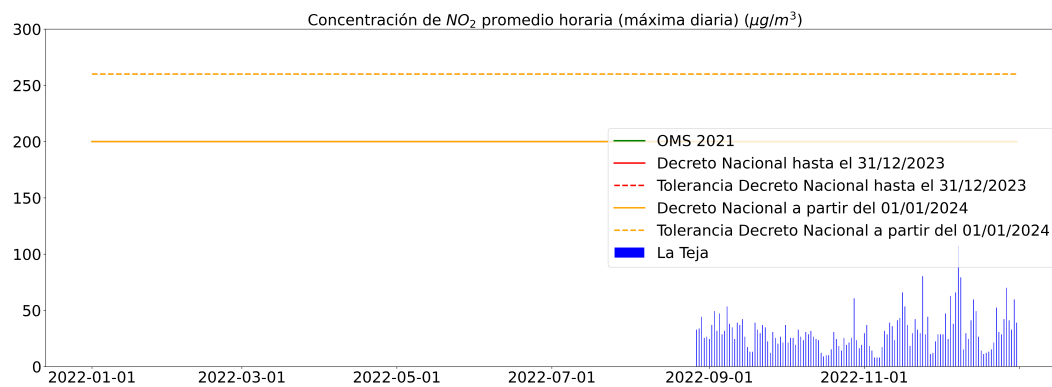


(a) Estación Palacio Legislativo

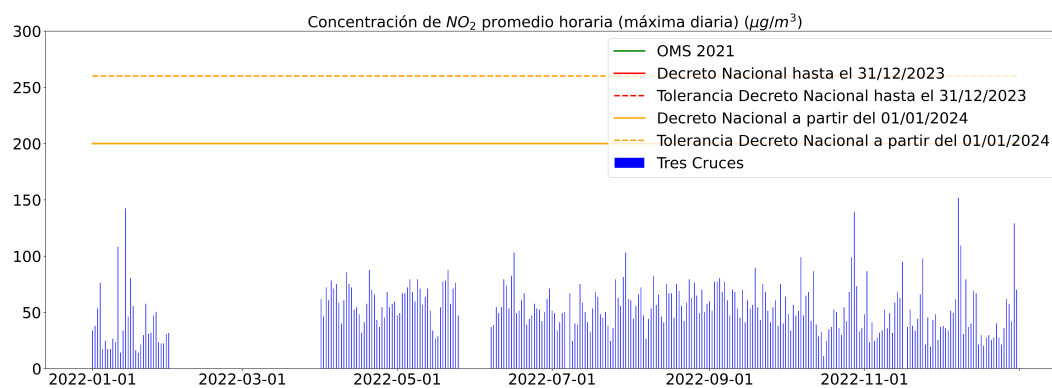


(b) Estación Curva de Maroñas

Figura 2.23: Niveles ambientales promedios horarios (máximos diarios) oficiales de NO_2 registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 1) ($T = 293 \text{ K}$ y $P = 1013 \text{ hPa}$). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.



(a) Estación La Teja



(b) Estación Tres Cruces

Figura 2.24: Niveles ambientales promedios horarios (máximos diarios) oficiales de NO_2 registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia (parte 2) ($T = 293 \text{ K}$ y $P = 1013 \text{ hPa}$). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.

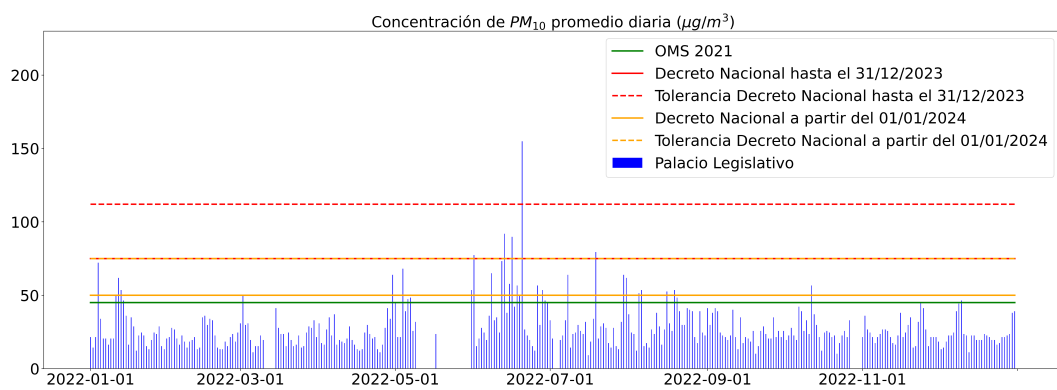
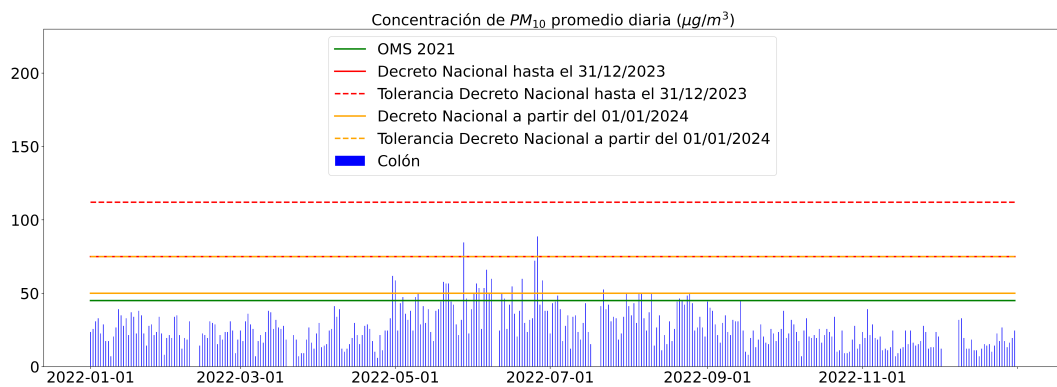


Figura 2.25: Niveles ambientales promedios diarios oficiales de PM_{10} registrados en Montevideo durante 2022, y comparación con límites máximos de referencia ($T = 293\text{ K}$ y $P = 1013\text{ hPa}$). Fuente: elaboración propia a partir de datos oficiales.

- Sólo se registraron superaciones del estándar horario de NO_2 en la estación Palacio Legislativo.
- Merece destacarse la cantidad de datos faltantes.
- Existe correlación de Spearman significativa para las concentraciones de los contaminantes ($\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} y NO_2) registradas en las distintas estaciones.

Además, se realizó una evaluación del cumplimiento de diferentes guías y estándares a escala diaria, para las concentraciones medias diarias de partículas registradas durante 2022 por la red de monitoreo de Montevideo. Los resultados de este análisis se presentan en la tabla 2.1.

Tabla 2.1: Evaluación del cumplimiento de diferentes guías y estándares, para las concentraciones medias diarias de partículas registradas por la red de monitoreo de Montevideo durante 2022 ($T = 293 \text{ K}$ y $P = 1013 \text{ hPa}$).

Estación	CV ⁽¹⁾	C ⁽²⁾	CM ⁽³⁾	TC ⁽⁴⁾	LT ⁽⁵⁾	PL ⁽⁶⁾
Contaminante	$\text{PM}_{2,5}$	PM_{10}	$\text{PM}_{2,5}$	$\text{PM}_{2,5}$	$\text{PM}_{2,5}$	PM_{10}
Días sobre OMS ⁽⁷⁾	80	35	29	90	80	37
Días sobre DN ⁽⁸⁾	21	2	5	19	28	5
Días sobre TDN ⁽⁹⁾	6	0	0	1	14	1
Días sobre DN2024 ⁽¹⁰⁾	39	22	13	34	37	26
Días sobre TDN2024 ⁽¹¹⁾	15	2	2	16	24	5

⁽¹⁾ Ciudad Vieja; ⁽²⁾ Colón; ⁽³⁾ Curva de Maroñas; ⁽⁴⁾ Tres Cruces; ⁽⁵⁾ La Teja; ⁽⁶⁾ Palacio Legislativo; ⁽⁷⁾ Cantidad de días con niveles superiores al valor guía de la OMS (igual a $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{PM}_{2,5}$ y a $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10}). Se permiten 3 superaciones anuales; ⁽⁸⁾ Cantidad de días con niveles superiores al Decreto Nacional vigente (se permiten 30 superaciones anuales para $\text{PM}_{2,5}$ y 15 para PM_{10} , siempre y cuando no se supere la tolerancia); ⁽⁹⁾ Cantidad de días con niveles superiores a la tolerancia prevista en el Decreto Nacional vigente (igual a $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{PM}_{2,5}$ y a $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10}). No se permite superar este valor; ⁽¹⁰⁾ Cantidad de días con niveles superiores al Decreto Nacional que entrará en vigencia a partir del 2024 (se permiten 30 superaciones anuales para $\text{PM}_{2,5}$ y 15 para PM_{10} , siempre y cuando no se supere la tolerancia); ⁽¹¹⁾ Cantidad de días con niveles superiores a la tolerancia prevista en el Decreto Nacional que entrará en vigencia a partir del 2024 (igual a $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{PM}_{2,5}$ y a $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10}). No se permite superar este valor.

A partir de la observación de la tabla 2.1, se concluye que en términos diarios, durante 2022 las concentraciones de partículas registradas por la red de monitoreo de Montevideo no cumplieron con las guías de calidad del aire publicadas en Organización Mundial de la Salud (2021). Por otra parte, los estándares vigentes previstos en el Decreto Nacional se cumplieron en las estaciones Colón y Curva de Maroñas. Por último, los estándares presentes en

el Decreto Nacional que entrarán en vigencia en 2024 no se cumplieron en ninguna estación, ya que en todas ellas se registraron valores superiores a la tolerancia prevista.

2.5. Aportes

De acuerdo con lo presentado en este capítulo, se puede aseverar que la contaminación atmosférica es un problema de salud pública a nivel global.

En las ciudades, la distribución espacial de la contaminación atmosférica no es homogénea; los microambientes de tráfico resultan ser importantes sitios de exposición personal a contaminantes atmosféricos. En este sentido, se destaca que la exposición ambiental de ciclistas no ha sido extensamente estudiada hasta el momento.

En este contexto, se entiende que la evaluación de la exposición de ciclistas a la contaminación atmosférica resulta pertinente, ya que estos se encuentran realizando ejercicio físico en microambientes de tráfico, pudiendo experimentar mayores dosis potenciales de contaminantes atmosféricos inhaladas que los usuarios de medios de transporte motorizados, considerando las mayores tasas de ventilación corporal que se producen con la realización del ejercicio físico, y los mayores tiempos de viaje que pueden experimentar los ciclistas. De todas maneras, según se presentó en este capítulo, la evidencia científica sugiere que, en general, los beneficios de la realización de ejercicio físico superan a los riesgos asociados.

Con este fin, en primer lugar, en el presente estudio se llevó a cabo un monitoreo móvil de la exposición de ciclistas a contaminantes atmosféricos y ruido en Montevideo, registrándose en simultáneo variables asociadas al entorno urbano y parámetros meteorológicos, con el fin de indagar cuáles son las variables del entorno urbano con mayor incidencia en estas exposiciones ambientales, y cuál es la influencia de las condiciones meteorológicas en los resultados obtenidos. Las variables seleccionadas se sustentan en la revisión bibliográfica presentada en este capítulo.

En este punto, se destaca que la cantidad de variables registradas en simultáneo es en general mayor a la observada en la literatura internacional analizada. En este sentido, se señala la utilización de registros de flujo vehicular tomados en simultáneo a la medición de la exposición ambiental. Más allá que puede existir algún estudio internacional que registre un mayor número de

parámetros en simultáneo a los que aquí se miden, y que no haya sido revisado, en Willberg et al. (2023) se señaló que sólo un pequeño número de estudios investigaron la exposición simultánea a contaminación atmosférica y sonora en ciclistas.

En segundo lugar, a partir del monitoreo móvil realizado, una de las calles evaluadas fue seleccionada para su análisis utilizando técnicas de simulación numérica. Esto amplió el alcance del trabajo realizado, permitiendo la evaluación del efecto en la calidad del aire de la variación de tres parámetros juzgados como fundamentales a partir de la revisión bibliográfica realizada: emisiones atmosféricas vehiculares, velocidad del viento y relación de aspecto de la calle analizada.

El presente estudio es original a nivel nacional. Se aspira a que los resultados obtenidos colaboren en el proceso de toma de decisiones vinculado a la planificación del transporte activo en Montevideo. Además, se entiende que el presente estudio puede resultar de utilidad para la gestión de la calidad del aire general de la ciudad, a partir del desarrollo y la aplicación de una metodología de monitoreo móvil de la calidad del aire a nivel de calle, que podría aplicarse para la evaluación de la existencia en la ciudad de zonas con elevados niveles ambientales de contaminantes atmosféricos, que actualmente no estén cubiertas por la red oficial de monitoreo. Además, se entiende que la aplicación de un modelo numérico permite la evaluación de la eficacia de políticas de reducción de la contaminación atmosférica antes de su aplicación, constituyéndose en una valiosa herramienta de planificación.

El fin último de esta investigación es aportar información y posibles metodologías de trabajo para el desarrollo y la aplicación de políticas públicas tendientes a la mejora de la calidad del aire a nivel de calle, con el objetivo de lograr beneficios en la salud y calidad de vida de las personas.

Capítulo 3

Metodología

3.1. Introducción

En la tabla 3.1 se presentan ventajas y desventajas de distintas metodologías de trabajo que pueden utilizarse para evaluar la exposición personal a contaminantes atmosféricos en ambientes urbanos.

Tabla 3.1: Ventajas y desventajas de distintas metodologías de trabajo. Fuente: elaboración propia a partir de Blocken (2015).

Metodología	Ventajas	Desventajas
Monitoreo	Captura la complejidad del problema	No del todo controlable (condiciones meteorológicas)
		Ineficaz para evaluar impactos potenciales de políticas y construcciones futuras
		En general es puntual
Mediciones en túnel de viento	Control de las condiciones de ensayo	En general se realizan mediciones puntuales
	Permite la evaluación de impactos potenciales	Potencial problema para cumplir similitud
Simulación numérica	Se obtiene información de todo el dominio	Pueden existir problemas con la exactitud de los resultados (se requiere verificación y validación)
	Se controlan las condiciones de simulación	

En el presente estudio se aplican dos de las tres metodologías de trabajo mencionadas en la tabla 3.1: monitoreo y simulación numérica. De acuerdo con Kwak et al. (2018), el monitoreo móvil y la simulación numérica del tipo CFD constituyen metodologías complementarias para examinar los patrones espaciales y temporales de la calidad del aire en cañones urbanos. En las siguientes secciones se describe la metodología específica de trabajo llevada a cabo en cada caso.

3.2. Monitoreo ambiental

3.2.1. Introducción

La metodología de trabajo utilizada para el monitoreo de la exposición personal a contaminantes ambientales, de las condiciones meteorológicas, y para la caracterización del entorno urbano de la zona de estudio, se apoya en diversas referencias internacionales analizadas: Hatzopoulou et al. (2013), Jarjour et al. (2013), Weichenthal et al. (2014), Farrell et al. (2015), Targino et al. (2016), Apparicio et al. (2016), Santamaría (2017a), Laeremans et al. (2018), Targino et al. (2018) y Miskell et al. (2018).

En este sentido, a continuación se señalan algunas características de las campañas de monitoreo revisadas, agrupando la información encontrada en todos los estudios citados:

- Contaminantes ambientales evaluados: BC, UFP, $PM_{2,5}$, CO, NO_2 , NO_x , O_3 , PM y ruido.
- Parámetros del entorno urbano evaluados: tipo de ciclovía, distancia entre la ciclovía y el tráfico vehicular, flujo vehicular, cantidad de árboles por metro, densidad de construcción, usos del suelo, cantidad de intersecciones cruzadas, tiempo en diferentes tipos de calle, tiempo en diferentes tipos de ciclovías y pendientes de las calles.
- Parámetros meteorológicos registrados: temperatura ambiente, humedad relativa, punto de rocío y velocidad y dirección del viento.
- Variables asociadas al ciclista registradas: posición, velocidad, frecuencia cardíaca, Forced Expiratory Volume en el primer segundo (FEV_1), Forced Vital Capacity (FVC), índice Tiffeneau (IT), Peak Expiratory Flow (PEF), Forced Expiratory Flow entre el 25 % y el 75 % del FVC (FEF_{25-75}), sexo, edad, altura y nivel educativo.

En relación con lo anterior, a modo de ejemplo, en la figura 3.1 se muestra el procedimiento de promediación de registros implementado en Farrell et al. (2015), el cual se ha tomado como referencia para el presente trabajo.

Por otra parte, en la figura 3.2 puede verse la metodología de sujeción de equipos de medición en bicicletas, llevada a cabo en Santamaría (2017a) y en Targino et al. (2016), las cuales fueron tomadas como referencia para el presente trabajo.

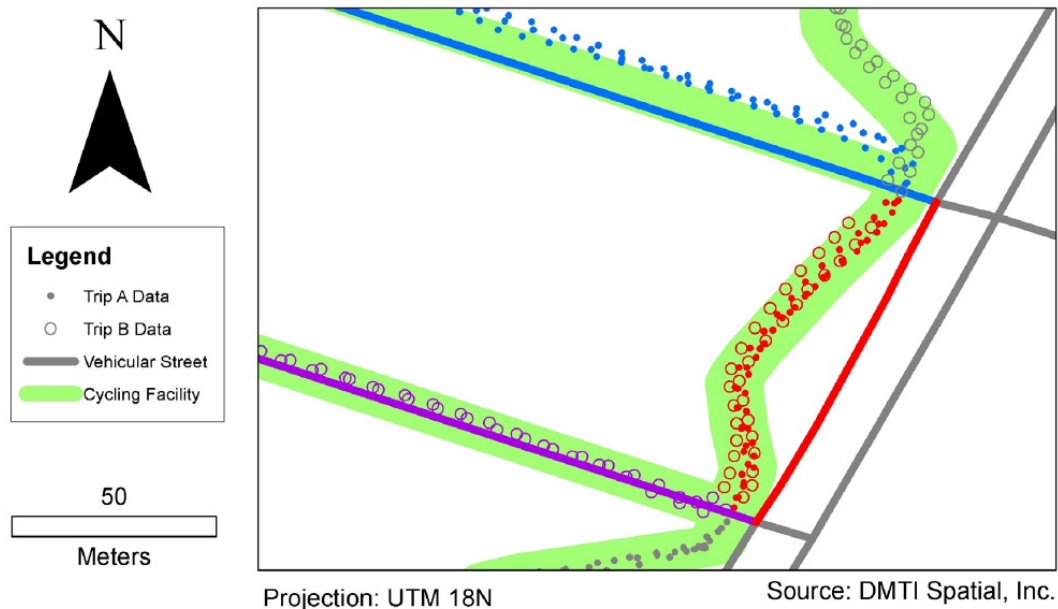


Figura 3.1: Procedimiento de promediación de mediciones instantáneas, de forma tal de obtener una medición por viaje y por cuadra. A modo de ejemplo, los círculos rojos llenos y vacíos pertenecen a dos viajes diferentes y generan un valor para la cuadra roja cada uno, a partir de sus respectivas promediaciones. Además, cada medición se asoció con el tipo de ciclovía existente (líneas verdes). Fuente: Farrell et al. (2015).

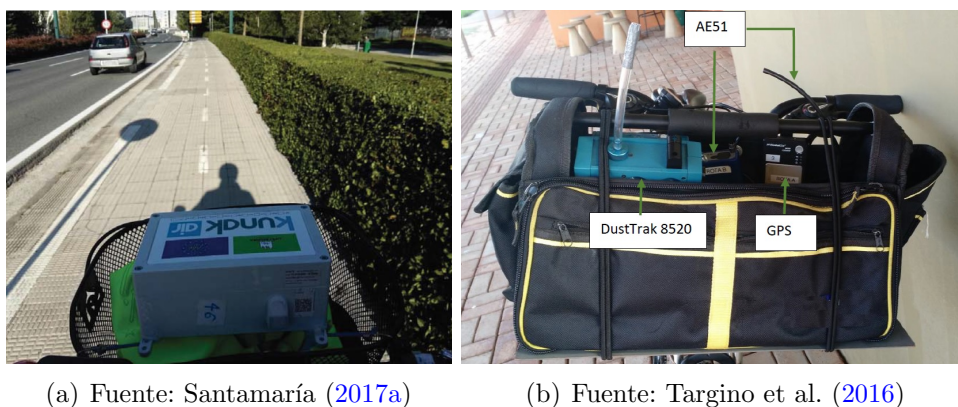


Figura 3.2: Ejemplos de metodologías de sujeción de equipos de medición en bicicletas.

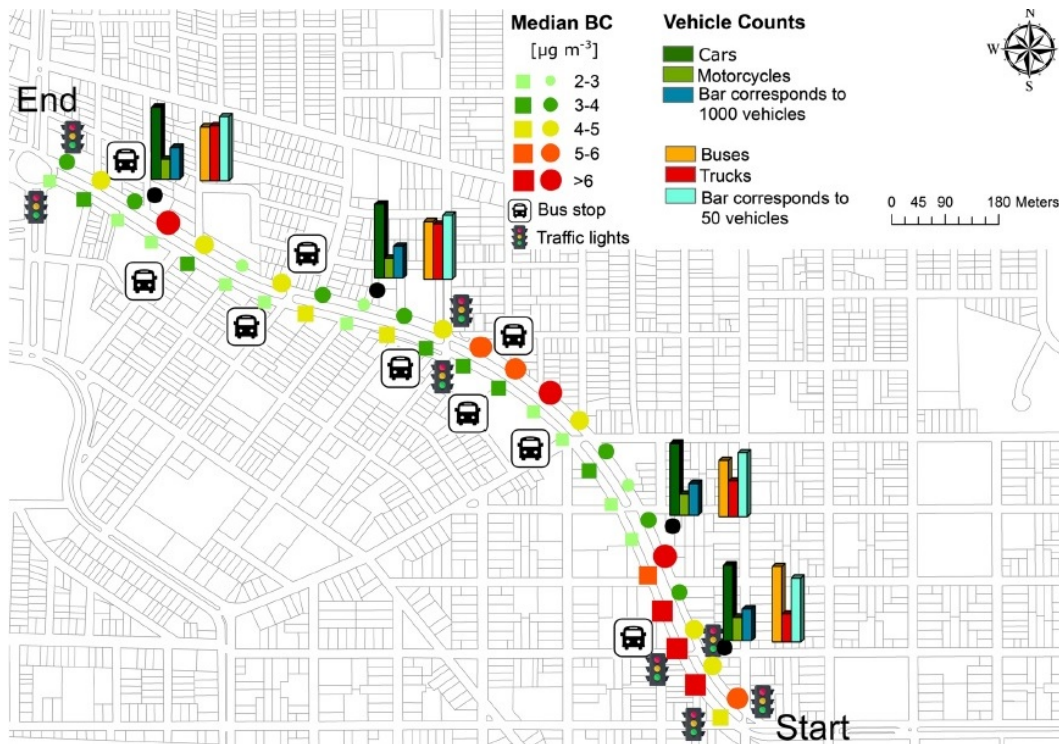


Figura 3.3: Mapa de las medianas de las concentraciones de BC para cada polígono de 65 m de largo (ciclistas: cuadrados; peatones: círculos). Fuente: Targino et al. (2018).

Por otro lado, en la figura 3.3 puede apreciarse un ejemplo de visualización gráfica de resultados de monitoreos ambientales, tomado de Targino et al. (2018), el cual se utilizó como referencia para elaborar las visualizaciones gráficas de las mediciones realizadas en el marco del presente estudio.

Con respecto a la cantidad de mediciones de exposición ambiental a realizar en cada ruta de monitoreo, en este estudio se aplicó la metodología presentada en Van den Bossche et al. (2015), con el objetivo de calcular la cantidad mínima de mediciones a realizar en cada ruta de monitoreo, para obtener concentraciones de los contaminantes atmosféricos promedio representativas. Esta metodología consiste en el desarrollo de un experimento numérico utilizando las concentraciones de los contaminantes registradas, definiendo los siguientes parámetros: escala espacial de interés, método de promediación, y metodología de corrección de registros. El mencionado experimento numérico (que debe realizarse repetidas veces), implica calcular la concentración de contaminantes atmosféricos promedio, considerando la totalidad de las mediciones realizadas. Este promedio representa el valor de concentración “real” objetivo. Seguida-

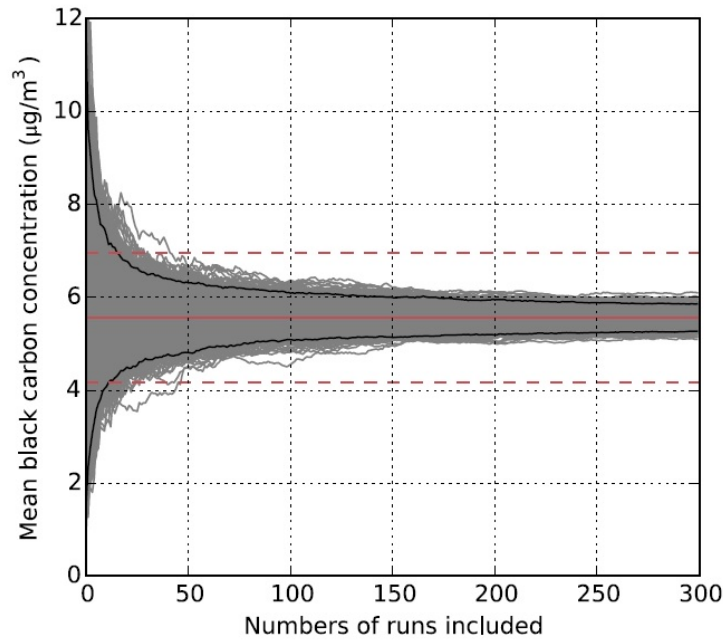


Figura 3.4: Procedimiento de determinación del número de mediciones necesarias para la obtención de resultados representativos (el valor promedio total y la desviación de 25 % alrededor del promedio se representan por las líneas horizontales rojas; las líneas negras indican los percentiles 2,5 y 97,5 de los valores promedio para cada cantidad de mediciones considerada). Fuente: Van den Bossche et al. (2015).

mente, se define un nivel de exactitud que resulte razonable para el caso de estudio, y luego se calcula el valor promedio de concentración de contaminantes atmosféricos para un conjunto de mediciones elegidas al azar, empezando por la consideración de una única medición (con repetición) hasta que el valor promedio incremental se encuentre consistentemente dentro del nivel de exactitud definido previamente. En este punto se obtiene el número mínimo de mediciones a realizar, para la obtención de resultados representativos. En la figura 3.4 se muestra un ejemplo de la aplicación de esta metodología.

A partir de lo descrito anteriormente, se observa que el número mínimo de mediciones a realizar para la obtención de resultados representativos resulta ser una cantidad dinámica, que deberá ajustarse a medida que se realizan nuevas mediciones, hasta alcanzar un estado de equilibrio.

Por otra parte, y según se describirá en la siguiente sección, en el presente estudio se estableció un vínculo de trabajo con la ciudadanía en relación a la temática bajo análisis. De acuerdo con Santamaría (2017a), el término ciencia ciudadana se refiere al “compromiso del público general en actividades de investigación científica, contribuyendo activamente a la ciencia con su

esfuerzo intelectual o dando soporte al conocimiento con sus herramientas o recursos”. En relación con lo anterior, según Santamaría (2017a), el proyecto LIFE+RESPIRA puede considerarse un claro ejemplo de ciencia ciudadana en donde más de 200 voluntarios ciclistas han proporcionado, mediante el uso de sensores de bajo costo, unos 150 millones de datos sobre la calidad del aire de la ciudad de Pamplona. Gracias a su colaboración, ha sido posible caracterizar de forma exhaustiva la distribución de los contaminantes urbanos en la ciudad, complementando así los datos proporcionados por las estaciones de calidad del aire existentes, que al estar situadas en unos pocos puntos fijos, no son capaces de representar todas las situaciones de contaminación atmosférica que se producen en la ciudad. Esta experiencia fue tomada como referencia en el presente estudio.

Por otro lado, de acuerdo con Dons et al. (2017), existen cinco familias de métodos que permiten estimar la tasa de ventilación corporal (L/min):

- Métodos que usan tipos de actividad física.
- Métodos basados en el gasto de energía y en el consumo de oxígeno.
- Métodos basados en la frecuencia cardíaca.
- Métodos basados en la frecuencia respiratoria.
- Métodos que combinan las frecuencias cardíaca y respiratoria.

Del total de métodos analizados en Dons et al. (2017), se recomienda utilizar uno basado en el gasto de energía, documentado en Johnson (2002). De todas maneras, en Johnson (2002) se aclara que las estimaciones presentes en el método constituyen su punto más débil.

Atendiendo a lo anterior, priorizando la estimación de la tasa de ventilación corporal a partir de mediciones de campo, y considerando el equipamiento disponible, en el presente estudio se estimará la tasa de ventilación corporal a partir de la frecuencia cardíaca. En Qiu et al. (2019) y en Zuurbier et al. (2009), se postula justamente la existencia de una relación entre la frecuencia cardíaca y la tasa de ventilación corporal. En relación con lo anterior, en el presente estudio se promediaron los modelos incluidos en los citados documentos, para la obtención de la tasa de ventilación corporal (V) a partir de la frecuencia cardíaca registrada en beats per minute ($FC[bpm]$):

$$V_{hombres}(L/min) = e^{1,1+0,0205.FC(bpm)} \quad (3.1)$$

$$V_{mujeres}(L/min) = e^{0,78+0,0215.FC(bpm)} \quad (3.2)$$

En este sentido, en el [Apéndice 5](#) puede observarse una comparación gráfica entre los modelos de bibliografía analizados, y los modelos promedio elaborados.

En Qiu et al. (2019) se menciona que los cambios en la frecuencia cardíaca provocan cambios en la respiración luego de aproximadamente 20 segundos. En el citado estudio se recomienda el cálculo de medias minutales para suavizar este efecto.

Por otra parte, en Lin et al. (2015) y en South Coast AQMD (2020) se han reportado diferencias entre los registros de concentración de contaminantes atmosféricos tomados por equipos de referencia, y por los sensores portátiles que se utilizaron en el presente estudio. En este sentido, y con respecto al sensor portátil utilizado para la medición de las concentraciones ambientales de PM₁₀ y PM_{2,5}, en South Coast AQMD (2020) se realizó una evaluación de su desempeño. En el citado documento se mencionó que, en términos generales, este instrumento presentó una exactitud aproximadamente constante (entre 30 % y 53 %) para el rango de concentraciones de PM_{2,5} evaluado. En condiciones de laboratorio (T = 20 °C y HR = 40 %), el sensor evaluado sobreestimó las concentraciones de PM_{2,5} medidas en simultáneo utilizando un equipo de referencia, pero presentó correlaciones muy altas con la referencia utilizada. Por otra parte, en el citado documento se mencionó que el sensor evaluado presentó alta precisión para todas las evaluaciones realizadas. Durante las evaluaciones de campo realizadas en el citado estudio, el sensor evaluado presentó correlaciones débiles a moderadas con el equipo de referencia para las concentraciones de PM_{2,5}, y correlaciones muy débiles para las concentraciones de PM₁₀ en todas las evaluaciones. Por último, con respecto a la sensibilidad del sensor evaluado de acuerdo con las condiciones meteorológicas, en el citado documento se mencionó que, durante los experimentos de laboratorio, la temperatura ambiente y la humedad relativa tuvieron efectos mínimos en la precisión del sensor. De todas maneras, al ir aumentando la humedad relativa durante los experimentos de laboratorio, los registros del sensor fueron apartándose de las mediciones del equipo de referencia, presentando las mayores diferencias para T = 5 °C y HR = 65 %. Por otra parte, en Lin et al. (2015) se informó que los registros de concentración de NO₂ tomados con el sensor portátil utilizado en el presente

estudio se ven afectados por los niveles ambientales de O_3 .

Por último, entre otras técnicas, para el análisis estadístico de los registros obtenidos se utilizará la herramienta de análisis de clusters. Esta herramienta comprende la separación de los registros bajo análisis (en este caso, promedios a nivel de cuadra de las variables analizadas) en diferentes grupos o clusters cuyas características son desconocidas a priori. En general, de acuerdo con Wilks (2011), ni siquiera se conoce el número de grupos a formar antes de la realización del análisis. Según la citada referencia, los procedimientos más utilizados para este análisis son del tipo jerárquico-aglomerativo. En este sentido, se construye una jerarquía de grupos, formándose cada uno de ellos a partir de la unión de dos grupos preexistentes (no pudiéndose reasignar registros a otros grupos, una vez que estos fueron agrupados). Al comienzo del proceso, todos los registros pertenecen a grupos diferentes y, al final, todos conforman un único grupo.

Según puede observarse, en este punto se presenta un problema práctico: en qué momento dar por finalizado el proceso de agrupamiento, de forma tal de obtener un número “razonable” de grupos. El principio que guía la toma de esta decisión es la búsqueda de un nivel de agrupamiento que maximice el “grado de similitud” entre los elementos de cada grupo, mientras que al mismo tiempo lo minimice entre diferentes grupos. De acuerdo con Wilks (2011), una aproximación subjetiva tradicional a la resolución de este problema radica en la inspección de un gráfico que muestra la distancia entre grupos vencida durante cada etapa de agrupamiento. En este sentido, el proceso de agrupamiento debería detenerse justo antes de que este gráfico muestre un salto pronunciado de la mencionada distancia. Este fue el procedimiento utilizado en el presente estudio para finalizar cada proceso de agrupamiento.

Además de lo anterior, de acuerdo con Wilks (2011), existen también metodologías de agrupamiento denominadas no-jerárquicas. En estos casos, un registro asignado a un grupo, podrá ser reasignado a otro durante una etapa posterior del proceso de agrupamiento. Según el citado documento, la metodología de agrupamiento de este tipo más utilizada se denomina K-means. En este método, el número de grupos a formar debe ser especificado con anterioridad a su aplicación.

En relación con lo anterior, se han encontrado en la bibliografía internacional distintos métodos para comparar el desempeño de diferentes metodologías de agrupamiento aplicadas a cierto conjunto de datos. En este sentido, en

el presente estudio se utilizarán los métodos descritos en Rousseeuw (1987) (Silhouette Coefficient), en Calinski y Harabasz (1974) (Calinski–Harabasz Index) y en Davies y Bouldin (1979) (Davies–Bouldin Index). A modo de ejemplo, en Rousseeuw (1987), cada cluster es representado por una llamada “silueta”, que se basa en la comparación de dos parámetros del cluster (tightness y separation). Esta silueta muestra cuáles registros quedan completamente dentro del cluster bajo estudio, y cuáles se encuentran en una zona entre-grupos, no quedando clara su pertenencia a ninguno de ellos.

3.2.2. Metodología de trabajo

De acuerdo con lo descrito en el [Capítulo 2](#), la calidad del aire a nivel de calle varía en función de las características del entorno urbano (uso del suelo, densidad de construcción), de las características de las calles a menores escalas espaciales (altura de edificios, ancho de calles, presencia de infraestructura ciclista, entre otras), del flujo vehicular, y de las condiciones meteorológicas. En este sentido, en primer lugar, se estudiaron posibles rutas de monitoreo de exposición ambiental sobre ciclistas en Montevideo, buscando abarcar diferentes características del entorno urbano en función de lo anteriormente mencionado, con el objetivo de investigar sus efectos en la exposición ambiental de los ciclistas. En particular, resultó de interés contar con zonas con valores “altos” y “bajos” de los parámetros del entorno urbano anteriormente mencionados, a lo largo de las rutas de monitoreo. Además de lo anterior, se buscó que las rutas de monitoreo fueran de uso habitual por parte de los ciclistas de Montevideo. Por último, se tuvieron en cuenta los recursos disponibles para el relevamiento de rutas de monitoreo, y para la realización de las mediciones móviles de exposición ambiental.

En este sentido, y en el marco del proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*, de acuerdo con lo señalado en el [Capítulo 1](#), se organizó una actividad entre el equipo académico y la contraparte del proyecto (conformada por los colectivos ciclistas Taller Autogestionado de Ciclismo Urbano, BiciTour Montevideo, Liberá Tu Bicicleta y Centro de Investigación y Promoción de la Bicicleta en Uruguay-URUBIKE). En esta actividad, los integrantes de los colectivos ciclistas trazaron sus rutas habituales en un mapa de Montevideo, destacando algunas características particulares

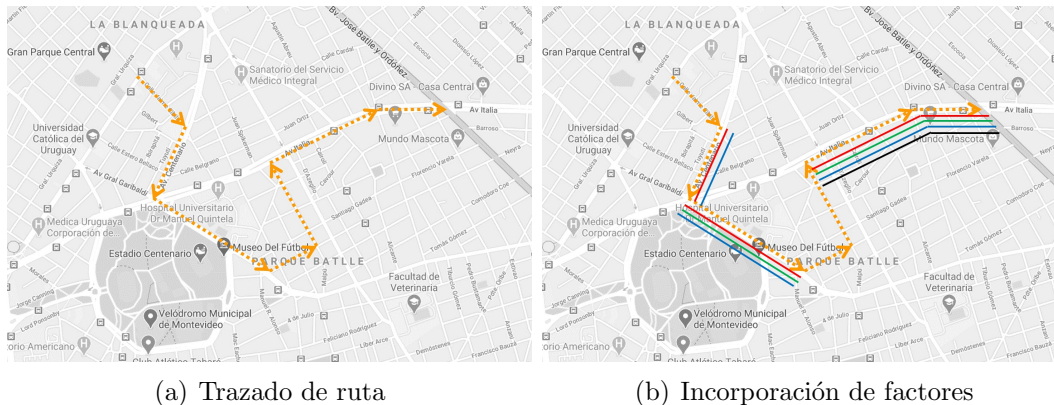


Figura 3.5: Ejemplo de procedimiento de trazado de rutas ciclistas y de incorporación de factores relevantes (rojo: alto tráfico vehicular; azul: edificios de gran altura; verde: presencia de infraestructura ciclista; negro: elevada actividad industrial o comercial). Fuente: elaboración propia.

de las calles (factores), de acuerdo con el siguiente código de colores: rojo: alto tráfico vehicular; azul: edificios de gran altura; verde: presencia de infraestructura ciclista; negro: elevada actividad industrial o comercial (figura 3.5). En este sentido, en la figura 3.6 se ilustra el proceso de definición de rutas de monitoreo.

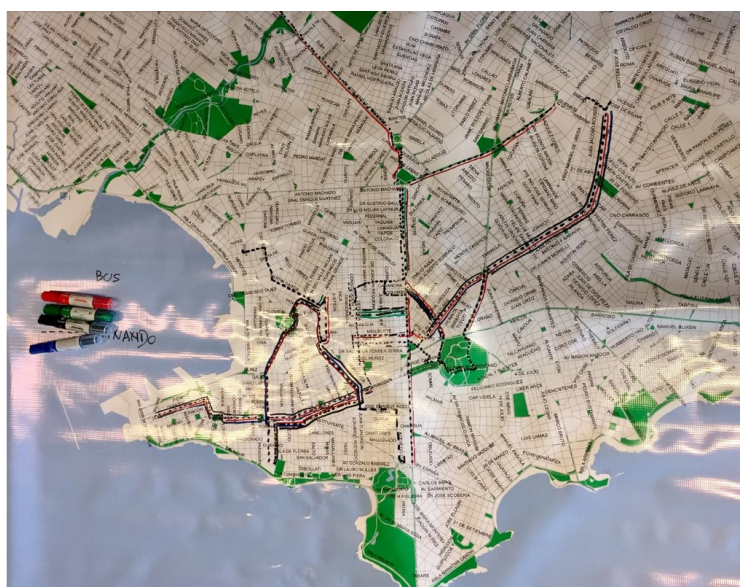
Como resultado de esta actividad, y a partir de la realización de una síntesis grupal que balanceara los requerimientos especificados para las rutas de monitoreo al comienzo de la presente sección, y los recursos disponibles, se definieron dos rutas de monitoreo en Montevideo. Estas rutas resultaron ser combinaciones de los trazados realizados por los ciclistas, con algunos aportes adicionales del equipo académico del mencionado proyecto.

Luego de la definición de las rutas de monitoreo, se procedió a su evaluación con el objetivo de caracterizar sus entornos urbanos. Esta evaluación consistió en la medición de un conjunto de parámetros a nivel de cuadra, para cada ruta de monitoreo. En este sentido, y de acuerdo con los antecedentes presentados en el [Capítulo 2](#), se midieron los siguientes parámetros: flujo vehicular, presencia de infraestructura ciclista, altura de edificios (promedio y desviación estándar), ancho de las calles, relación de aspecto de las calles (calculada a nivel de cuadra como el cociente entre la altura promedio de edificios y el ancho de la calle), densidad de construcción y uso del suelo (industria y comercio).

En relación con lo anterior, con respecto al relevamiento del flujo vehicular en la zona de estudio, se contó en primer lugar con registros oficiales de flujo



(a) Trazado de rutas



(b) Mapa con rutas ciclistas

Figura 3.6: Proceso de definición de rutas de monitoreo. Fuente: proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*.

vehicular total medidos por el Centro de Gestión de Movilidad de la IM cada 5 minutos, para un conjunto de cámaras localizadas en la zona de estudio, en simultáneo con los registros de exposición ambiental de ciclistas. De todas maneras, existieron dos calles de una de las rutas de monitoreo (Ruta N°1) no cubiertas por cámaras de registro de flujo vehicular. En estos casos, se tomaron registros manuales de flujo vehicular durante las mediciones de exposición ambiental de ciclistas. En adición a lo anterior, y con el objetivo de estimar la composición del flujo vehicular, se realizó una campaña manual de conteo de flujo vehicular entre los años 2020 y 2021¹, con las siguientes características: se definieron 15 puntos de conteo; se realizaron 3 conteos en cada punto, promediándose los resultados obtenidos para cada dirección²; cada conteo se extendió durante una hora, alternando períodos de conteo y descanso de 5 minutos de duración³; el flujo vehicular se dividió en cinco categorías: autos y camionetas (incluyendo vehículos utilitarios de reparto), camiones (incluyendo maquinaria de obra), ómnibus (incluyendo minibuses), motos y transporte activo (bicicletas y monopatinés). Estos conteos vehiculares fueron realizados en días hábiles sin lluvias, durante el pico matutino de flujo vehicular, utilizando la planilla que se muestra en el [Apéndice 2](#). En este sentido, las mediciones de exposición ambiental sobre ciclistas también fueron realizadas en horario matutino, de forma tal de poder considerar válidos los resultados de la campaña de monitoreo de composición de flujo vehicular, los cuales se asumieron constantes para todo el período de monitoreo de exposición ambiental de ciclistas.

Se prefirió el horario matutino por presentar este en general estados termodinámicos de la atmósfera más estables que el horario vespertino, teniendo en cuenta que condiciones atmosféricas estables dificultan la dispersión de los contaminantes atmosféricos emitidos, aumentando sus niveles de inmisión. Por lo tanto, es esperable que los niveles ambientales de los contaminantes atmosféricos emitidos por vehículos sean superiores en horario matutino, por más que los flujos de vehículos⁴ puedan ser similares a los observados en horario vespertino.

En este punto se destaca que las cámaras de registro de flujo vehicular total no miden flujos de transporte activo. Por lo tanto, esta categoría de flujo vehi-

¹Al comienzo de la campaña, el 85 % de la flota de transporte público se encontraba operativa. Esta proporción fue aumentando a lo largo de la campaña de monitoreo.

²En el caso de calles doble vía, se realizaron dos conteos en la dirección que presentaba mayor flujo vehicular.

³Por lo tanto, en cada conteo se registró el flujo vehicular durante 30 minutos en total, y se estimó el flujo horario duplicando el total contabilizado.

⁴[Distribución de viajes por hora de partida.](#)

cular no fue utilizada para dividir el flujo total registrado por las cámaras entre las distintas categorías de vehículos. De todas maneras, se entendió relevante contar con su registro en las rutas de monitoreo, de forma tal de cuantificar la importancia de este medio de transporte en relación a los medios motorizados.

Por otra parte, para evaluar la altura de los edificios, se utilizó la función street view de Google Earth, discriminando entre edificios residenciales y de oficina (nuevos y viejos), edificios comerciales, industriales e institucionales, espacios verdes y terrenos baldíos. En este sentido, se definieron alturas típicas para cada tipo de edificio:

- Vivienda nueva: 3,3 m.
- Vivienda antigua: 4,5 m.
- Edificio de vivienda u oficina nuevo: 4,5 m para la planta baja, y 2,8 m por cada piso.
- Edificio de vivienda u oficina antiguo: 5 m para la planta baja, y 3,5 m por cada piso.
- Edificios comerciales, industriales e institucionales: su altura se estimó a partir de las alturas de los edificios linderos.
- Espacios verdes y terrenos baldíos: 0 m.

El nivel de detalle utilizado permitió el cálculo de la altura promedio de edificios y de su desviación estándar a nivel de cuadra, para cada ruta de monitoreo. Además de lo anterior, el ancho de calle también fue estimado utilizando Google Earth (incluyendo las veredas), posibilitando el cálculo de la relación de aspecto de las calles. El resto de los parámetros del entorno urbano analizados (presencia de infraestructura ciclista, uso del suelo y densidad de construcción) fueron determinados de forma porcentual, en función de la cantidad de padrones de cada cuadra con presencia de los parámetros bajo análisis.

Tal cual se introdujo en la sección anterior, en el marco del presente estudio se estableció un vínculo de trabajo con la ciudadanía, permitiendo el intercambio con respecto a la temática de estudio. Específicamente, las mediciones de exposición personal a contaminantes ambientales fueron realizadas sobre ciclistas voluntarios, oportunamente convocados y capacitados para realizar esta actividad. Con el objetivo de maximizar la participación de la ciudadanía en el estudio, cada ciclista voluntario o voluntaria realizó un único recorrido a lo largo de una ruta de monitoreo. Para la convocatoria a ciclistas se utilizó el afiche que se presenta en la figura 3.7, elaborado y difundido en



Figura 3.7: Afiche utilizado para la convocatoria a ciclistas. Fuente: proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*.

el marco del proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*.

Por otra parte, y según se mencionó en la sección anterior, en el presente estudio se utiliza la metodología presentada en Van den Bossche et al. (2015) para el cálculo del número mínimo de mediciones a realizar en cada ruta de monitoreo, con el objetivo de obtener un valor representativo para las concentraciones de los contaminantes atmosféricos registradas. En este sentido, a continuación se señalan los valores definidos para los parámetros intervinientes en la aplicación de la mencionada metodología de cálculo:

- Escala espacial de interés: a nivel de ruta.
- Método de promediación: media y mediana.
- Metodología de corrección de registros: no implementada en este caso.
- Cantidad de experimentos numéricos realizada: 40.
- Nivel de exactitud definido: 25 %.

A partir de la revisión de antecedentes presentada en el [Capítulo 2](#), durante los monitoreos de exposición ambiental de ciclistas se registraron los siguientes parámetros: concentraciones de PM_{10} , $PM_{2,5}$ y NO_2 , niveles de presión sonora, posición (latitud, longitud y altitud), distancia recorrida, velocidad y frecuencia cardíaca del ciclista. Además, se registraron niveles de calidad del ai-

re de base, velocidad y dirección del viento, temperatura ambiente y humedad relativa. En este sentido, en la tabla 3.2 se presentan los equipos de medición utilizados y sus frecuencias de muestreo, y en la figura 3.8 se muestran imágenes de estos equipos.

Tabla 3.2: Equipamiento utilizado para el monitoreo.

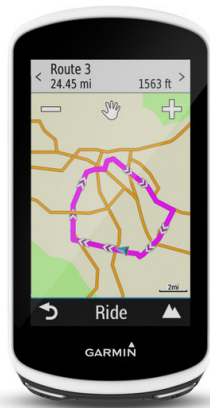
Marca	Modelo	Parámetros registrados	FM ⁽³⁾
Aeroqual	Series 500 ⁽¹⁾	PM ₁₀ y PM _{2,5} ⁽²⁾	1
Aeroqual	Series 500 ⁽⁴⁾	NO ₂ ⁽²⁾	1
Garmin	Edge 1030 Bundle Plus	Variables del ciclista ⁽⁵⁾	60
Pulsar	NoisePen	Nivel de presión sonora	60
Aeroqual	AQM10	CAB y MET ⁽⁶⁾	0,5

⁽¹⁾ Equipado con un cabezal de PM; ⁽²⁾ Concentraciones ambientales; ⁽³⁾ Frecuencia de muestreo (registros por minuto); ⁽⁴⁾ Equipado con un cabezal de NO₂; ⁽⁵⁾ Latitud, longitud, altitud, velocidad, distancia recorrida y frecuencia cardíaca; ⁽⁶⁾ Calidad del aire de base y parámetros meteorológicos: concentraciones ambientales de PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁, NO₂ y O₃, velocidad y dirección del viento, temperatura ambiente y humedad relativa.

Con respecto a la calibración del equipamiento utilizado, en primer lugar, se destaca que la empresa proveedora del equipo Garmin Edge 1030 Bundle Plus⁵ no mencionó la necesidad de calibrar este equipo. Por otra parte, los sensores Aeroqual Series 500 y Pulsar NoisePen fueron empleados por primera vez durante el presente estudio, utilizándose sus calibraciones de fábrica. En este sentido, en el Anexo 1 se incluyen los certificados de calibración de fábrica de los equipos Aeroqual Series 500. Por último, los módulos de medición de la concentración de los contaminantes del equipo Aeroqual AQM10 fueron calibrados en 2020, con anterioridad al inicio de la campaña de medición.

La estación de calidad del aire utilizada (equipo Aeroqual AQM10 en la tabla 3.2), estuvo instalada de forma permanente en la azotea de la Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo de la Udelar, durante un período temporal que abarcó la totalidad de la campaña de monitoreo de exposición ambiental realizada (05/02/2021 al 10/02/2022), en el marco del proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*. Específicamente, la operación de esta estación de calidad del aire tuvo tres objetivos: en primer lugar, a partir de su utilización, se pudo contar con registros de parámetros meteorológicos en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental realizadas;

⁵GPS Uruguay.



(a) Garmin Edge 1030 Bundle Plus



(b) Aeroqual Series 500



(c) Pulsar NoisePen



(d) Aeroqual AQM10

Figura 3.8: Equipos de medición utilizados. Se emplearon dos equipos Aeroqual Series 500 idénticos, con diferentes cabezales. Fuente: elaboración propia utilizando imágenes comerciales de los equipos.

en segundo lugar, se pudo contar con registros de calidad del aire tomados en altura, lo que permitió la realización de un análisis comparativo con las mediciones registradas en simultáneo a nivel de calle; por último, este equipo fue utilizado para la obtención de curvas de corrección para los registros de los equipos portátiles (equipos Aeroqual Series 500 en la tabla 3.2), a partir de la realización de mediciones simultáneas en el mismo sitio, teniendo en cuenta los apartamientos señalados en la sección anterior, entre las mediciones de la concentración de los contaminantes atmosféricos realizadas por los sensores portátiles aquí utilizados, y los registros tomados por equipos de referencia⁶. En este sentido, el equipo Aeroqual AQM10 fue considerado como equipo de referencia en el presente estudio.

En términos específicos, los sensores portátiles Aeroqual Series 500 fueron colocados en el mismo sitio que el equipo Aeroqual AQM10 (figura 3.9), para la obtención de curvas de corrección. En este sentido, y luego de algunas pruebas que no resultaron satisfactorias, para la corrección de los registros portátiles de NO₂, este sensor fue colocado en la estación oficial de monitoreo Tres Cruces (figura 2.20), y sus registros fueron comparados con las medidas oficiales simultáneas, cedidas por la IM para el presente estudio. Los registros utilizados para el desarrollo de las curvas de corrección para las mediciones portátiles de PM₁₀ y PM_{2,5}, fueron tomados entre el 05/04/2021 a las 21:18 h y el 08/04/2021 a las 17:31 h. Del mismo modo, los registros utilizados para el desarrollo de la curva de corrección para las mediciones portátiles de NO₂, fueron tomados entre el 14/06/2021 a las 8:42 h y el 17/06/2021 a las 17:32 h.

En función de lo anterior, las curvas de corrección desarrolladas para las concentraciones de los contaminantes (C) tomadas por los sensores portátiles se presentan a continuación, incluyendo valores de parámetros meteorológicos tomados por el equipo Aeroqual AQM10 (temperatura ambiente (T) y humedad relativa (HR)):

$$C_{PM_{10},corr}(\mu g/m^3) = 19,59 \mu g/m^3 + 0,58.C_{PM_{10}}(\mu g/m^3) \quad (3.3)$$

$$C_{PM_{2,5},corr}(\mu g/m^3) = 6,11 \mu g/m^3 + 0,62.C_{PM_{2,5}}(\mu g/m^3) \quad (3.4)$$

⁶How to Evaluate Low-Cost Sensors by Collocation with Federal Reference Method Monitors-National Exposure Research Laboratory-Office of Research and Development- United States Environmental Protection Agency (USEPA).



Figura 3.9: Ubicación del equipo Aeroqual AQM10, y medición simultánea con sensores portátiles. Fuente: proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*.

$$C_{NO_2,corr}(\mu g/m^3) = -44,50 \mu g/m^3 + 0,22.C_{NO_2}(\mu g/m^3) + 0,33.HR(\%) - 0,39.T(^{\circ}C) \quad (3.5)$$

En el [Apéndice 6](#) se presenta información adicional relativa a la intercalibración de los sensores portátiles llevada a cabo en el marco del mencionado proyecto.

Por otra parte, en términos operacionales, las mediciones de exposición ambiental sobre ciclistas fueron desarrolladas en días hábiles sin lluvias, durante el pico de flujo vehicular matutino, e incluyeron las siguientes actividades:

- Encuentro con el o la ciclista voluntario o voluntaria en el punto de inicio del recorrido, y repaso de la actividad a desarrollar.
- Encendido de los equipos de medición y sincronización de sus relojes.
- Colocación de los equipos de medición en la bicicleta del o de la participante (equipos Aeroqual Series 500 y equipo Garmin Edge 1030 Bundle Plus).
- Colocación del sensor de frecuencia cardíaca bajo el esternón del o de la participante (accesorio del equipo Garmin Edge 1030 Bundle Plus) y del sensor de ruido en el hombro del o de la participante (equipo Pulsar NoisePen).
- Lectura y firma del consentimiento informado por parte del o de la parti-

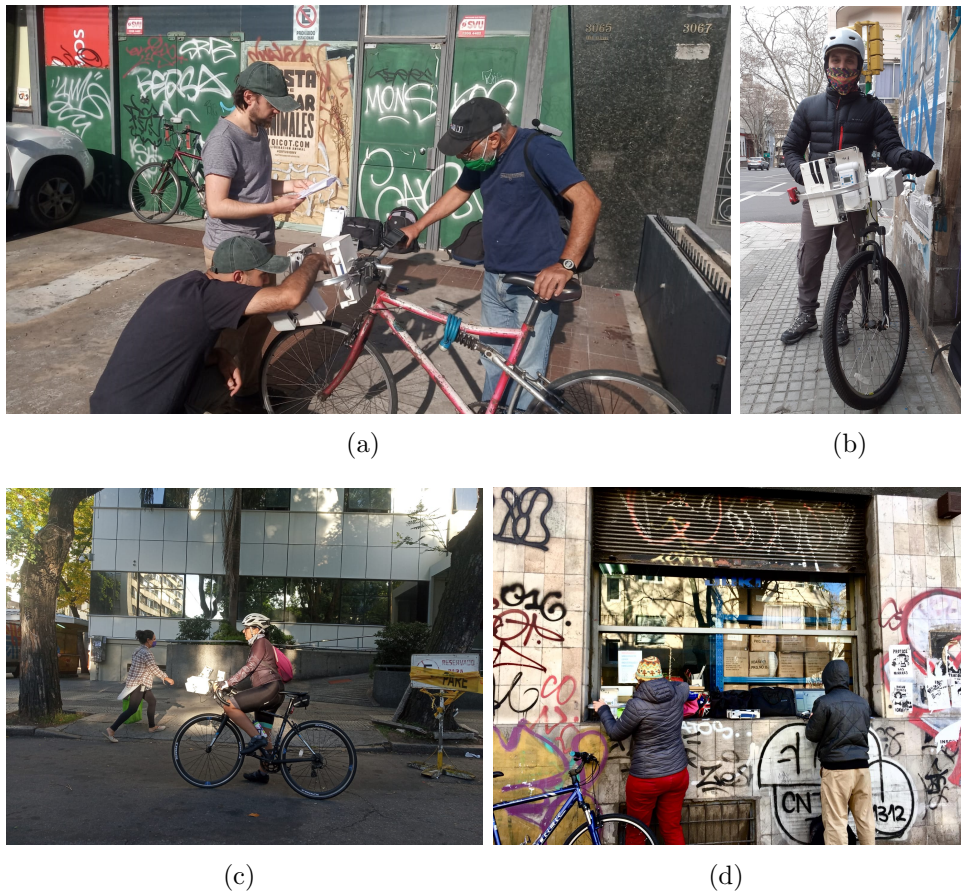


Figura 3.10: Trabajo de campo desarrollado. a) Instalación de equipos de medición en la bicicleta; b) Ciclista participante con bicicleta equipada; c) Realización de mediciones; d) Retiro de sensores y finalización de la actividad. Fuente: proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*.

cipante, y de un integrante del equipo académico del proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo* (Apéndice 3).

- Realización de la medición (Ruta N°1 o Ruta N°2).
- Retiro de sensores y finalización de la actividad.

En relación con lo anterior, las fotografías de la figura 3.10 ilustran la actividad de campo desarrollada.

Por último, con respecto a la integración de los registros tomados con los diferentes equipos de medición utilizados, y a los análisis estadísticos realizados, en primer lugar, luego de cada medición, se estimó la tasa de ventilación

corporal del o de la ciclista participante, utilizando los registros de frecuencia cardíaca, de acuerdo con lo señalado en la sección anterior, y la pendiente del terreno, a partir de los registros del equipo Garmin Edge 1030 Bundle Plus.

Seguidamente, los registros de los sensores Aeroqual Series 500 fueron corregidos, utilizando la [Ecuación 3.3](#), la [Ecuación 3.4](#) y la [Ecuación 3.5](#)⁷. Luego, todos los registros tomados sobre la bicicleta (sensores Aeroqual Series 500, equipo Garmin Edge 1030 Bundle Plus y equipo Pulsar NoisePen), y las tasas de ventilación corporal estimadas, fueron agrupados en una única matriz, utilizando los registros de los relojes de los diferentes sensores⁸. Seguidamente, los registros fueron interpolados, teniendo en cuenta las frecuencias de medición de cada uno de ellos (tabla 3.2), obteniendo un dato por segundo.

Luego, utilizando los registros de concentraciones de los contaminantes atmosféricos (C), y las tasas de ventilación corporal calculadas (V), se determinaron las dosis instantáneas potenciales de contaminantes atmosféricos inhaladas (D)^{9,10}:

$$D(\mu g/s) = C(\mu g/m^3).V(m^3/s) \quad (3.6)$$

Estas dosis obtenidas fueron incorporadas a la matriz conjunta. Seguidamente, los parámetros meteorológicos registrados por el equipo Aeroqual AQM10, en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental, fueron también incorporados a la matriz conjunta de datos e interpolados (atendiendo a la frecuencia de medición de este equipo, según se muestra en la tabla 3.2). Por último, estas matrices conjuntas de datos obtenidas para cada recorrido ciclista fueron agrupadas considerando sus valores promedio por cuadra, de forma tal de permitir su agrupamiento con las variables del entorno urbano registradas a esta escala espacial. Con este fin, fue necesario proyectar cada registro sobre el eje de la calle en donde fue tomado, para proceder luego a

⁷Además de lo anterior, las concentraciones de NO_2 , registradas en ppm, fueron convertidas a $\mu\text{g}/\text{m}^3$ utilizando una densidad igual a $2,05 \text{ kg}/\text{m}^3$, correspondiente a $T = 0 \text{ }^\circ\text{C}$ y $P = 1 \text{ atm}$.

⁸En este sentido, el equipo Garmin Edge 1030 Bundle Plus fue tomado como referencia, teniendo en cuenta que sus registros se correspondieron con la realización del monitoreo móvil de exposición ambiental. Los registros del resto de los equipos de medición utilizados fueron iniciados previamente al comienzo del recorrido ciclista, durante el armado de la instalación de monitoreo móvil.

⁹Expresión adaptada de Targino et al. (2018).

¹⁰La dosis total de ruido se calculó considerando los niveles de presión sonora mayores a 70 dB, constituyendo este valor límite un nivel máximo recomendado para evitar efectos adversos sobre la salud, durante una exposición ambiental de 12 h de duración.

asignar cada registro a su respectiva cuadra, para finalmente poder determinar los promedios por cuadra (figura 3.11).

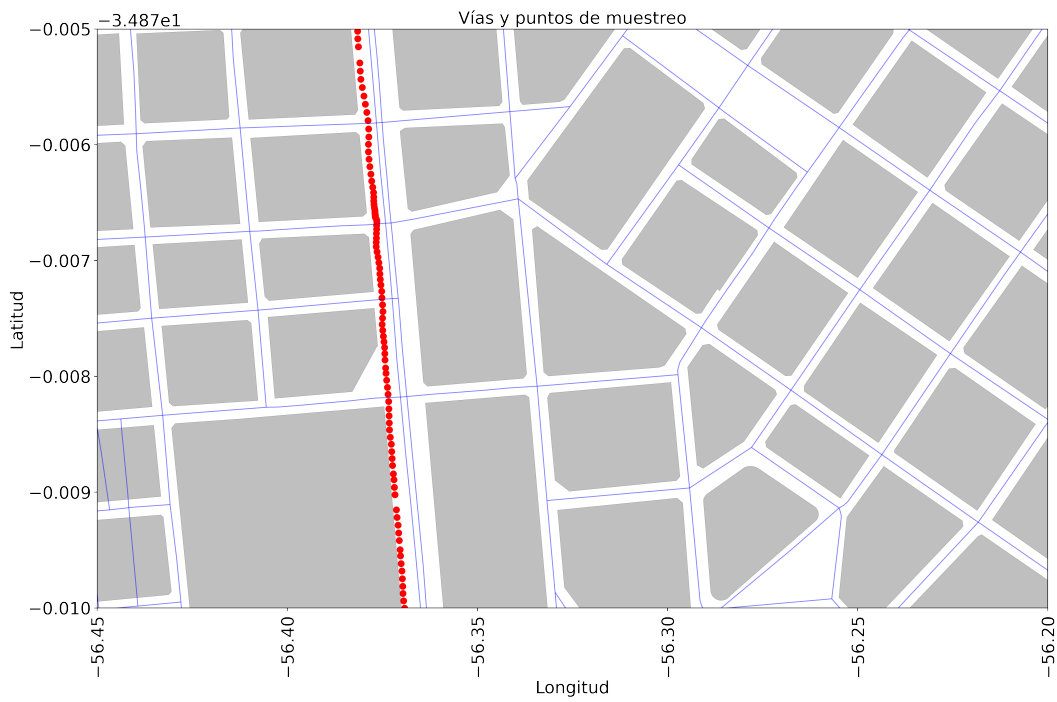
En este sentido, las matrices de datos promedio por cuadra obtenidas fueron agrupadas con las variables del entorno urbano registradas, conformando una matriz con datos a nivel de cuadra para todas las variables bajo análisis (exposición ambiental, parámetros meteorológicos y variables del entorno urbano).

En relación con lo anterior, para cada monitoreo móvil se contó con datos simultáneos de flujo vehicular total, provistos por la IM para un conjunto de cámaras localizadas en la zona de estudio (figura 4.3). En este sentido, estos datos de flujo vehicular total (en conjunto con los obtenidos de forma manual para dos calles de la Ruta N°1) fueron promediados en el tiempo para todo el recorrido ciclista en unidades de veh/min, y asignados a las calles donde fueron registrados. De igual modo, la composición del flujo vehicular motorizado obtenida a partir de la campaña de conteo manual realizada también se asignó a las calles en donde se realizaron los conteos¹¹. Seguidamente, los registros de flujo vehicular total fueron interpolados en ambos sentidos, para toda la ruta de monitoreo, estimando de esta manera el flujo vehicular total a nivel de cuadra (sumando ambos sentidos de circulación en caso de corresponder). Del mismo modo, la composición del flujo vehicular motorizado también fue interpolada para toda la ruta de monitoreo, permitiendo el cálculo del flujo vehicular por categoría a nivel de cuadra.

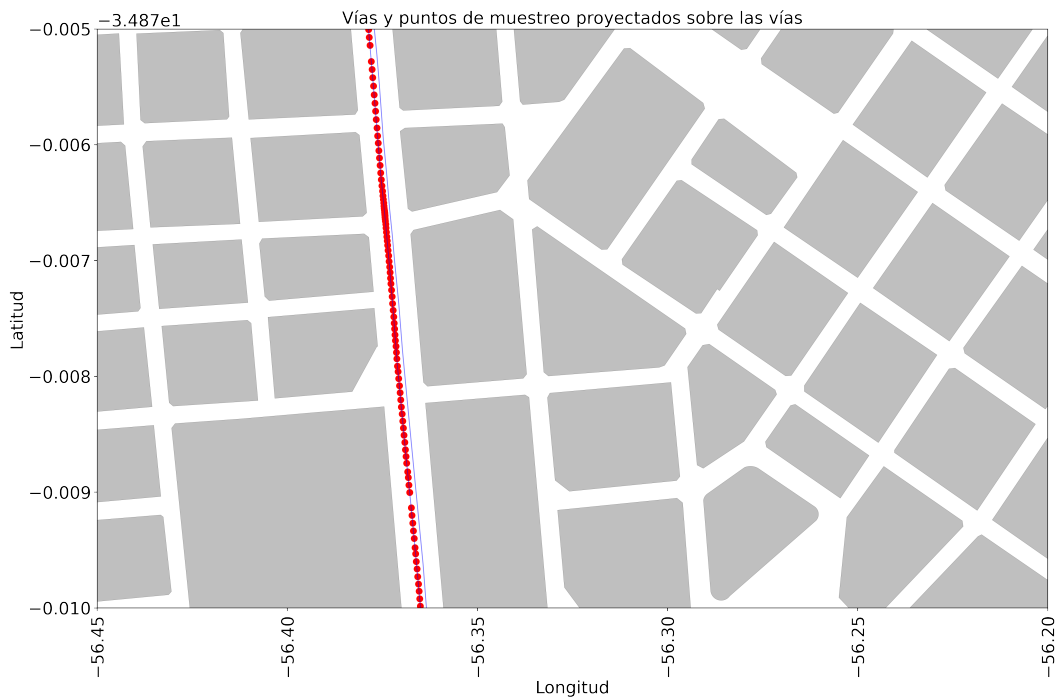
Una vez que la actividad de campo y la integración de registros fueron finalizadas, se realizó un análisis estadístico descriptivo de los registros, identificando posibles vínculos entre la exposición ambiental de los ciclistas y variables del entorno urbano. Seguidamente, esta evaluación fue profundizada, a partir de la realización de un análisis de clusters, de acuerdo con lo descrito en la sección anterior. Para este análisis, se utilizaron todos los registros recabados durante el monitoreo, promediados a nivel de cuadra, para las siguientes variables¹²: nivel de ruido, concentraciones de PM₁₀, PM_{2,5} y NO₂, velocidad del viento, temperatura ambiente, flujo vehicular total, altura de edificios promedio, desviación estándar de la altura de edificios, ancho de calle, relación de

¹¹En las calles Yi e Isidoro de María se utilizó la composición del flujo vehicular medida en simultáneo con los registros de exposición ambiental.

¹²Teniendo en cuenta que no todas las variables presentan las mismas unidades de medida, para el análisis de clusters se utilizaron las anomalías estandarizadas de los registros, calculadas con respecto a los valores medios de cada conjunto de datos analizado.



(a) Mediciones originales



(b) Mediciones proyectadas

Figura 3.11: Ejemplo de proyección de registros sobre el eje de calle, para uno de los monitoreos móviles realizados. Fuente: elaboración propia.

aspecto de la calle, uso de suelo (actividad comercial) y densidad de construcción. Solamente se utilizaron los registros que contaron con datos para todas las variables bajo análisis.

En este sentido, en el presente estudio se aplicaron cinco metodologías de agrupamiento diferentes, cuatro del tipo jerárquico-aglomerativo (Single-linkage (Ecuación 3.7), Complete-linkage (Ecuación 3.8), Average-linkage (Ecuación 3.9) y Ward's minimum variance method (Ecuación 3.10)) y una del tipo no-jerárquico (K-means), y los resultados obtenidos fueron evaluados comparativamente. Estas metodologías difieren en la definición adoptada para formar grupos.

$$d_{G_1, G_2} = \min_{i \in G_1, j \in G_2} (d_{i,j}) \quad (3.7)$$

$$d_{G_1, G_2} = \max_{i \in G_1, j \in G_2} (d_{i,j}) \quad (3.8)$$

$$d_{G_1, G_2} = \frac{1}{n_1 \cdot n_2} \cdot \sum_{i=1}^{n_1} \sum_{j=1}^{n_2} d_{i,j} \quad (3.9)$$

Donde:

- d_{G_1, G_2} : distancia entre los agrupamientos G_1 y G_2 .
- $d_{i,j}$: distancia entre los elementos i y j , el primero perteneciente al agrupamiento G_1 , y el segundo perteneciente al agrupamiento G_2 .
- n_i : cantidad de elementos del agrupamiento G_i .

A diferencia de los métodos descritos en la Ecuación 3.7, en la Ecuación 3.8, y en la Ecuación 3.9, el método Ward's minimum variance method no opera sobre la matriz de distancias. En este caso, el criterio para unir dos agrupamientos en cada etapa, considera, entre todos los posibles agrupamientos a realizar, aquel que minimiza la suma de distancias al cuadrado entre los elementos y los centroides de cada grupo, sumadas para todos los grupos resultantes. Es decir, se busca minimizar el valor del siguiente parámetro:

$$W = \sum_{g=1}^G \sum_{i=1}^{n_g} \|x_i - \bar{x}_g\|^2 \quad (3.10)$$

Donde:

- G : cantidad de grupos luego de una etapa de agrupamiento.
- n_g : cantidad de elementos de cada grupo, luego de una etapa de agrupamiento.

Una vez aplicadas las distintas metodologías de agrupamiento, sólo aquellos grupos compuestos por al menos el 5 % de los registros fueron tenidos en cuenta para el análisis posterior. Un procedimiento similar se siguió en D'Angelo et al. (2018). Por otra parte, y según se mencionó en la sección anterior, para la aplicación de la metodología de agrupamiento K-means, el número de grupos a formar debe ser definido de antemano. En este sentido, se definió la formación de un número de grupos igual al promedio de la cantidad de grupos, con más del 5 % de los registros, formados a partir de la aplicación de las cuatro metodologías de agrupamiento del tipo jerárquico-aglomerativo. Nuevamente, en el caso de la aplicación de la metodología K-means, sólo los grupos conformados por más del 5 % de los registros fueron considerados para el análisis posterior.

Una vez aplicadas todas las metodologías de agrupamiento, estas fueron evaluadas utilizando los tres métodos comparativos especificados en la sección anterior, con el objetivo de seleccionar la de mejor desempeño. En este sentido, se señala que estos métodos sólo fueron aplicados a las metodologías de agrupamiento que lograran formar al menos dos clusters constituidos por más del 5 % de los registros. En relación con lo anterior, para cada método comparativo se elaboró un ranking de metodologías de agrupamiento (la de mejor desempeño obtuvo un puntaje igual a 1). Seguidamente, para cada metodología de agrupamiento se calculó el promedio de las posiciones de ranking obtenidas para cada método comparativo, definiendo la metodología de agrupamiento de mejor desempeño como aquella que presentara el valor promedio más cercano a 1.

Finalmente, una vez seleccionada la metodología de agrupamiento de mejor desempeño, los registros contenidos en los dos clusters con mayor número de elementos fueron evaluados comparativamente, incluyendo análisis gráficos utilizando boxplots. En este sentido, se afirmó que un cluster presentó un mayor valor que el otro, para cierto parámetro, si dos condiciones fueron satisfechas: el valor promedio del parámetro fue superior; y la diferencia entre los registros pertenecientes a ambos clusters resultó ser estadísticamente significativa, de acuerdo con el test de hipótesis estadístico no paramétrico de Mann–Whitney.

En adición a lo anterior, además de aplicar la técnica estadística de análisis

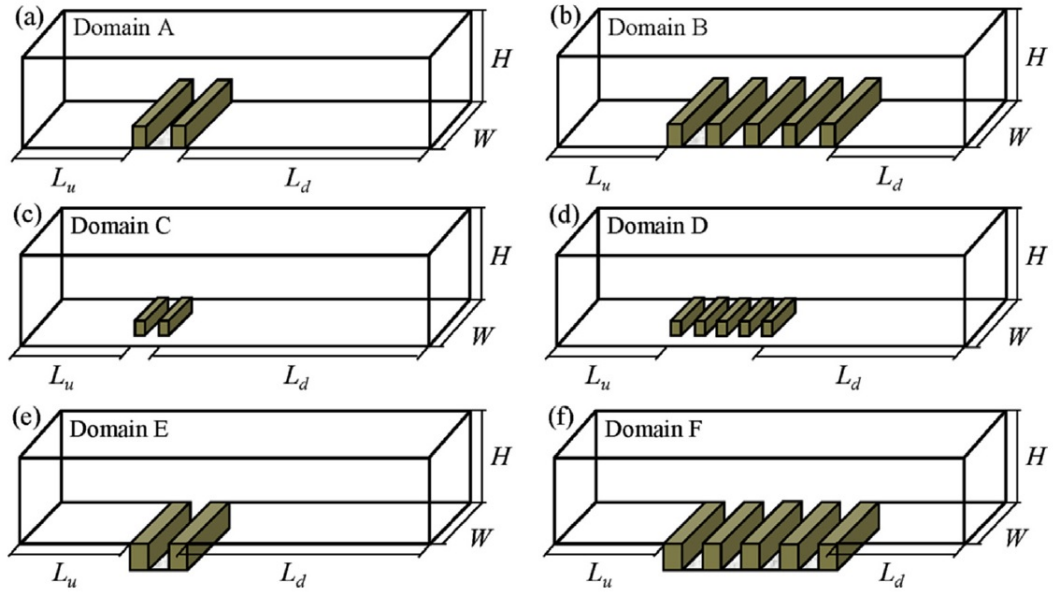


Figura 3.12: Dominios de cálculo genéricos utilizados en Ai y Mak (2017). Fuente: Ai y Mak (2017).

de clusters considerando todos los registros disponibles, esta técnica también se aplicó sobre nueve subconjuntos de datos, construidos de acuerdo con los terciles de las series de velocidad del viento y temperatura ambiente, con el objetivo de evaluar la influencia de estos parámetros meteorológicos en los resultados obtenidos (estos parámetros meteorológicos no fueron incluidos en los subconjuntos de datos). De acuerdo con lo anterior, se considera que si los resultados obtenidos a partir del análisis de clusters realizado considerando todos los registros se mantienen para los subconjuntos de datos, entonces los parámetros meteorológicos velocidad del viento y temperatura ambiente no inciden significativamente en ellos.

Por último, se informa que el procesamiento de los registros fue realizado utilizando el lenguaje de programación Python, en la interfaz Google Colaboratory, de acuerdo con el [Apéndice 4](#).

3.3. Simulación numérica

3.3.1. Introducción

En primer lugar, para la construcción del dominio de cálculo, se tomó como referencia el “Domain E” analizado en Ai y Mak (2017) (figura 3.12).

En el citado estudio, el flujo evaluado se consideró isoterma, y se tomó como situación base al “Domain B” pero compuesto por 7 cañones urbanos. Los resultados obtenidos mostraron que el flujo de viento en el cañón urbano central del dominio de cálculo (zona de análisis) fue diferente a los obtenidos en los cañones urbanos ubicados viento arriba. Por lo tanto, no se recomendó la utilización de un único cañón urbano dentro del dominio de cálculo. De todas maneras, se afirmó que utilizando el “Domain E”, compuesto por un único cañón urbano, pudieron reproducirse de manera satisfactoria los resultados obtenidos para el cañón urbano central del “Domain B”.

Luego, utilizando el “Domain E”, en Ai y Mak (2017) se evaluó el efecto en los resultados obtenidos de diferentes dimensiones del dominio de cálculo. Se encontró que la influencia en los resultados de la longitud viento abajo y de la altura del dominio sobre los edificios fue despreciable (se sugirió asignar el valor de la altura de los edificios a estos parámetros). Lo mismo se sugirió para la longitud viento arriba. Además de lo anterior, utilizando el “Domain E” con longitudes viento arriba, viento abajo y sobre los edificios iguales a la altura de los edificios, en Ai y Mak (2017) se evaluó el efecto en los resultados de la utilización de dos perfiles de velocidad del viento incidente diferentes: uniforme y logarítmico. Se llegó a la conclusión de que el uso de un perfil de velocidades de viento uniforme resultó razonable, en comparación con los resultados obtenidos mediante la aplicación del perfil logarítmico. En función de lo anterior, en el presente estudio se utilizará un perfil de velocidad del viento incidente uniforme, atendiendo a la simplificación que esta suposición significa, en el marco del armado y el desarrollo de las simulaciones numéricas, teniendo en cuenta que su utilización fue considerada razonable en Ai y Mak (2017). Por último, de acuerdo con el citado estudio, el “Domain E” también presentó buenos desempeños dentro del cañón urbano al variar la relación de aspecto de la calle bajo estudio.

Por otra parte, para la presentación gráfica de los resultados obtenidos a partir de las simulaciones numéricas se han tenido en cuenta diversas referencias internacionales. A modo de ejemplo, en Scungio et al. (2018) se evaluó el efecto de la velocidad del viento y de la geometría de los cañones urbanos en la exposición a UFP (mediante el cálculo de un índice vinculado al riesgo de contraer cáncer de pulmón, denominado ELCR¹³). En este sentido, se elaboraron y simularon un caso base y 8 escenarios ficticios alternativos, diseñados varian-

¹³Excess Lifetime Cancer Risk.

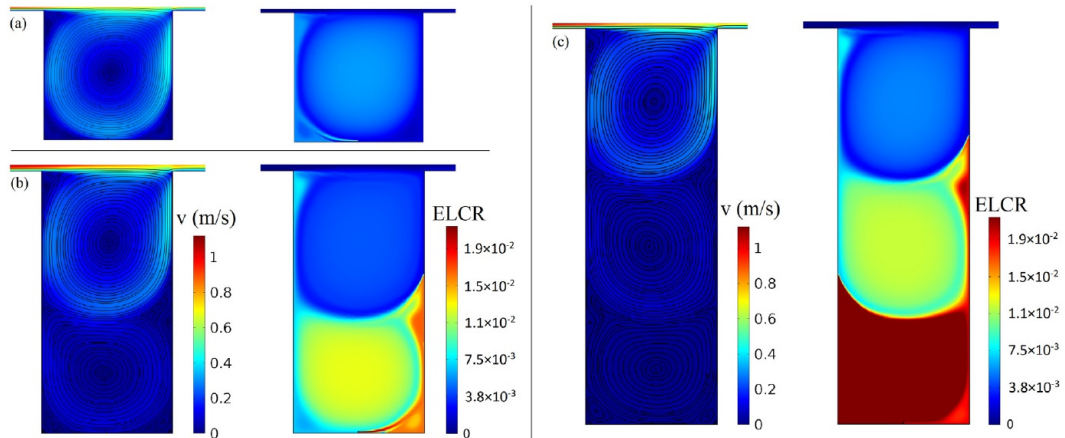


Figura 3.13: Flujo de aire y ELCR para a) $H/W = 1$ b) $H/W = 2$ y c) $H/W = 3$ para una velocidad del viento incidente igual a 1 m/s. Fuente: Scungio et al. (2018).

do la relación de aspecto del cañón urbano y la velocidad del viento incidente. En la figura 3.13 puede observarse el efecto en el flujo de viento dentro del cañón urbano y en la exposición, generado a partir del aumento de la relación de aspecto de la calle bajo estudio, de manera compacta. Por otra parte, en la figura 3.14 se muestra otro ejemplo de presentación gráfica de resultados, que también fue tomado como referencia.

En este estudio se consideró al $PM_{2.5}$ como un contaminante inerte, tomando como referencia el estudio reportado en Habilomatis y Chaloulakou (2015), en donde se consideró al contaminante UFP como una sustancia inerte. En estos casos, de acuerdo con Pantusheva et al. (2022), la concentración del contaminante atmosférico no afecta al flujo de viento.

3.3.2. Metodología de trabajo

Teniendo en cuenta los resultados de la campaña de monitoreo de exposición ambiental sobre ciclistas, presentados en el Capítulo 4, resultó de interés analizar en detalle el comportamiento de la calle Arenal Grande, mediante la realización de simulaciones numéricas en tres dimensiones. En particular, se centrará el análisis en las cuadras de Arenal Grande que, en promedio, presentaron las mayores concentraciones ambientales de $PM_{2.5}$.

En este sentido, se construirá primeramente un dominio de cálculo genérico cuyas dimensiones se corresponderán con el promedio de los parámetros geométricos de las cuadras bajo estudio (tabla 3.3). Este dominio se asemeja al denominado Urban street canyons en la figura 2.14.

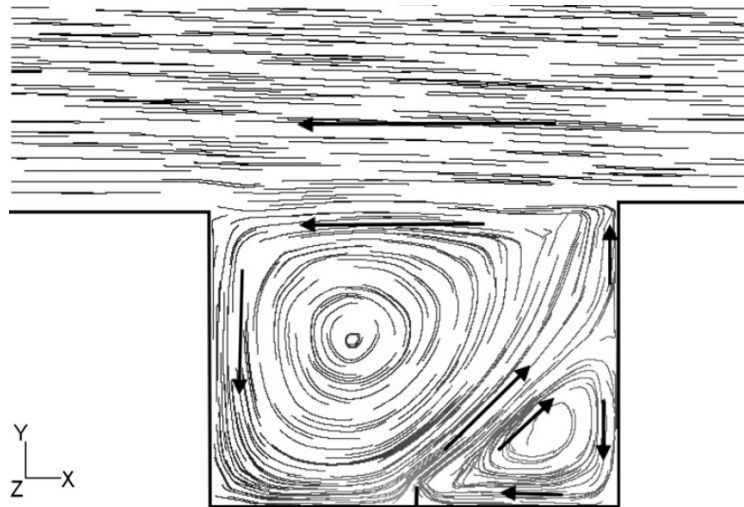


Figura 3.14: Otro ejemplo de presentación gráfica de resultados de simulaciones numéricas, para flujo de viento perpendicular al cañón urbano bajo estudio. Fuente: McNabola et al. (2009).

Tabla 3.3: Parámetros geométricos de las cuadras de Arenal Grande bajo estudio.

Desde	Hacia	B ⁽¹⁾	H ⁽²⁾	RA ⁽³⁾	L ⁽⁴⁾	HI ⁽⁵⁾	HD ⁽⁶⁾	HP ⁽⁷⁾
Miguelete	La Paz	13	7,7	0,6	130	103	95	99
La Paz	Galicia	13	5,7	0,4	102	107	91	99
Galicia	Cerro Largo	13	5,8	0,4	65	104	90	97
Cerro Largo	Paysandú	13	7,1	0,5	106	113	88	101
Paysandú	Av. Uruguay	13	6,8	0,5	113	123	77	100
Av. Uruguay	Mercedes	13	16	1,2	152	124	92	108
Mercedes	Colonia	13	11,8	0,9	69	119	106	113
	Promedio	13	8,7	0,7	105			102

⁽¹⁾ Ancho de calle (m); ⁽²⁾ Altura de edificios promedio (m); ⁽³⁾ Relación de aspecto; ⁽⁴⁾ Largo de calle (m); ⁽⁵⁾ Ancho de manzana a la izquierda de la cuadra (m); ⁽⁶⁾ Ancho de manzana a la derecha de la cuadra (m); ⁽⁷⁾ Ancho de manzana promedio (m).

En función de lo anterior, se construirá un dominio genérico (*BASE*) formado por cuatro cuadras de 13 m de ancho cada una, 53 m de largo para las calles sur-norte, y 51 m de largo para las calles oeste-este (se considera la mitad del largo de las calles y se aplican condiciones de borde periódicas). En este sentido, las cuatro cuadras se unirán en una intersección central. Por otra parte, se establecerá una altura de edificios uniforme igual a 8,8 m¹⁴ (lo que dará lugar a una relación de aspecto igual a 0,7). Por último, se considerará un

¹⁴Se corrige levemente el valor promedio de la altura de los edificios, para que sea múltiplo de la longitud de una celda, en la zona de estudio de detalle (0,2 m).

ancho de manzana igual a 51 m (se considera la mitad del ancho de manzana promedio y se aplican condiciones de borde periódicas). El establecimiento de condiciones de borde periódicas permite el desarrollo de un perfil de velocidad del viento variable en altura. Además de lo anterior, se construirán dos dominios genéricos adicionales. Estos dominios adicionales presentarán únicamente variaciones en la altura de los edificios. En este sentido, el primero de ellos (*RA1*) presentará una altura de edificios uniforme igual a 15,6 m (correspondiente a la máxima relación de aspecto calculada, igual a 1,2). Por otra parte, el segundo dominio genérico adicional (*RA2*) presentará una altura de edificios uniforme igual a 31,2 m (correspondiente al doble de la máxima relación de aspecto calculada, igual a 2,4).

La grilla de cálculo del dominio genérico *BASE* se construyó a partir de la unión de 32 bloques de cálculo disjuntos. Cada bloque de cálculo fue asignado a una región de cálculo diferente, de forma tal de permitir la implementación del cálculo en paralelo prevista en el modelo *caffa3d.MBRi*. En cada una de las grillas de cálculo evaluadas, la forma del dominio es una “caja” cuyas dimensiones varían para cada grilla. Los bloques de cálculo utilizados fueron divididos en tres familias de bloques genéricas, denominadas zonas. Luego, la grilla se construyó a partir de la utilización de un determinado número de cada una de las zonas, cuyas características se resumen a continuación:

- Zona de Calles: esta zona se representó geoméricamente utilizando cuatro bloques con la siguiente estructura vertical: el primero de ellos se extendió entre la superficie del terreno y la altura de los edificios, el segundo entre el final del bloque anterior y una altura de 2 m por encima de los edificios, el tercero comenzó al final del segundo y presentó una altura total de 3 m, y el cuarto bloque se apoyó sobre el tercero y tuvo una altura total de 3,8 m. En cuanto a las restantes dimensiones, los bloques de cálculo de esta zona abarcaron la totalidad del ancho (13 m) y del largo de las calles representadas. En la figura 3.15 se aprecia un ejemplo de este tipo de zona.
- Zona de Edificios: esta zona hace referencia a la representación geométrica del aire existente sobre los edificios. Para esto se utilizaron tres bloques de cálculo con estructuras verticales análogas a las utilizadas en los bloques segundo, tercero y cuarto de la Zona de Calles. En cuanto a las

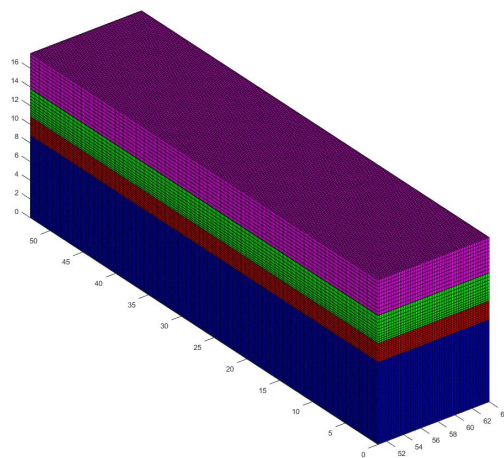


Figura 3.15: Ejemplo de conjunto de bloques perteneciente a la Zona de Calles.
Fuente: elaboración propia.

restantes dimensiones, estos bloques cubrieron de forma íntegra el espacio ocupado por los edificios (53 m de largo y 51 m de ancho cada uno). En la figura 3.16 se aprecia un ejemplo de este tipo de zona.

- **Zona de Intersección:** esta zona hace referencia a la representación geométrica de la intersección de las cuatro cuadras bajo estudio. Su modelado presenta la misma estructura vertical de 4 bloques utilizada en la zona de calles; estos bloques presentan diferentes dimensiones en el plano horizontal (13 m de ancho y 13 m de largo). En la figura 3.17 se aprecia un ejemplo de este tipo de zona.

Luego, la grilla de cálculo completa para el dominio de cálculo *BASE* se construyó considerando cuatro conjuntos de bloques de la Zona de Calles (adaptando el largo de calle según corresponda), cuatro de la Zona de Edificios y uno de la Zona de Intersección (32 bloques en total). En la figura 3.18 se presenta una imagen de la grilla de cálculo completa.

Las dimensiones de las celdas de cálculo se mantienen constantes en el plano horizontal (0,2 m de ancho y 0,2 m de largo) pero presentan variaciones en la dirección vertical según se muestra en la tabla 3.4, en función del código de colores presentado en la figura 3.17.

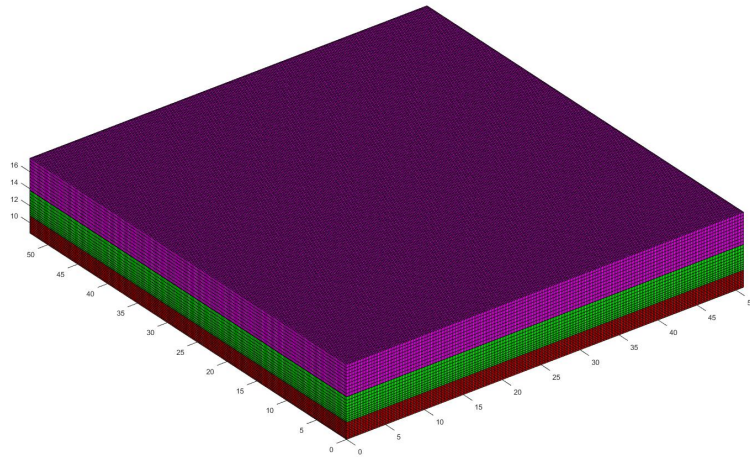


Figura 3.16: Ejemplo de conjunto de bloques perteneciente a la Zona de Edificios. Fuente: elaboración propia.

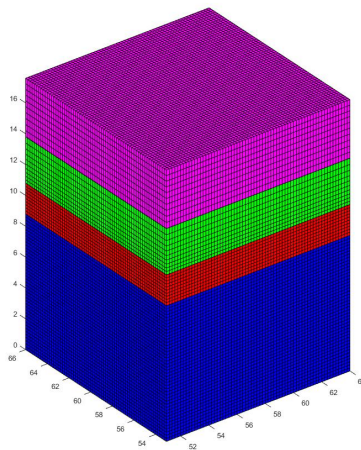


Figura 3.17: Ejemplo de conjunto de bloques perteneciente a la Zona de Intersección. Fuente: elaboración propia.

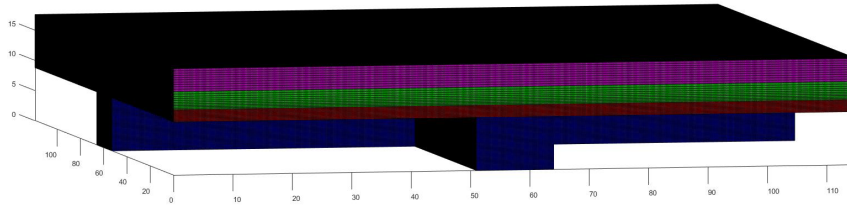


Figura 3.18: Grilla de cálculo del dominio genérico *BASE*. Fuente: elaboración propia.

Tabla 3.4: Dimensiones verticales de las celdas para distintos bloques de cálculo.

Color del bloque	N° Celdas ⁽¹⁾	H 1 ^{er} Celda ⁽²⁾	FE ⁽³⁾
Azul	44	0,20	1,0
Rojo	10	0,20	1,0
Verde	10	0,21	1,1
Magenta	10	0,40	1,0

⁽¹⁾ Cantidad de celdas en vertical; ⁽²⁾ Altura de la primer celda (m); ⁽³⁾ Factor de Expansión: representa el aumento sucesivo del tamaño de las celdas en la dirección vertical (a modo de ejemplo, la dimensión de la 1^{er} celda del bloque verde es igual al tamaño de las celdas del bloque rojo multiplicado por su factor de expansión).

En relación con lo anterior, para el armado de los dominios de cálculo alternativos (*RA1* y *RA2*), la estrategia implementada consistió en el agregado de nuevos bloques de cálculo por encima y por debajo del dominio de cálculo *BASE*, de forma tal de incrementar la altura de los edificios por un lado y, por el otro, simular una mayor altura de aire por sobre los edificios (igual a la altura de edificios presente). Este proceso se ilustra en las figuras 3.19 y 3.20.

Las dimensiones de las celdas de cálculo incorporadas se mantuvieron constantes en el plano horizontal (0,2 m de ancho y 0,2 m de largo) pero presentaron variaciones en la dirección vertical para los bloques colocados en el extremo superior de los dominios, en el caso de los dominios de cálculo *RA1* y *RA2* (tabla 3.5).

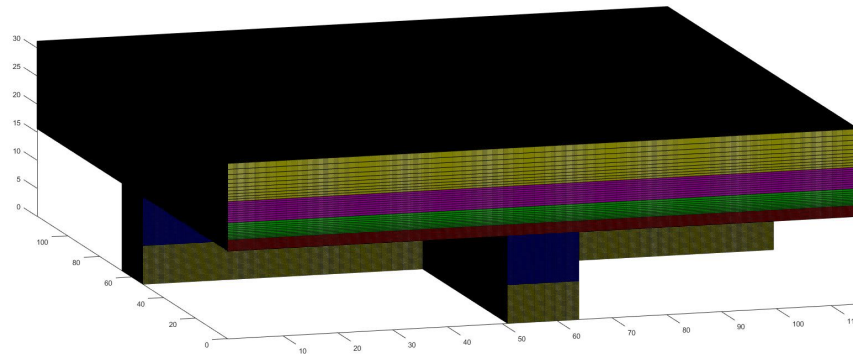


Figura 3.19: Construcción del dominio de cálculo *RA1* a partir del dominio de cálculo *BASE*. En color amarillo se muestran los nuevos bloques de cálculo construidos (en total se agregaron 14 bloques de cálculo con respecto al dominio de cálculo *BASE*). Fuente: elaboración propia.

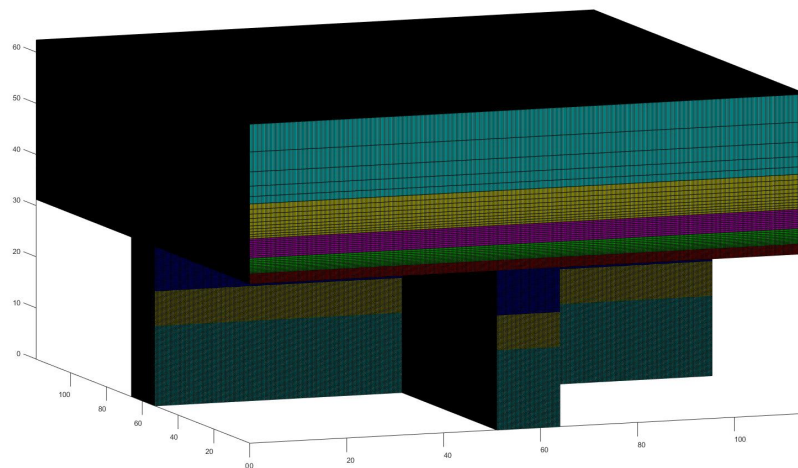


Figura 3.20: Construcción del dominio de cálculo *RA2* a partir del dominio de cálculo *RA1*. En color cian se muestran los nuevos bloques de cálculo construidos (en total se agregaron 14 bloques de cálculo con respecto al dominio de cálculo *RA1*). Fuente: elaboración propia.

Tabla 3.5: Dimensiones verticales de las celdas para los bloques de cálculo superiores de los escenarios alternativos de altura de edificios.

Color del bloque	Nº Celdas ⁽¹⁾	H 1 ^{er} Celda ⁽²⁾	FE ⁽³⁾
Amarillo	10	0,40	1,1
Cian	5	1,46	1,4

⁽¹⁾ Cantidad de celdas en vertical; ⁽²⁾ Altura de la primer celda (m); ⁽³⁾ Factor de Expansión.

Por otra parte, se señala en este punto que el modelo utilizado es no estacionario, y que este emplea un modelo de turbulencia de grandes vórtices (LES: Large Eddy Simulation). Por otro lado, con respecto a las condiciones de borde, se asigna una condición de entrada de flujo periódica en la frontera oeste de los dominios de cálculo. Además, se asigna una condición de salida de flujo periódica en la frontera este de los dominios de cálculo. En este sentido, el flujo saliente por la frontera este vuelve a entrar al dominio por la frontera oeste. Por otro lado, en las fronteras superior, inferior y norte de los dominios se asigna una condición de borde de simetría. Por último, a la frontera sur de los dominios se le asigna una condición de borde de pared isoterma. Esta condición de borde también se utiliza para representar a los edificios. Con respecto a las condiciones iniciales utilizadas en el marco de las simulaciones numéricas realizadas, se informa que se emplearon las siguientes características del aire (valores a 15 °C):

- Densidad: $\rho = 1,225 \text{ kg/m}^3$.
- Viscosidad cinemática: $\nu = 1,50 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$.
- Número de Prandtl: $Pr = 0,70$.

En estas simulaciones se considera que el fluido es isoterma y se desprecian los efectos de expansión térmica. En función de lo anterior, en las simulaciones realizadas se supone un estado de atmósfera neutra. Como antecedente similar, se menciona que en Kwak et al. (2018) se consideró atmósfera isoterma durante las simulaciones numéricas realizadas, debido a que se registró una baja temperatura del aire (entre 7 °C y 17 °C), y baja o nula luz natural durante el período analizado.

Por otro lado, y con el objetivo de incluir la fuente emisora en el dominio de cálculo, se trabajó sobre el módulo denominado User Inner Routines del modelo `caffa3d.MBRi`¹⁵. En particular, se realizaron modificaciones en la

¹⁵UserInnerRoutines.12.9201.vei200.F90.

subrutina de cálculo denominada ComputeFiSources, destinada al cómputo de fuentes escalares. En este sentido, en primer lugar, las mencionadas modificaciones implicaron la definición de seis parámetros de valor constante. Tres de estos seis parámetros están enfocados en definir la ubicación de la fuente emisora: posición de la fuente emisora en la dirección transversal a la calle (X_{sp}), posición de la fuente emisora en altura (Y_{sp}) y radio de emisión (R_{sp}). A partir de la definición de estos parámetros se crea una franja emisora que recorre el cañón urbano bajo estudio en forma longitudinal. En este sentido, utilizando estos primeros tres parámetros, el modelo determina los puntos del espacio pertenecientes a la fuente emisora, y aplica en ellos el siguiente término fuente:

$$g(P, t) = \rho.(C_{ref} - \alpha.C(P, t)).V.\beta \quad (3.11)$$

Donde:

- $g(P, t)$: término fuente aplicado (kg cont/s).
- ρ : cuarto parámetro definido, representa a la densidad del aire (1,225 kg/m³).
- C_{ref} : emisión de referencia por unidad de masa de aire (kg cont/kg aire/s).
- $C(P, t)$: emisión de contaminante por unidad de masa de aire (kg cont/kg aire/s).
- α : quinto parámetro definido (adimensionado). Representa la importancia de la emisión actual de contaminante de la franja emisora en la cantidad de contaminante inyectada.
- V : volumen de la celda emisora (0,008 m³).
- β : sexto parámetro definido (adimensionado). Representa la distribución temporal de la inyección de contaminante.

En el marco de las simulaciones numéricas realizadas, los mencionados parámetros tomaron los valores que se muestran en la tabla 3.6. En este punto se destaca que, con el objetivo de representar las emisiones de los ómnibus, cuyo escape está ubicado en altura, se han dispuesto en el dominio de cálculo dos fuentes emisoras diferentes. Las características de estas fuentes son idénticas a menos del valor del parámetro Y_{sp} : este vale 0 m para la fuente emisora superficial y 2,5 m para la fuente emisora ubicada en altura. Durante las simu-

laciones numéricas realizadas, las únicas emisiones atmosféricas consideradas son las de origen vehicular, representadas como fuentes lineales.

Tabla 3.6: Valores de los parámetros definidos para el cómputo de las fuentes emisoras utilizados en las simulaciones numéricas realizadas.

Parámetro	Valor
X_{sp}	57,5 m
Y_{sp}	0 m y 2,5 m
R_{sp}	1 m
α	0
β	1
ρ	1,225 kg/m ³

Además de lo anterior, se destaca que el parámetro denominado C_{ref} se ha definido con valor unitario. En este sentido, el campo de concentraciones del contaminante deberá ser multiplicado por el siguiente factor de escala adimensionado una vez la simulación haya culminado, para obtener los valores simulados de concentración ambiental de PM_{2,5}:

$$ESC = \frac{FE.LC.FV}{C_{ref}.NC.V.\rho} \quad (3.12)$$

Donde:

- ESC : factor de escala adimensionado.
- FE : factor de emisión de PM_{2,5} (kg PM_{2,5}/km/veh).
- LC : longitud de la franja emisora (km).
- FV : flujo vehicular (veh/s).
- NC : número de celdas emisoras.

En relación con lo anterior, el resultado obtenido luego de la aplicación del factor de escala se multiplicó por la densidad del aire, de forma tal de obtener la concentración de PM_{2,5} expresada en términos de masa de contaminante atmosférico por unidad de volumen de aire.

Como consecuencia de la estimación de emisiones superficiales y en altura, deberá calcularse un factor de escala diferente para cada situación. La principal dificultad en el cálculo de los mencionados factores de escala radica en la determinación del factor de emisión, debido a que este factor deberá representar al conjunto de las emisiones vehiculares generadas dentro del cañón urbano por los distintos tipos de vehículos.

En este sentido, en primer lugar, se recurrió a los factores de emisión de $PM_{2,5}$ presentes en Cataldo et al. (2019) para cinco categorías vehiculares diferentes: autos, camionetas, taxis y remises a gasolina; motos a gasolina; autos, camionetas, taxis y remises a gasoil; ómnibus a gasoil y camiones a gasoil. Estos factores de emisión se encuentran discriminados por norma de control de emisiones.

Luego, utilizando información contenida en Cataldo et al. (2019) e información correspondiente al año 2014 extraída de una presentación realizada por la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA)¹⁶, se obtuvo la flota de vehículos del Departamento de Montevideo discriminada por categoría vehicular y por norma de control de emisiones.

A partir de lo anterior, se calcularon factores de emisión promedio de $PM_{2,5}$ para cada categoría vehicular en función de las normas de control de emisiones existentes:

$$\overline{FEPM25}_i = \frac{\sum_{j=1}^{j=N} Flota_{i,j} \cdot FEPM25_{i,j}}{\sum_{j=1}^{j=N} Flota_{i,j}} \quad (3.13)$$

Donde:

- $\overline{FEPM25}_i$: factor de emisión promedio de $PM_{2,5}$ para la categoría vehicular i , considerando las distintas normas de control de emisiones existentes.
- $Flota_{i,j}$: flota vehicular del Departamento de Montevideo, correspondiente a la categoría vehicular i , y a la norma de control de emisiones j .
- $FEPM25_{i,j}$: factor de emisión de $PM_{2,5}$, correspondiente a la categoría vehicular i , y a la norma de control de emisiones j .

Finalmente, y a partir de la campaña de conteo vehicular manual realizada en la zona de estudio, se estimó el factor de emisión promedio para el cañón urbano bajo estudio, a partir de la siguiente expresión:

¹⁶Incorporación de Filtros de Partículas Diésel en Transporte Urbano. Proyecto piloto. Presentación realizada en 2019.

$$FE = \frac{\sum_{i=1}^{i=N} FV_i \cdot \overline{FEPM25}_i}{\sum_{i=1}^{i=N} FV_i} \quad (3.14)$$

Donde:

- FE : factor de emisión promedio de $PM_{2,5}$, agrupando las distintas categorías vehiculares.
- FV_i : flujo vehicular para la categoría vehicular i (veh/h).

Por último, teniendo en cuenta la imposibilidad de registrar el tipo de combustible consumido por autos y camionetas, durante la campaña de conteo vehicular manual llevada a cabo, se calcularon, para esta categoría vehicular, factores de emisión promedio, a partir de los factores de emisión promedio determinados para cada tipo de combustible consumido por estos vehículos, considerando las diferentes normas de control de emisiones existentes:

$$\overline{FEPM25}_i = \frac{\sum_{m=1}^{m=N} Flota_{i,m} \cdot \overline{FEPM25}_{i,m}}{\sum_{m=1}^{m=N} Flota_{i,m}} \quad (3.15)$$

Donde:

- $\overline{FEPM25}_i$: factor de emisión promedio de $PM_{2,5}$ para la categoría vehicular i , considerando las distintas normas de control de emisiones existentes, y los diferentes tipos de combustible m consumidos.
- $Flota_{i,m}$: flota vehicular para la categoría vehicular i , y para el combustible m .
- $\overline{FEPM25}_{i,m}$: factor de emisión promedio de $PM_{2,5}$ para la categoría vehicular i , y para el tipo de combustible m , considerando las diferentes normas de control de emisiones existentes.

En este punto se destaca que la utilización del factor de escala presentado en la [Ecuación 3.12](#), permite la evaluación del efecto en las concentraciones ambientales de cierto contaminante atmosférico generado por distintos escenarios de emisión sin modificar los patrones de dispersión, es decir, efectuando una única simulación numérica. Esto último genera un ahorro en el tiempo de

cómputo, ya que a partir de una única simulación pueden evaluarse distintos escenarios de emisiones. Por último, se señala que en las presentes simulaciones se supondrá la existencia de emisiones vehiculares solamente en las cuadras que presentan un flujo de viento incidente perpendicular a su desarrollo longitudinal. En este sentido, en estas cuadras se analizará la dispersión atmosférica de las emisiones vehiculares, mientras que las cuadras que experimentan un flujo de viento paralelo a su desarrollo longitudinal serán utilizadas para evaluar el efecto de la intersección de calles en la dispersión atmosférica de contaminantes.

Específicamente, para cada dominio genérico se realizarán seis simulaciones numéricas, correspondientes a tres valores de velocidad del viento incidente diferentes (*WSBASE*, *WS1* y *WS2*) considerando emisiones atmosféricas en superficie y en altura¹⁷.

En este sentido, en primer lugar, se definirán los tres valores de velocidad del viento incidente a utilizar. Para esto, considerando las cuadras de Arenal Grande bajo análisis, se conservan las mediciones realizadas durante todos los recorridos en bicicleta (31), correspondientes con una dirección de viento perpendicular a la zona de estudio. En este sentido, se admite un margen de tolerancia de $\pm 25^\circ$, con respecto a la dirección de viento perpendicular (42°), de forma similar a lo reportado en Oke (1988), para evitar contar con escasos registros. En función de lo anterior, se cuenta con 30 registros para el análisis, que contienen valores promedio por cuadra de diversas variables para la zona de estudio. Tal cual se mencionó anteriormente, el análisis de los resultados de las simulaciones numéricas se centrará en una de las cuadras que experimentan un flujo de viento incidente perpendicular a su desarrollo longitudinal. En relación con lo anterior, los cañones urbanos que presentan un flujo de viento incidente paralelo a su desarrollo longitudinal serán utilizados para evaluar el efecto de la intersección de calles en los niveles ambientales de $PM_{2,5}$.

Seguidamente, utilizando los registros seleccionados se calculan parámetros de interés para las variables bajo análisis, cuyos valores se muestran en la tabla 3.7.

¹⁷Los resultados correspondientes a emisiones superficiales y en altura se presentarán de forma conjunta.

Tabla 3.7: Parámetros de interés para las variables analizadas en la zona de estudio.

Variable	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	P25 ⁽¹⁾	P75 ⁽²⁾
Vel (m/s) ⁽³⁾	4,5	4,4	2,7	7,1	3,9	4,9
V (L/min) ⁽⁴⁾	54,5	54,2	33,3	81,6	45,0	60,4
C (µg/m ³) ⁽⁵⁾	54,2	44,2	9,3	184,3	20,7	64,9
WS (m/s) ⁽⁶⁾	2,2	2,0	0,9	3,5	1,8	2,3
FV (veh/min) ⁽⁷⁾	7	7	4	10	6	8

(¹) Percentil 25; (²) Percentil 75; (³) Velocidad del ciclista; (⁴) Tasa de ventilación corporal del ciclista; (⁵) Concentración de PM_{2,5}; (⁶) Velocidad del viento; (⁷) Flujo vehicular total.

En función de lo anterior, se considerará a la velocidad del viento mediana como *WSBASE* (1,95 m/s), al percentil 25 de la serie de velocidad del viento como *WS1* (1,78 m/s), y al percentil 75 de la serie de velocidad del viento como *WS2* (2,31 m/s).

Además de lo anterior, se analizará el efecto en las concentraciones ambientales de PM_{2,5}, para cada dominio genérico y velocidad del viento, generado por cambios en el flujo vehicular. Para esto, será necesario considerar la composición promedio del flujo vehicular motorizado registrada en Arenal Grande, a partir de la campaña de conteo manual de flujo vehicular:

- Autos y camionetas: 75,0 %.
- Camiones: 4,3 %.
- Ómnibus: 15,3 %.
- Motos: 5,4 %.

En función de lo anterior, y asumiendo que el 100 % de los ómnibus emiten en altura¹⁸, se elabora un escenario base de flujo vehicular (*BASE*), correspondiente a la mediana de los valores de flujo vehicular total registrados en la zona de estudio. Seguidamente, y a partir de este escenario base, se elaboran seis escenarios alternativos:

- Flujo vehicular de la categoría autos y camionetas: escenarios alternativos *F1*, *F2* y *F3*, correspondientes a un porcentaje de reducción del flujo vehicular de la mencionada categoría igual a 5 %, 15 % y 25 % respectivamente. Se asume que esta reducción del flujo vehicular se compensa con la incorporación de unidades eléctricas o con un aumento del transporte activo.

¹⁸Las líneas de ómnibus que pasan por la zona de estudio son: 17, 128, 137, 147, 148, 150, 156, 157, 158, 175, 370, 396, 409, 505, G, 79 y 199.

- Incorporación de ómnibus eléctricos: escenarios alternativos *E1*, *E2* y *E3*, correspondientes a un porcentaje de sustitución de ómnibus a gasoil por ómnibus eléctricos igual a 5 % (81 unidades), 15 % (242 unidades) y 25 % (404 unidades) respectivamente. Se destaca en este punto que no se modificó el factor de emisión promedio ponderado de la flota de ómnibus emisora remanente. Es decir, se asumió que el recambio de flota se realizó de forma equitativa entre las unidades que cumplen con distintas normas de control de emisiones.

Todos los escenarios de reducción de emisiones serán simulados bajo las mismas condiciones que las experimentadas en la situación de base. En términos prácticos, los distintos escenarios producirán modificaciones en los factores de escala adimensionados a utilizar. Lo anterior permite la evaluación del efecto en la calidad del aire de variaciones realizadas únicamente sobre la emisión de contaminantes atmosféricos, de forma tal de comprender su importancia sin que existan otros factores del entorno que pudieran incidir en los resultados obtenidos (por ejemplo un cambio en la velocidad del viento incidente).

En resumen, en la tabla 3.8 se muestran los parámetros de cálculo utilizados, para los distintos escenarios de emisiones atmosféricas evaluados.

Tabla 3.8: Parámetros de cálculo utilizados en los distintos escenarios de emisiones atmosféricas evaluados.

Escenario	BASE	F1	F2	F3	E1	E2	E3
AyC (veh/h) ⁽¹⁾	315	299	268	236	315	315	315
C (veh/h) ⁽²⁾	18	18	18	18	18	18	18
O (veh/h) ⁽³⁾	64	64	64	64	61	54	48
M (veh/h) ⁽⁴⁾	23	23	23	23	23	23	23
FES (g PM _{2,5} /km/veh) ⁽⁵⁾	0,014	0,015	0,016	0,017	0,014	0,014	0,014
FEA (g PM _{2,5} /km/veh) ⁽⁶⁾	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37
LC (km) ⁽⁷⁾	0,053	0,053	0,053	0,053	0,053	0,053	0,053
FVS (veh/s) ⁽⁸⁾	0,099	0,094	0,086	0,077	0,099	0,099	0,099
FVA (veh/s) ⁽⁹⁾	0,018	0,018	0,018	0,018	0,017	0,015	0,013
NCS ⁽¹⁰⁾	12864	12864	12864	12864	12864	12864	12864
NCA ⁽¹¹⁾	20491	20491	20491	20491	20491	20491	20491
C _{ref} (kg cont/kg aire/s) ⁽¹²⁾	1	1	1	1	1	1	1

⁽¹⁾ Autos y camionetas (gasolina y gasoil); ⁽²⁾ Camiones; ⁽³⁾ Ómnibus (gasoil); ⁽⁴⁾ Motos; ⁽⁵⁾ Factor de emisión superficial; ⁽⁶⁾ Factor de emisión en altura; ⁽⁷⁾ Longitud de la calle; ⁽⁸⁾ Flujo vehicular con emisiones atmosféricas superficiales; ⁽⁹⁾ Flujo vehicular con emisiones atmosféricas en altura; ⁽¹⁰⁾ Número de celdas emisoras superficiales; ⁽¹¹⁾ Número de celdas emisoras en altura; ⁽¹²⁾ Concentración de contaminante de referencia.

Cabe destacar que, en DNE-MIEM (2018) se plantean diversas políticas de eficiencia energética a aplicar en el país, entre las que se incluyen la promoción de tecnologías más eficientes, haciendo referencia explícita a la incorporación de automóviles eléctricos, como una de las posibles medidas a tomar. Específicamente, las políticas de eficiencia más ambiciosas que se plantean estiman una reducción de 99,99 % a 92,80 % para la participación porcentual de automóviles y camionetas a gasolina y a gasoil, dentro de la flota total de automóviles y camionetas, entre los años 2015 y 2035. Por otra parte, según DNE-MIEM (2018), estas políticas estiman como máximo un aumento de 0,00 % a 30,02 % para la participación porcentual de ómnibus eléctricos, dentro de la flota total de ómnibus de Montevideo, entre los años 2015 y 2035. Se entiende que los escenarios definidos en el presente trabajo se encuentran en línea con este estudio prospectivo oficial.

Además de lo anterior, para cada escenario se calcularán las dosis potenciales de $PM_{2,5}$ inhaladas por ciclistas en la zona de estudio, suponiendo dos trayectos diferentes: trayecto viento arriba (leeward) y viento abajo (windward). Para estos cálculos, se utilizarán la velocidad y la tasa de ventilación corporal del ciclista medianas registradas en la zona de estudio:

$$\bar{D} = \frac{\bar{C}.V.LC}{Vel} \quad (3.16)$$

Donde:

- \bar{D} : dosis potencial promedio de $PM_{2,5}$ inhalada por un ciclista dentro del cañón urbano bajo estudio (μg).
- \bar{C} : concentración promedio de $PM_{2,5}$ a lo largo de la ruta ciclista de interés ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).
- V : tasa de ventilación corporal del ciclista (m^3/min).
- Vel : velocidad del ciclista (m/min).
- LC : longitud de la calle (m).

Por otra parte, con respecto a la convergencia de la solución numérica, en primer lugar se menciona que el modelo realiza 5 iteraciones dentro de cada paso temporal antes de pasar al siguiente. En este sentido, se señala que se realizará un ejercicio de verificación de las simulaciones numéricas efectuadas, aumentando este número de iteraciones de 5 a 20, para los dominios de cálculo *BASE* y *RA1*, y para la velocidad del viento *WSBASE*. Además de lo anterior,

se realizará un ejercicio adicional de verificación de las simulaciones, aumentando un 25% la cantidad de celdas de cálculo en cada dirección para cada bloque, considerando el dominio de cálculo *BASE* y la velocidad del viento *WSBASE*.

Por otro lado, se realizó un análisis del comportamiento de la solución obtenida durante las simulaciones, detallado en el [Apéndice 7](#), a partir del cual se concluyó que la solución obtenida alcanzó un estado estacionario para la cuarta hora de simulación, considerando las concentraciones del contaminante calculadas. En consecuencia, se realizaron simulaciones de cuatro horas de duración (con un paso temporal igual a 1 segundo), calculando resultados cada 10 minutos (24 salidas por corrida), y se promediaron los resultados obtenidos para la cuarta hora de simulación, para la realización de los análisis presentados en el [Capítulo 4](#).

Capítulo 4

Resultados y discusión

4.1. Monitoreo ambiental

4.1.1. Rutas de monitoreo

En primer lugar, y de acuerdo con la metodología descrita en el [Capítulo 3](#), se definieron dos rutas de monitoreo ambiental en la ciudad de Montevideo. En este sentido, en la [figura 4.1](#) se muestran las rutas de monitoreo definidas.

Según se aprecia en la [figura 4.1](#), la Ruta N°1 es un circuito cerrado en el centro de la ciudad, de 5,9 km de longitud, mientras que la Ruta N°2 cubre un segmento norte-sur de Bulevar Artigas, de 5,7 km de longitud. En este sentido, en la [figura 4.2](#) se muestran fotografías de las rutas de monitoreo definidas.

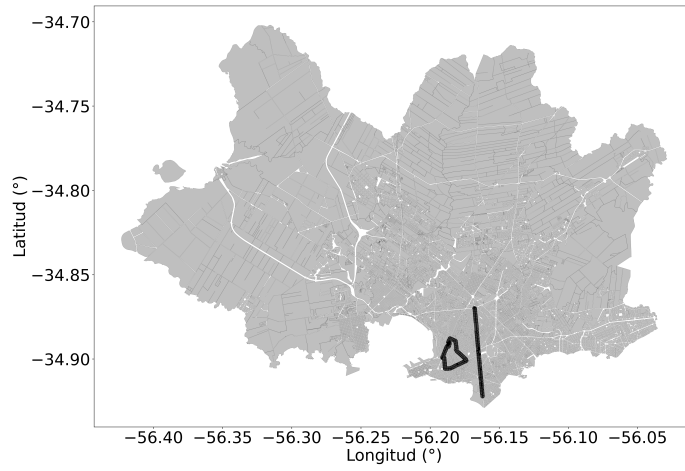
Además, las rutas seleccionadas están en concordancia con los destinos más frecuentes de los viajes en Montevideo para días hábiles (considerando todos los medios de transporte), según la Encuesta de Movilidad del Área Metropolitana de Montevideo, de 2016¹.

4.1.2. Entorno urbano

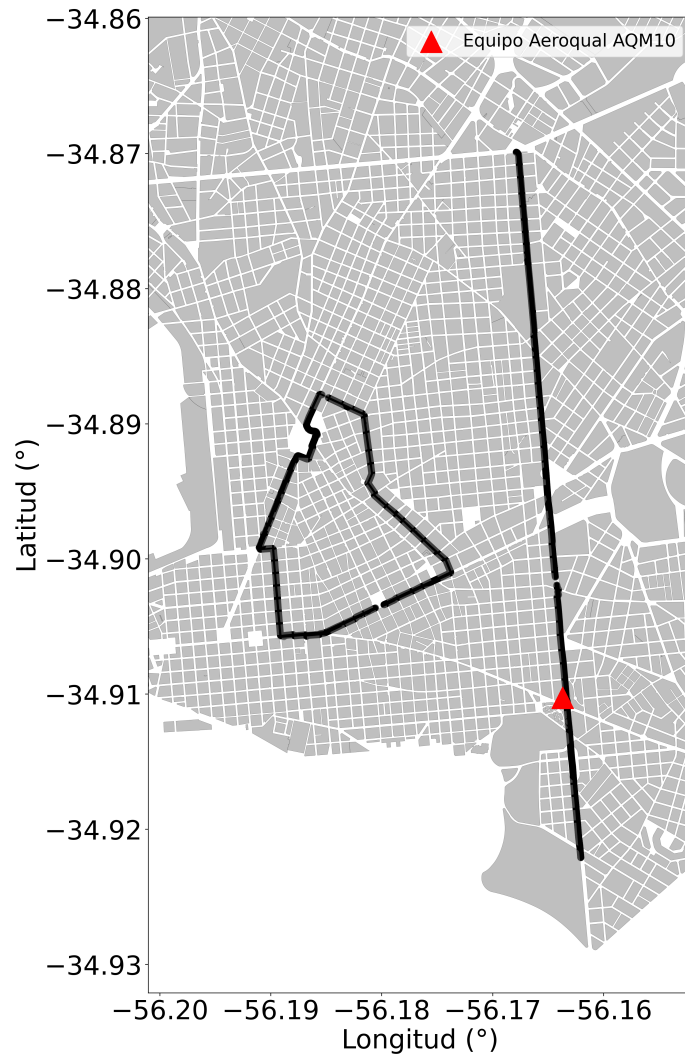
En primer lugar, con respecto a la caracterización del flujo vehicular en la zona de estudio, en la [figura 4.3](#) se presenta la ubicación de las cámaras de registro de flujo vehicular total, y de los puntos de conteo vehicular manual definidos en el presente estudio.

En este sentido, con respecto a la campaña manual de relevamiento del flujo vehicular en la zona de estudio, se informa en primer lugar que se realizaron 45

¹Total de viajes por zona geográfica de origen y de destino, desagregado por municipios.



(a) Ubicación de las rutas en Montevideo



(b) Rutas de monitoreo

Figura 4.1: Rutas de monitoreo definidas (izquierda: Ruta N°1; derecha: Ruta N°2). Se indica la ubicación del equipo Aeroqual AQM10. Fuente: elaboración propia.



Figura 4.2: Imágenes descriptivas de las rutas de monitoreo. a) Ruta N°1 (sitio de conteo vehicular C1 en la figura 4.3); b) Ruta N°1 (sitio de conteo vehicular C4 en la figura 4.3); c) Ruta N°2 (sitio de conteo vehicular B1 en la figura 4.3); d) Ruta N°2 (sitio de conteo vehicular B5 en la figura 4.3). Fuente: elaboración propia.

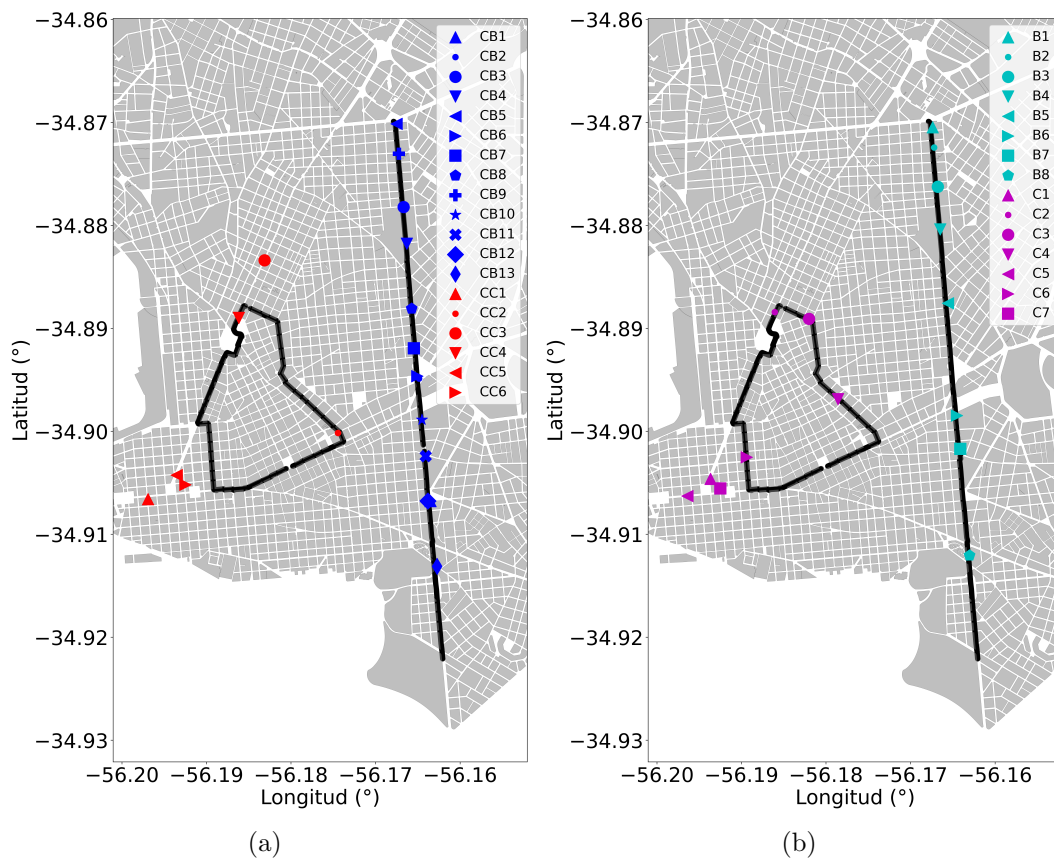


Figura 4.3: Evaluación del flujo vehicular en la zona de estudio. a) Cámaras de registro de flujo vehicular total; b) Sitios de conteo manual de flujo vehicular. Fuente: elaboración propia.

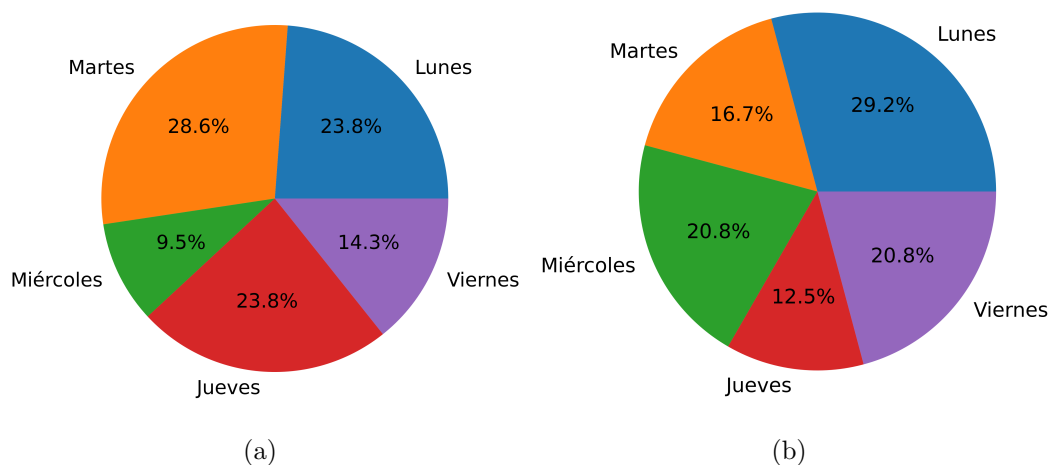


Figura 4.4: Distribución de conteos vehiculares entre los días de la semana. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.

conteos manuales de flujo vehicular, de acuerdo con la metodología detallada en el [Capítulo 3](#). Estos conteos fueron efectuados entre el 03/08/2020 y el 15/06/2021. De acuerdo con lo mencionado en el [Capítulo 3](#), al comienzo de la campaña, el 85 % de la flota de transporte público se encontraba operativa. Esta proporción fue aumentando a lo largo de la campaña de monitoreo. La distribución de conteos entre los días de la semana puede observarse, para cada ruta de monitoreo, en la figura 4.4.

En la figura 4.4 se observa que se realizaron conteos en todos los días de la semana en ambas rutas, con un predominio de los días martes en la Ruta N°1 (28,6 %) y de los días lunes en la Ruta N°2 (29,2 %). Por otra parte, con respecto al horario de los conteos, estos comenzaron entre las 7:50 h y las 9:20 h.

En cuanto a la composición del flujo vehicular total, en la Ruta N°1 predomina la categoría vehicular denominada autos y camionetas. Sin embargo, se observa una importante variabilidad en la composición del flujo vehicular entre los distintos sitios de conteo. En lo que refiere al transporte activo, la categoría denominada bicicletas y monopatines no es despreciable, presentando porcentajes del flujo vehicular total entre el 1 % y el 13 %, para los diferentes sitios de conteo (figura 4.5).

En la Ruta N°2, se observa un importante predominio de la categoría vehicular denominada autos y camionetas. Además, en lo que refiere al transporte

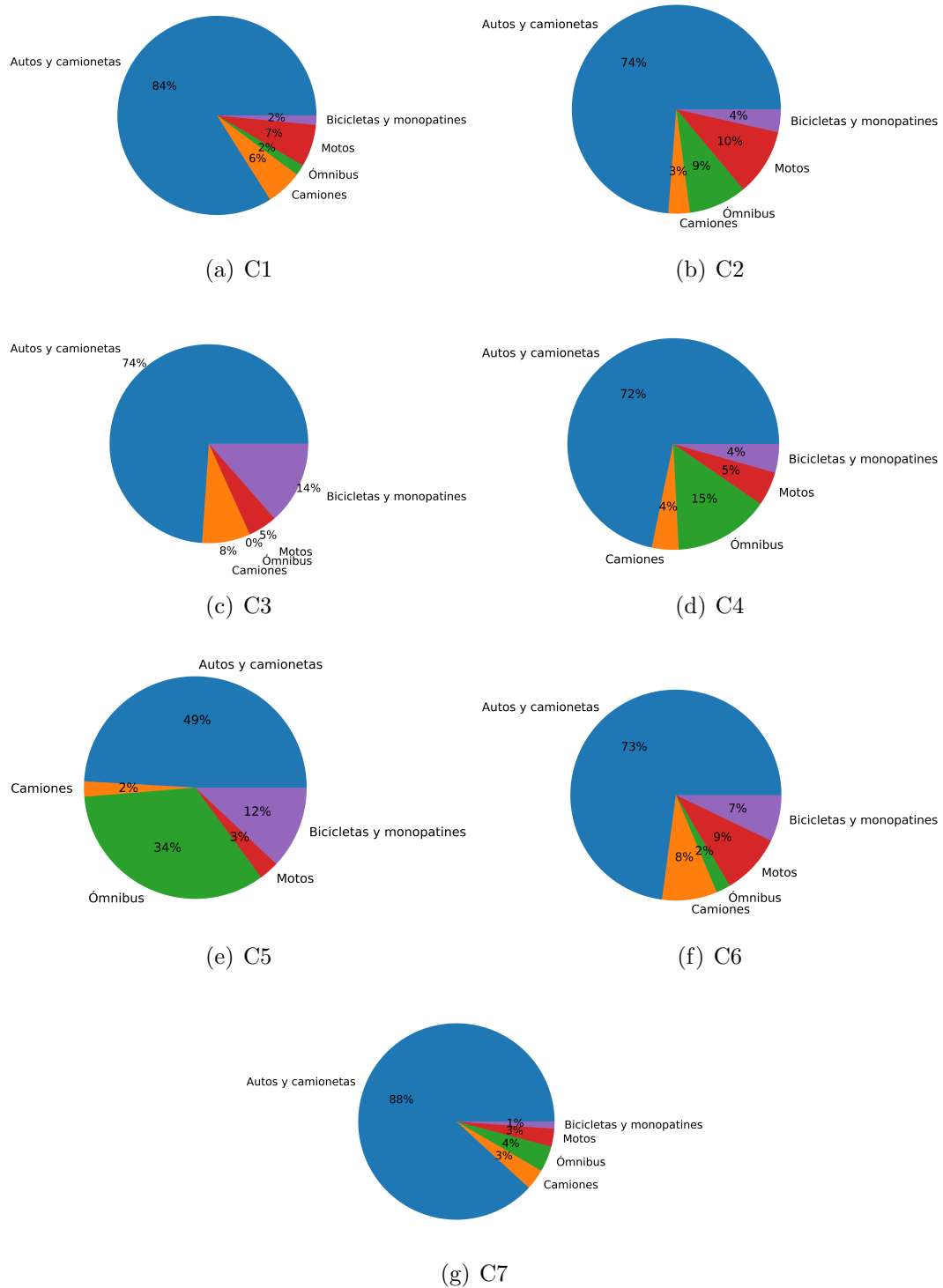


Figura 4.5: Composición promedio del flujo vehicular (Ruta N°1). Fuente: elaboración propia.

activo, la categoría denominada bicicletas y monopatines tampoco es despreciable, presentando flujos comparables con algunos de los medios de transporte motorizados. Por último, se destaca que la composición del flujo vehicular no presenta grandes variaciones entre los sitios de conteo ubicados en esta ruta (figura 4.6).

Además de lo anterior, resulta necesario conocer también la composición del flujo vehicular motorizado, para poder distribuir los registros fílmicos de flujo vehicular motorizado total de la IM, entre las distintas categorías vehiculares motorizadas. Esta información figura en la tabla 4.1.

Tabla 4.1: Composición del flujo vehicular motorizado.

Sitio de conteo	AyC (%) ⁽¹⁾	C (%) ⁽²⁾	O (%) ⁽³⁾	M (%) ⁽⁴⁾
B1	84	4	5	7
B2	86	4	4	7
B3	84	5	3	8
B4	85	4	5	6
B5	87	3	4	5
B6	88	3	4	5
B7	86	4	5	5
B8	90	3	3	4
C1	85	6	2	7
C2	76	3	9	11
C3	85	9	0	5
C4	75	4	15	5
C5	56	3	38	3
C6	78	9	2	10
C7	89	4	4	3

⁽¹⁾ Autos y camionetas; ⁽²⁾ Camiones; ⁽³⁾ Ómnibus; ⁽⁴⁾ Motos.

Tal cual se observa en la figura 4.3, algunos sitios de conteo vehicular manual no se encuentran sobre las rutas de monitoreo. En este sentido, a continuación se indican las cuadras de las rutas de monitoreo a las cuales se asignan los resultados de los distintos conteos vehiculares manuales realizados:

- B1: Bulevar Artigas entre Dr. Luis Alberto de Herrera y Antonio Machado.
- B2: Bulevar Artigas entre Gral. Enrique Martínez y Dr. Gustavo Gallinal.
- B3: Bulevar Artigas entre Yaguarí y Caraguatay.
- B4: Bulevar Artigas entre Colorado y Caribes.



Figura 4.6: Composición promedio del flujo vehicular (Ruta N°2). Fuente: elaboración propia.

- B5: Bulevar Artigas entre Martín García y Nueva Palmira.
- B6: Bulevar Artigas entre Av. 18 de Julio y Francisco Canaro.
- B7: Bulevar Artigas entre Palmar y Av. Gral. Rivera.
- B8: Bulevar Artigas entre Bulevar España y 21 de Setiembre.
- C1: Av. del Libertador entre La Paz y Valparaiso (se promedia con C7).
- C2: Gral. Flores entre Yatay e Isidoro de María.
- C3: Isidoro de María entre Porongos y Arenal Grande.
- C4: Arenal Grande entre Galicia y Cerro Largo.
- C5: Av. 18 de Julio entre Yaguarón y Yi.
- C6: Yi entre Av. Uruguay y Paysandú.
- C7: Av. del Libertador entre La Paz y Valparaiso (se promedia con C1).

Del mismo modo, a continuación se indican las cuadras de las rutas de monitoreo donde se asignan los registros fílmicos tomados por las cámaras de la IM en la zona de estudio:

- CB1: Bulevar Artigas entre Maldonado y Canelones.
- CB2: Bulevar Artigas entre Av. 8 de Octubre y Eduardo Víctor Haedo.
- CB3: Bulevar Artigas entre Caribes y Colorado.
- CB4: Bulevar Artigas entre Colorado y Caribes.
- CB5: Bulevar Artigas entre Antonio Machado y Av. Dr. Luis Alberto de Herrera.
- CB6: Bulevar Artigas entre Goes y Dr. Salvador Ferrer Serra.
- CB7: Bulevar Artigas entre Nicaragua y Miguelete.
- CB8: Bulevar Artigas entre Hocquart y Nueva Palmira.
- CB9: Bulevar Artigas entre Gral. Enrique Martínez y Dr. Gustavo Gallinal.
- CB10: Bulevar Artigas entre Dr. Gastón Ramón y Francisco Canaro.
- CB11: Bulevar Artigas entre Palmar y Av. Gral. Rivera.
- CB12: Bulevar Artigas entre Charrúa y Canelones.
- CB13: Bulevar Artigas entre Av. Tomás Giribaldi y 21 de Setiembre.
- CC1: Av. 18 de Julio entre Daniel Fernández Crespo y Arenal Grande; Av. 18 de Julio entre Yi y Yaguarón (incluye dos cuadras).
- CC2: Arenal Grande entre Mercedes y Colonia.
- CC3: Av. Gral. Flores entre Yatay y Av. de las Leyes.

- CC4: Av. Gral. Flores entre Av. de las Leyes y Yatay.
- CC5: Av. del Libertador entre Valparaiso y La Paz; Av. del Libertador entre Av. de las Leyes y Ramón Escobar (incluye dos cuadras).
- CC6: Av. del Libertador entre La Paz y Valparaiso.

En la figura 4.3 se aprecia que no se contó con registros de flujo vehicular total en las calles Yi e Isidoro de María de la Ruta N°1. En este sentido, y según se mencionó en el [Capítulo 3](#), en estas calles se tomaron registros manuales de flujo vehicular, en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental sobre ciclistas, utilizando la planilla de recolección de datos que se muestra en el [Apéndice 1](#)². En este sentido, en el caso del conteo manual de flujo vehicular realizado en Isidoro de María, en simultáneo con los registros de exposición ambiental de ciclistas, se asignó el 90% del flujo vehicular total registrado al carril que circula hacia Arenal Grande, con base en la campaña de conteo manual llevada a cabo.

En relación con lo anterior, para las mediciones efectuadas en la Ruta N°1, se implementó un procedimiento de cálculo para mejorar la estimación del flujo vehicular en la avenida 18 de Julio hacia Ciudad Vieja: utilizando el informe final de un estudio de niveles sonoros realizado en la mencionada avenida, y documentado en González et al. (2020), se calculó el cociente entre el flujo vehicular total hacia Ciudad Vieja para cada cuadra perteneciente a la Ruta N°1, y el flujo vehicular total desde Ciudad Vieja entre Andes y Convención (en donde se ubica una de las cámaras de la IM utilizadas, según puede verse en la figura 4.3). Luego, utilizando estos cocientes (que se basan en una única medición manual de flujo vehicular, y que incluyen algunos conteos realizados en horario vespertino), y los registros fílmicos obtenidos en la avenida 18 de Julio desde Ciudad Vieja entre Andes y Convención, se estiman los flujos vehiculares totales hacia Ciudad Vieja en la avenida 18 de Julio, para cada día de medición y para cada cuadra perteneciente a la Ruta N°1. Este procedimiento se justifica en el hecho de que no se cuenta con registros fílmicos en la avenida 18 de Julio en el sentido de circulación del ciclista; esta ausencia de datos se considera relevante, al tratarse la mencionada avenida de una de las principales vías de tránsito de Montevideo.

Por otro lado, el registro manual de flujo vehicular llevado a cabo en las

²Tampoco se contó con registros fílmicos de flujo vehicular en la calle La Paz. De todas maneras, no se consideró necesario tomar registros manuales de flujo vehicular en esta calle, atendiendo a su pequeña extensión a lo largo de la Ruta N°1.

calles Yi e Isidoro de María de la Ruta N°1, en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental de ciclistas (31 monitoreos), permitió evaluar la hipótesis asumida en el [Capítulo 3](#), que supone que la composición del flujo vehicular registrada durante la campaña de conteo manual se mantuvo constante para todo el período de monitoreo de exposición ambiental.

En este sentido, y considerando en primer lugar la calle Yi, la presencia porcentual registrada para la categoría vehicular mayoritaria (autos y camionetas) varió entre 70 % y 93 %, con un promedio igual a 83 % y una mediana igual a 84 %, durante las mediciones simultáneas con los registros de exposición ambiental. El valor promedio registrado durante la campaña de monitoreo manual resultó ser igual a 73 %, encontrándose dentro del rango de variación medido durante el monitoreo de exposición ambiental, pero siendo menor a los valores medios. Por otra parte, en el caso de la calle Isidoro de María, el porcentaje promedio de autos y camionetas (categoría mayoritaria) registrado durante la campaña de conteo manual de flujo vehicular resultó ser igual a 74 %. Este valor fue similar al promedio (78 %) y a la mediana (77 %) de la serie de presencia porcentual de esta categoría vehicular registrada durante los conteos manuales realizados en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental. En este sentido, este porcentaje varió entre 72 % y 87 %. En función de lo anterior, y más allá que la ausencia de datos de composición de flujo vehicular registrados en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental para la mayoría de los sitios de conteo constituye una limitante del estudio, se estima que la hipótesis de composición constante del flujo vehicular resulta razonable para la categoría vehicular mayoritaria.

Por otra parte, entre las figuras [4.7](#) y [4.11](#) se presentan mapas del resto de las variables del entorno urbano registradas, incluyendo el flujo vehicular total, a nivel de cuadra y para cada ruta de monitoreo. Se incluye también un mapa que muestra puntos singulares de las rutas de monitoreo.

En relación con lo anterior, en la tabla [4.2](#) se presenta el promedio y la desviación estándar, para cada ruta de monitoreo, de los parámetros del entorno urbano determinados.

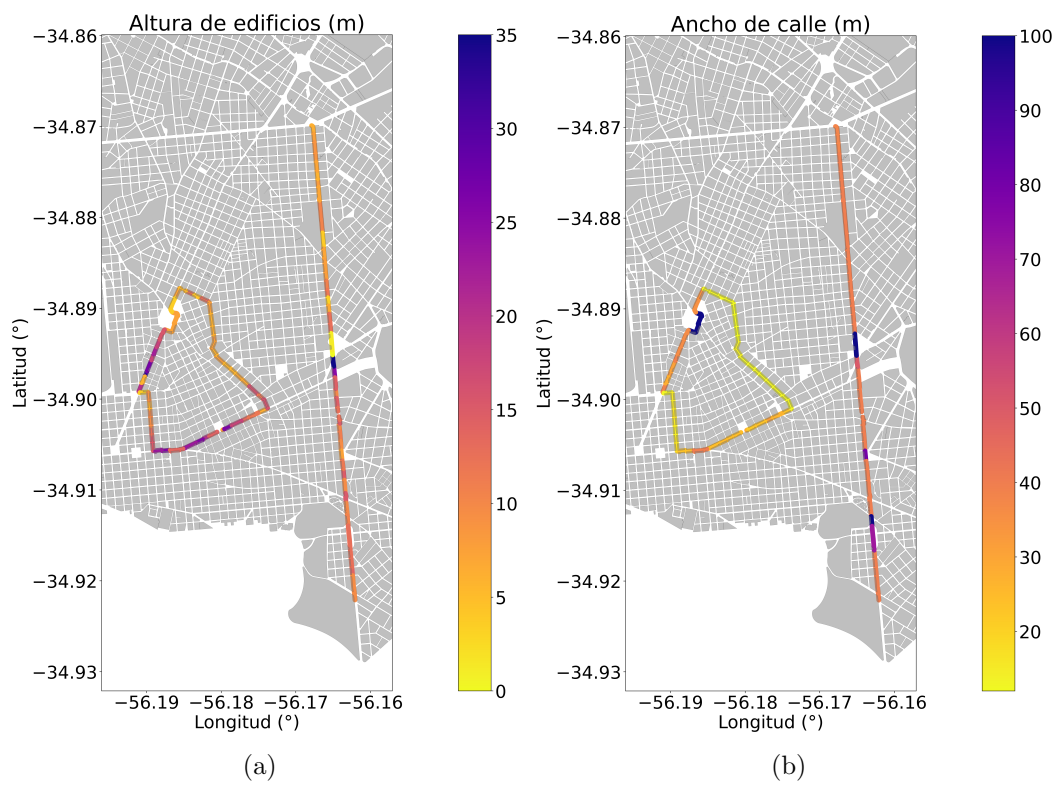


Figura 4.7: Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Altura de edificios promedio por cuadra; b) Ancho de calle por cuadra. Fuente: elaboración propia.

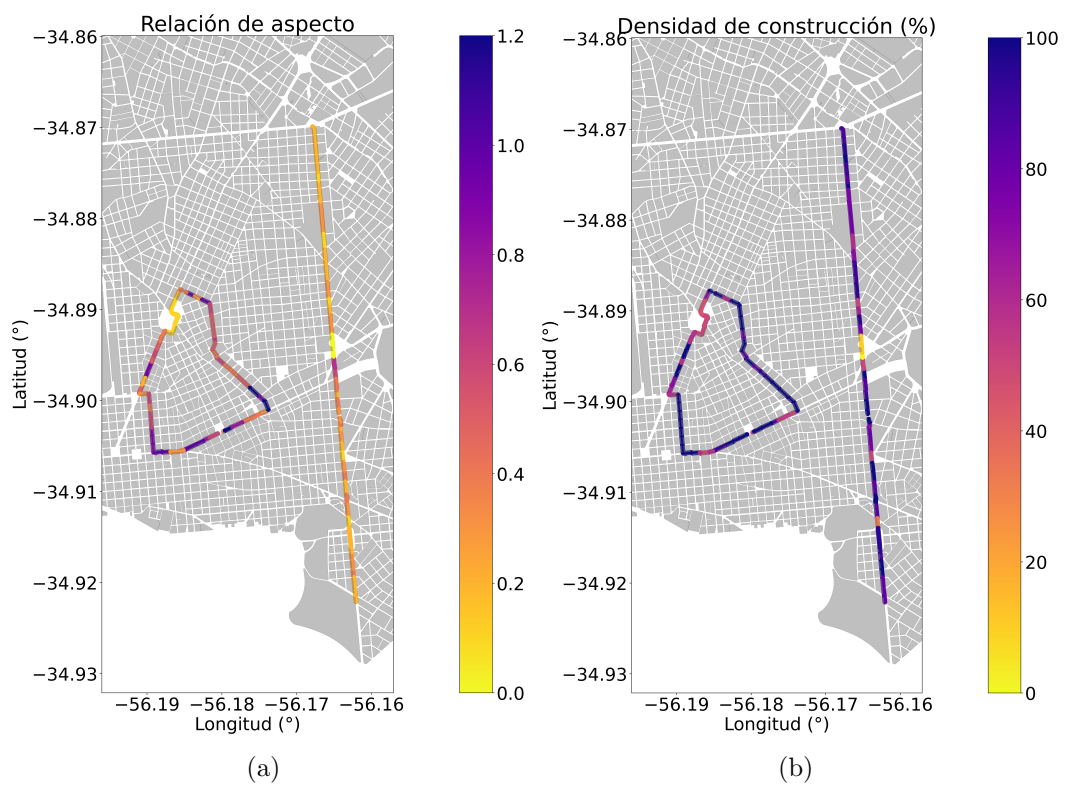


Figura 4.8: Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Relación de aspecto por cuadra; b) Densidad de construcción por cuadra. Fuente: elaboración propia.

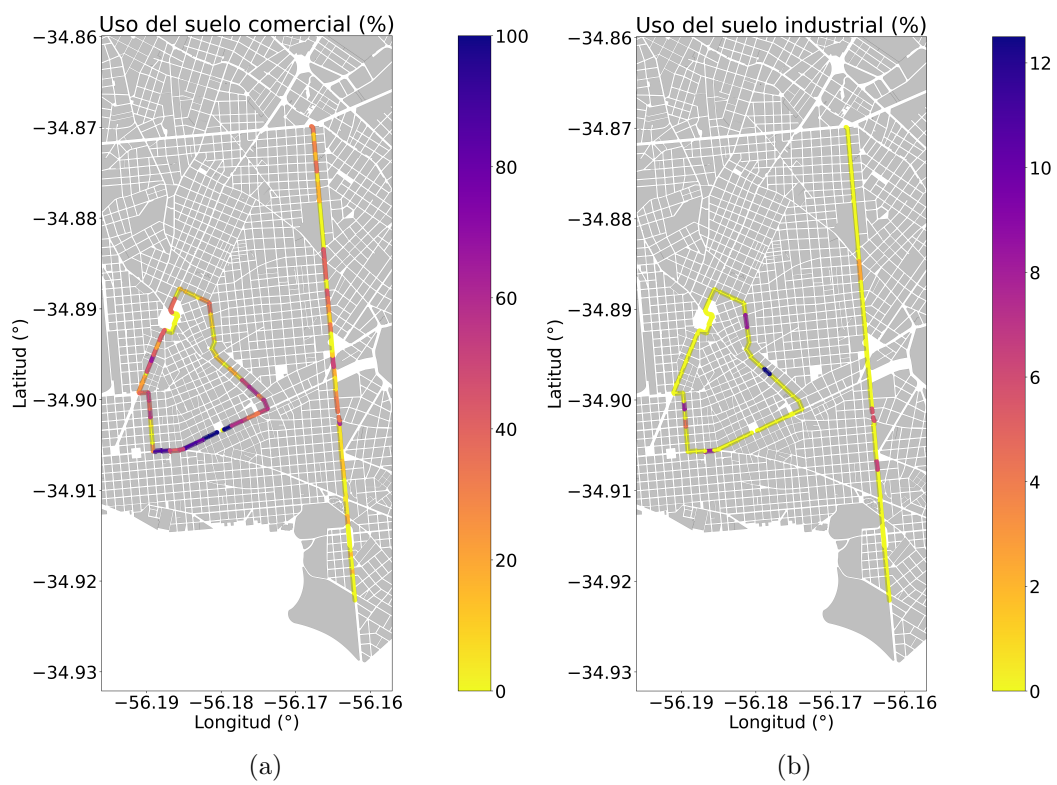


Figura 4.9: Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Uso del suelo comercial por cuadra; b) Uso del suelo industrial por cuadra. Fuente: elaboración propia.

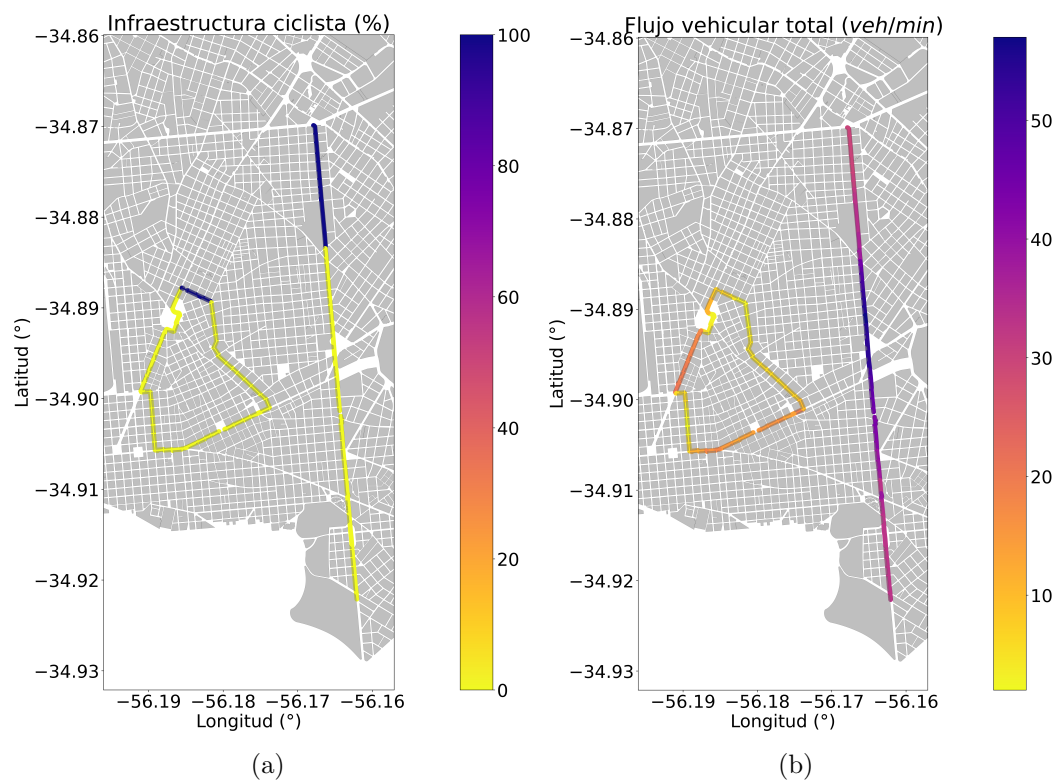


Figura 4.10: Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Infraestructura ciclista por cuadra; b) Flujo vehicular total promedio por cuadra. Fuente: elaboración propia.

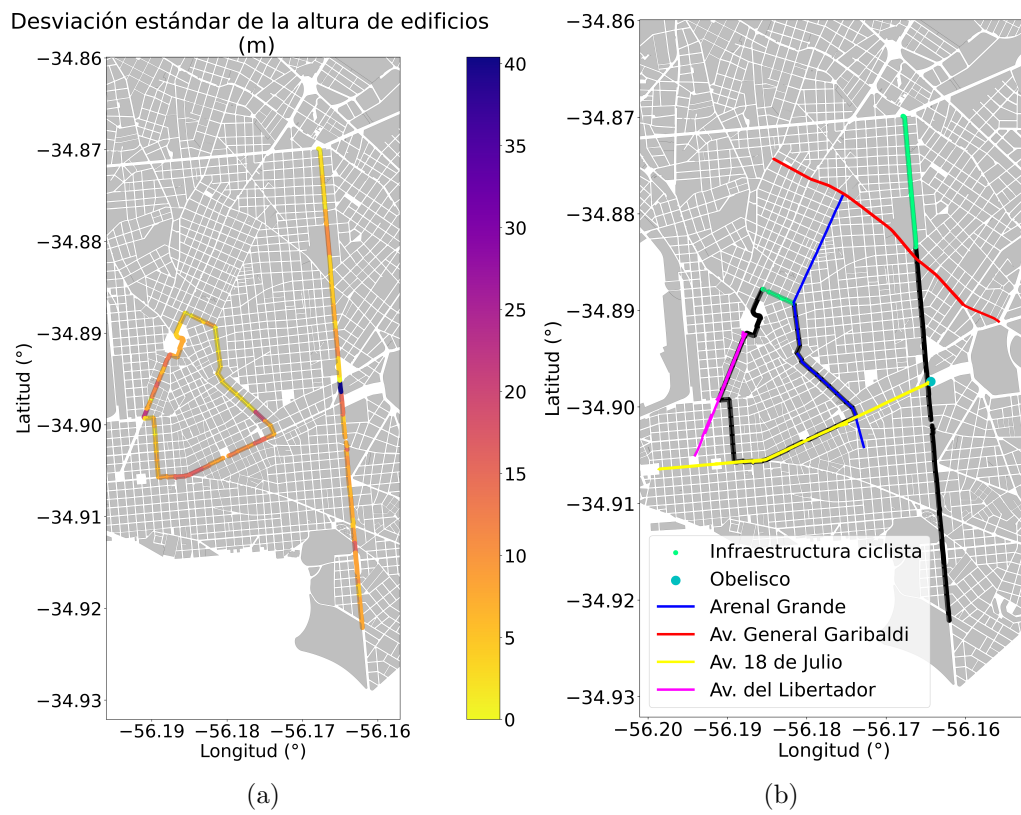


Figura 4.11: Evaluación del entorno urbano de las rutas de monitoreo. a) Desviación estándar de la altura de edificios por cuadra; b) Puntos singulares de las rutas de monitoreo. Fuente: elaboración propia.

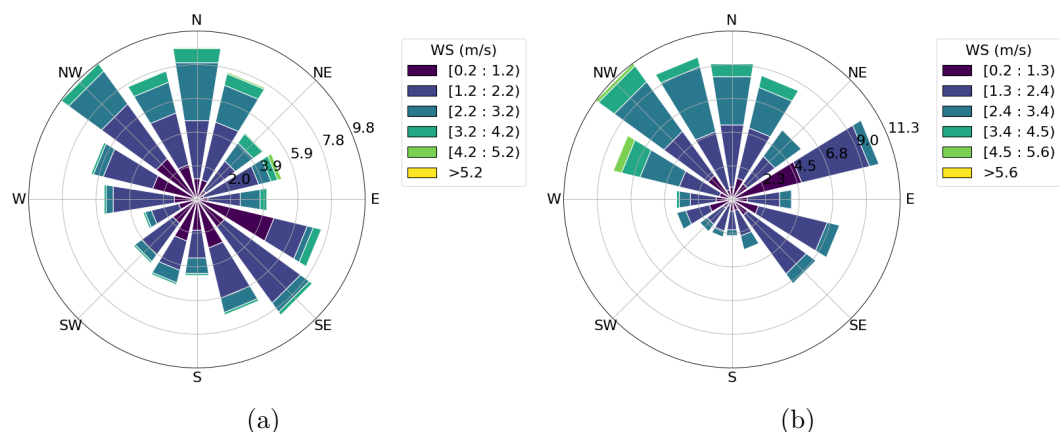


Figura 4.12: Rosas de viento registradas durante la campaña de monitoreo en la azotea de la Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo de la UdelaR. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.

Tabla 4.2: Parámetros del entorno urbano evaluados en la zona de estudio.

Parámetro	Ruta N°1 ⁽¹⁾	Ruta N°2 ⁽¹⁾
Altura de edificios (m)	12,8 (11,5)	10,4 (9,4)
Ancho de calle (m)	31,4 (27,7)	50,2 (20,9)
Relación de aspecto	0,6 (0,3)	0,3 (0,2)
Densidad de construcción (%)	81,1 (21,7)	76,3 (26,5)
Actividad comercial (%)	31,2 (31,4)	16,7 (16,2)
Actividad industrial (%)	0,7 (2,5)	0,4 (1,3)
Infraestructura ciclista (%)	8,5 (28,0)	16,4 (37,3)
Flujo vehicular total (veh/min)	9 (6)	40 (9)
Autos y camionetas (%)	73,4 (12,4)	84,2 (2,6)
Camiones (%)	5,0 (2,4)	3,5 (0,6)
Ómnibus (%)	9,4 (11,9)	3,9 (0,9)
Motos (%)	6,0 (3,0)	5,7 (1,3)
Transporte activo (%)	6,2 (4,9)	2,6 (0,8)

⁽¹⁾ Promedio (desviación estándar).

4.1.3. Parámetros meteorológicos

Con respecto a las condiciones meteorológicas registradas en simultáneo a las mediciones de exposición ambiental, en la figura 4.12 se muestran las rosas de viento medidas durante todo el trabajo de campo, para cada ruta de monitoreo.

En adición a lo anterior, en la figura 4.13 se presenta la variación temporal

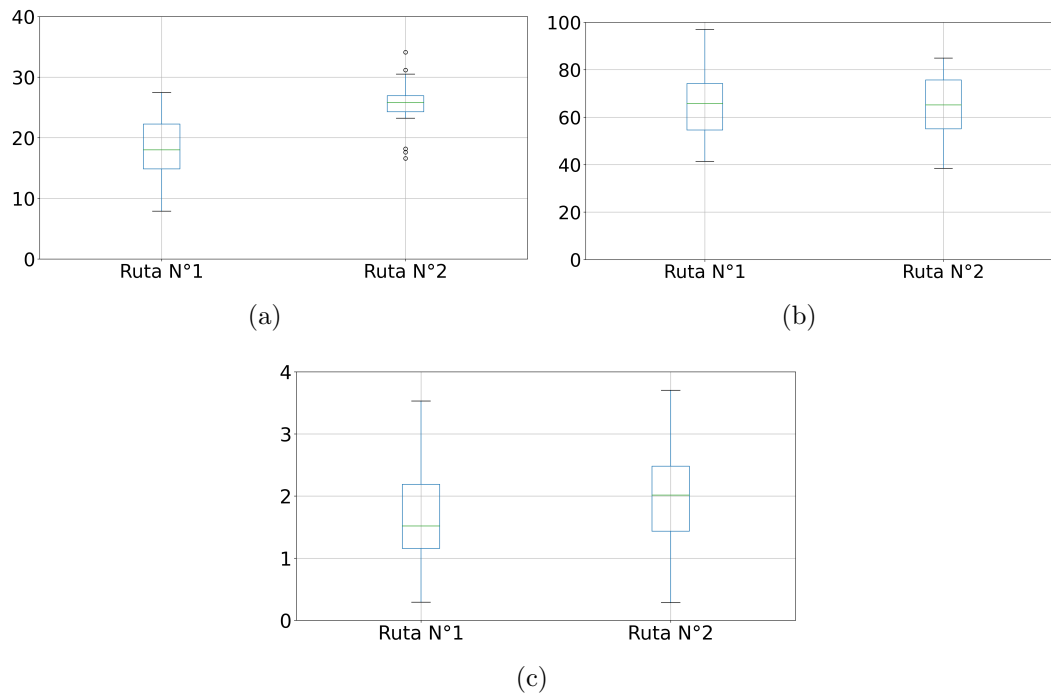


Figura 4.13: Variación temporal de los parámetros meteorológicos registrados. a) Temperatura ambiente promedio por recorrido ($^{\circ}\text{C}$); b) Humedad relativa ambiente promedio por recorrido (%); c) Velocidad del viento promedio por recorrido (m/s). Fuente: elaboración propia.

de los registros de velocidad del viento, temperatura ambiente y humedad relativa ambiente, a lo largo de toda la campaña de medición realizada, para cada ruta de monitoreo. En este sentido, se señala que en todos los gráficos del tipo boxplot presentados en este análisis, la caja se extiende entre el primer y el tercer cuartil de la serie de datos, presentándose una línea horizontal de color verde en la posición de la mediana. Por otra parte, las barras verticales (whiskers) se extienden desde los límites de la caja como máximo una vez y media el valor del intervalo intercuartílico (igual a la diferencia entre el tercer y el primer cuartil), alcanzando al punto de la serie de datos más cercano a este límite. Por último, los puntos que quedan fuera de estos límites mencionados (outliers) se grafican como puntos individuales.

4.1.4. Mediciones de exposición ambiental

A partir de la convocatoria realizada a ciclistas voluntarios para participar de las mediciones de exposición ambiental llevadas a cabo, se establecieron contactos con más de cien personas. En este sentido, luego de la aplicación de

la metodología descrita en el [Capítulo 3](#), para la determinación del número mínimo de recorridos a realizar en cada ruta de monitoreo para obtener resultados representativos, se estimó que era necesario realizar 30 recorridos en cada ruta de monitoreo aproximadamente. Los resultados de la aplicación de la mencionada metodología, utilizando todas las mediciones realizadas, se muestran en las figuras [4.14](#) y [4.15](#).

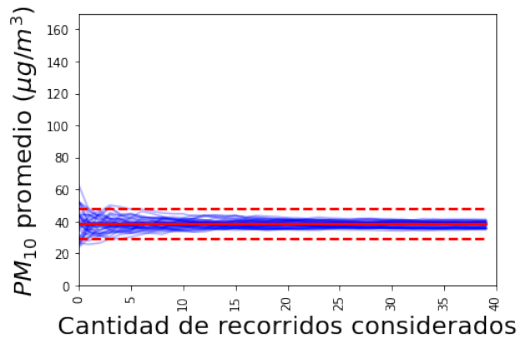
En relación con lo anterior, y según se presenta en el [Apéndice 8](#), el número de recorridos realizados en la Ruta N°1 también fue suficiente para obtener concentraciones promedio representativas de los contaminantes atmosféricos a nivel de cada una de las calles que componen la mencionada ruta (cada calle está conformada por una o varias cuadras).

De acuerdo con lo anterior, se realizaron 31 mediciones móviles de exposición ambiental de ciclistas en cada ruta de monitoreo, entre el 10/02/2021 y el 14/12/2021, durante el pico matutino de flujo vehicular. En general, cada monitoreo duró una hora, incluyendo las actividades de campo realizadas antes y después del recorrido ciclista. Cinco de estas mediciones fueron realizadas por parte de integrantes del equipo académico del proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*, y 57 por ciclistas voluntarios, estableciéndose un intercambio con la ciudadanía en relación a las temáticas analizadas. En este sentido, en cada ruta de monitoreo participaron 18 ciclistas varones y 13 ciclistas mujeres.

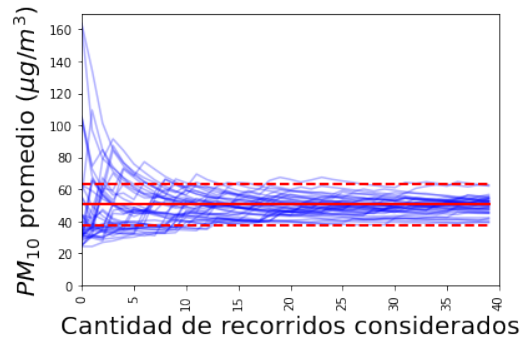
En relación con la distribución temporal de las mediciones, en la figura [4.16](#) se muestra la cantidad de mediciones realizadas por mes, en cada ruta de monitoreo. De los once meses de monitoreo, sólo en cuatro se realizaron mediciones en ambas rutas; no se llevaron a cabo mediciones en invierno en la Ruta N°2.

Por otra parte, en las figuras [4.17](#) y [4.18](#), se observan las distribuciones de las horas de inicio y fin de los monitoreos, respectivamente, para cada ruta.

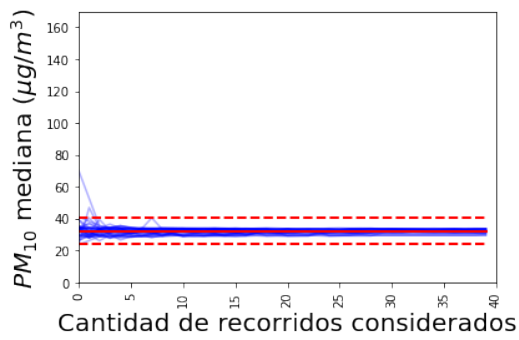
A partir de lo anterior, se destaca que la distribución de las horas de inicio es similar para ambas rutas de monitoreo; las mediciones comenzaron entre las 07:30 h y las 09:30 h, a menos de una única medición en la Ruta N°2, cuyo inicio fue a las 12:25 h. En este último caso, el equipo de trabajo del mencionado proyecto consideró pertinente modificar el horario de partida, para permitir la participación de un ciclista voluntario que había manifestado su interés en formar parte de la actividad, pero que no podía comenzar la medición en horario matutino.



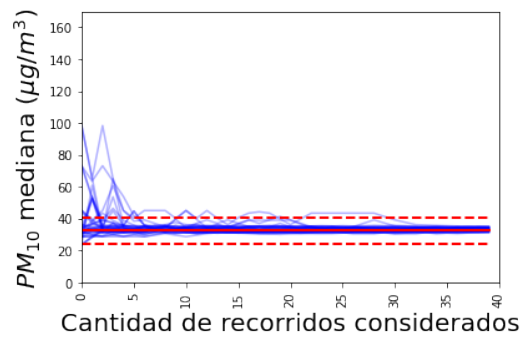
(a) Ruta N°1



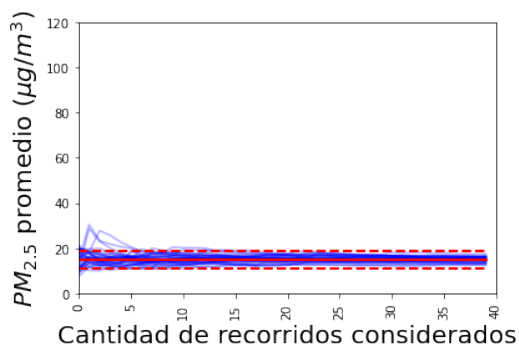
(b) Ruta N°2



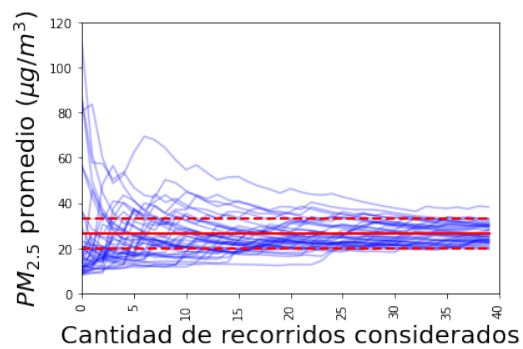
(c) Ruta N°1



(d) Ruta N°2



(e) Ruta N°1



(f) Ruta N°2

Figura 4.14: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) (1^{era} parte). Fuente: elaboración propia.

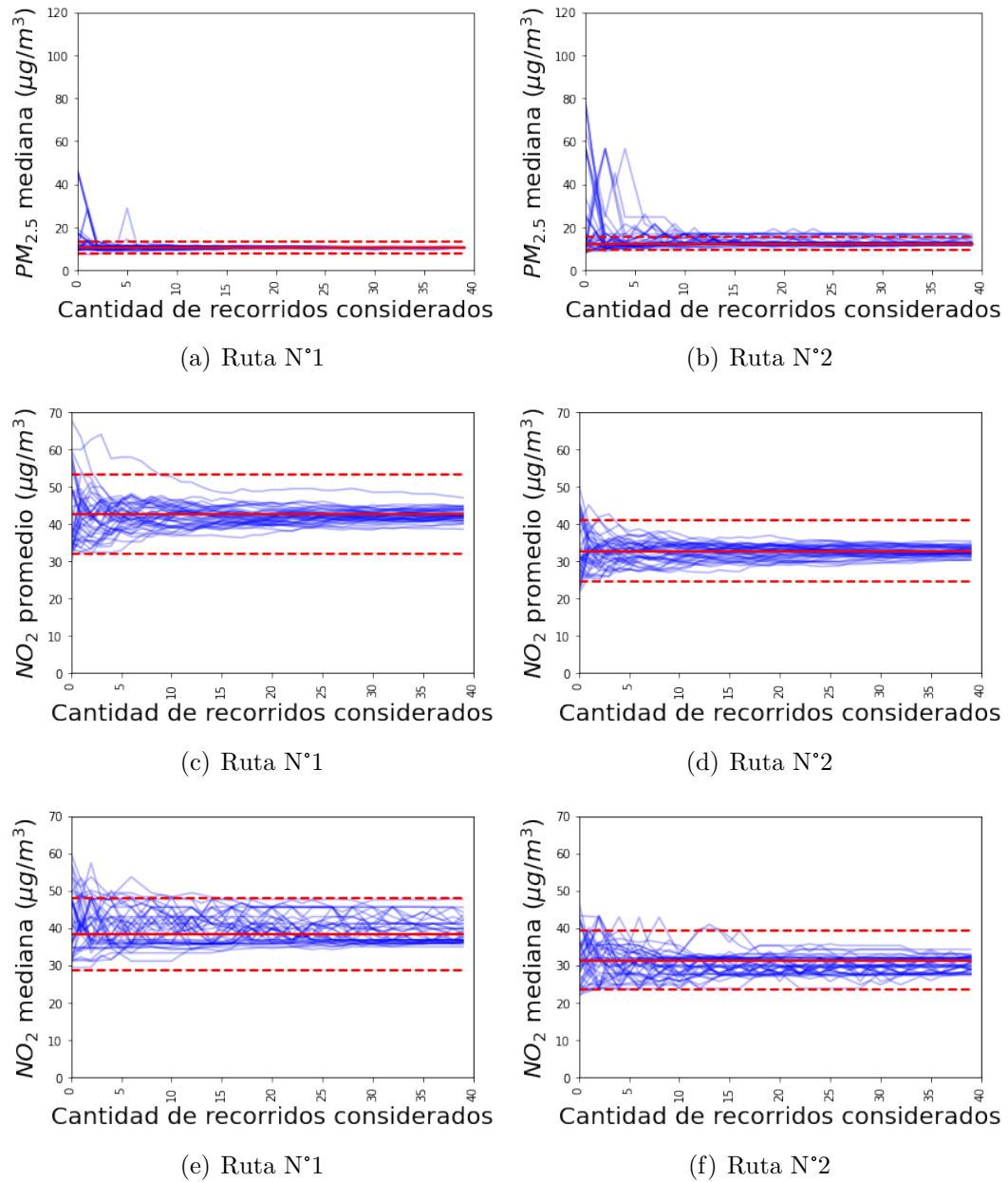


Figura 4.15: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) (2^{da} parte). Fuente: elaboración propia.

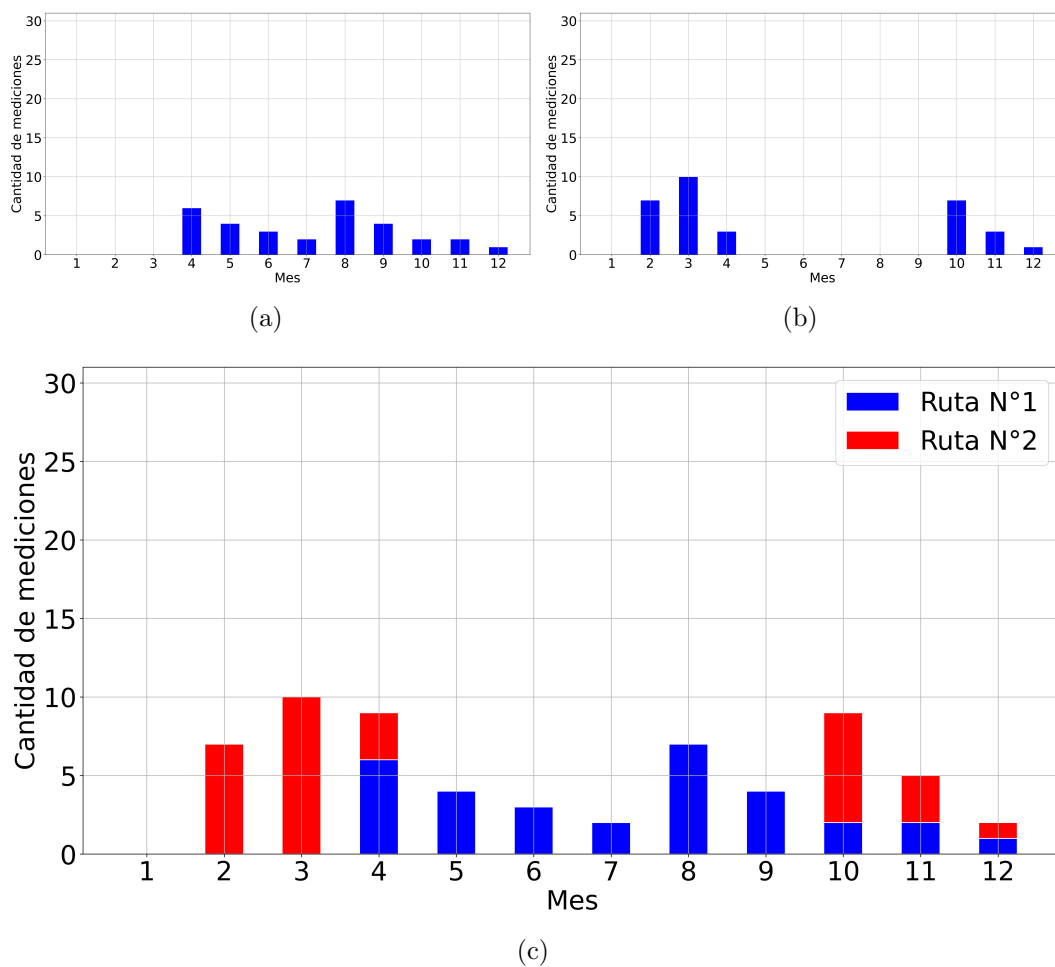


Figura 4.16: Distribución mensual de las mediciones realizadas. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2; c) Resultados acumulados de ambas rutas. Fuente: elaboración propia.

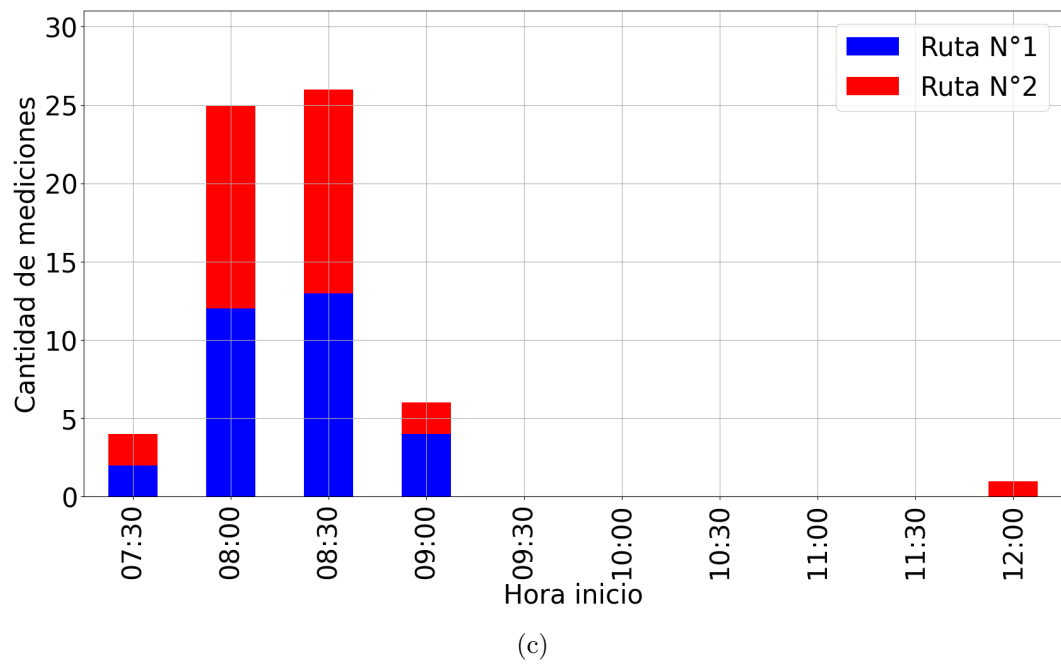
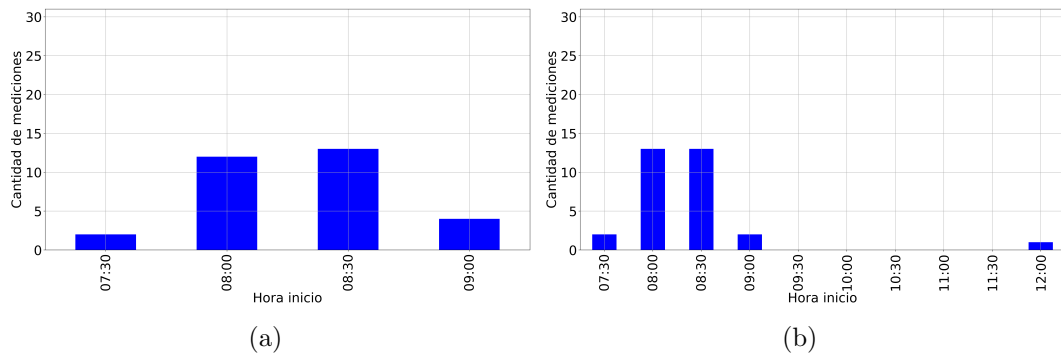


Figura 4.17: Hora de inicio de las mediciones. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2; c) Resultados acumulados de ambas rutas. Fuente: elaboración propia.

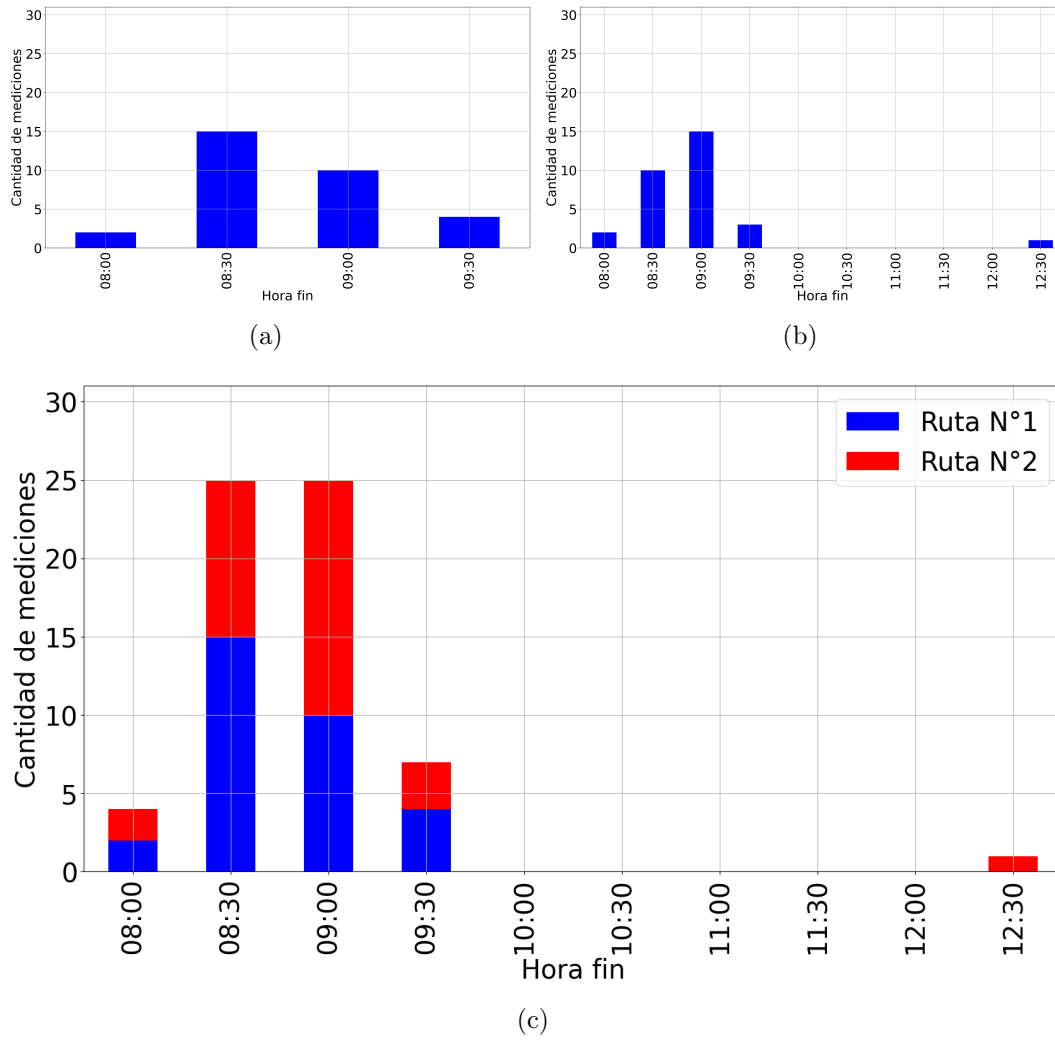


Figura 4.18: Hora de finalización de las mediciones. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2; c) Resultados acumulados de ambas rutas. Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, con respecto a las horas de finalización de los monitoreos, en la Ruta N°1 la mayoría de los recorridos finalizaron entre las 08:30 h y las 09:00 h, mientras que en la Ruta N°2 la mayoría lo hicieron entre las 09:00 h y las 09:30 h. De todas maneras, la distribución de las horas de finalización se observa similar entre ambas rutas (presentándose también para la Ruta N°2, un registro de hora de finalización mayor al resto, de acuerdo con lo anteriormente comentado).

En relación con los parámetros medidos sobre las bicicletas, en la tabla 4.3 se muestran los valores promedio y las desviaciones estándar registradas para cada uno de ellos. Además de lo anterior, se aplicó el test de hipótesis estadístico no paramétrico de Mann–Whitney (con un nivel de confianza igual a 0,95), considerando los registros de cada variable tomados en cada ruta de monitoreo. En este caso, la hipótesis nula (H_0) del test es que las dos series de datos analizadas (los registros de una variable medidos en ambas rutas de monitoreo) provienen de la misma población o distribución. Para la aplicación de este test, las series de datos analizadas deben ser independientes. Esto se considera cierto, teniendo en cuenta que los monitoreos se desarrollaron a lo largo de dos rutas ciclistas diferentes, y que cada uno de ellos se realizó en una fecha distinta. Los resultados de la aplicación del test también se presentan en la tabla 4.3.

Tabla 4.3: Parámetros medidos sobre las bicicletas.

Parámetro	Ruta N°1 ⁽¹⁾	Ruta N°2 ⁽¹⁾	MW ⁽²⁾
Duración del recorrido (min)	24,9 (4,3)	26,0 (7,4)	no se rechaza H_0
Velocidad ciclista promedio (km/h)	16,7 (2,6)	17,6 (2,8)	no se rechaza H_0
V promedio (L/min) ⁽³⁾	56,4 (17,5)	43,0 (13,4)	se rechaza H_0
PM ₁₀ (µg/m ³) ⁽⁴⁾	38,2 (10,5)	50,5 (33,6)	no se rechaza H_0
PM _{2,5} (µg/m ³) ⁽⁵⁾	15,1 (7,2)	26,5 (26,3)	no se rechaza H_0
NO ₂ (µg/m ³) ⁽⁶⁾	42,5 (10,1)	32,6 (8,1)	se rechaza H_0
DPM ₁₀ (µg) ⁽⁷⁾	45,0 (17,9)	41,7 (33,7)	se rechaza H_0
DPM _{2,5} (µg) ⁽⁸⁾	18,2 (11,5)	21,9 (26,2)	no se rechaza H_0
DNO ₂ (µg) ⁽⁹⁾	47,4 (16,3)	28,2 (13,4)	se rechaza H_0
DR (%) ⁽¹⁰⁾	14,0 (10,0)	51,4 (91,0)	se rechaza H_0
PM _{2,5} /PM ₁₀ ⁽¹¹⁾	0,4 (0,1)	0,5 (0,1)	se rechaza H_0

⁽¹⁾ Promedio (desviación estándar); ⁽²⁾ Resultado de la aplicación del test de Mann-Whitney; ⁽³⁾ Tasa de ventilación corporal promedio del ciclista; ⁽⁴⁾ Concentración promedio de PM₁₀; ⁽⁵⁾ Concentración promedio de PM_{2,5}; ⁽⁶⁾ Concentración promedio de NO₂; ⁽⁷⁾ Dosis potencial total de PM₁₀ inhalada; ⁽⁸⁾ Dosis potencial total de PM_{2,5} inhalada; ⁽⁹⁾ Dosis potencial total de NO₂ inhalada; ⁽¹⁰⁾ Dosis total de ruido; ⁽¹¹⁾ Proporción promedio de partículas finas.

Además de lo anterior, en la figura 4.19 se aprecia la variación temporal de los parámetros registrados.

En relación con lo anterior, en las figuras 4.20 y 4.21 se presenta la variación espacial de los parámetros registrados sobre las bicicletas, visualizada para cada ruta de monitoreo a partir de la elaboración de mapas promedio por cuadra, considerando todos los recorridos ciclistas realizados.

En adición a los mapas promedio presentados para las concentraciones de los contaminantes atmosféricos registradas, en la figura 4.22 se presentan mapas de la mediana de las anomalías de concentración de contaminantes atmosféricos promedio por cuadra, considerando todos los recorridos realizados en cada ruta de monitoreo.

Finalmente, y teniendo en cuenta que la cantidad de recorridos realizados permitió obtener resultados representativos a nivel de calle para las concentraciones promedio de los contaminantes atmosféricos registradas (Apéndice 8), entre las figuras 4.23 y 4.26 se presentan los resultados obtenidos a esta escala espacial.

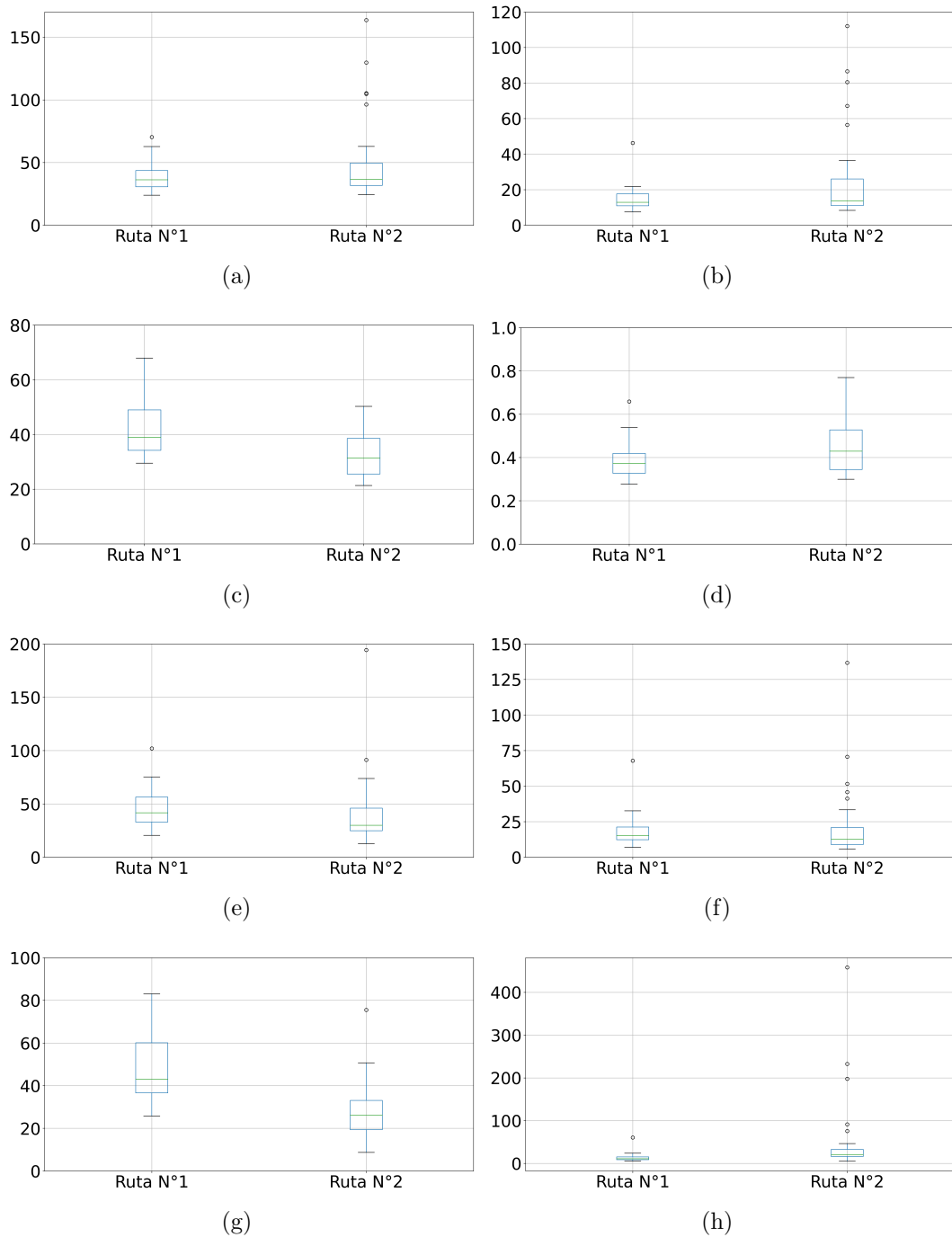


Figura 4.19: Variación temporal de los parámetros de exposición ambiental registrados. a) Concentración promedio por recorrido de PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); b) Concentración promedio por recorrido de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); c) Concentración promedio por recorrido de NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); d) Proporción promedio por recorrido de partículas finas ($PM_{2,5}/PM_{10}$); e) Dosis potencial total por recorrido de PM_{10} inhalada (μg); f) Dosis potencial total por recorrido de $PM_{2,5}$ inhalada (μg); g) Dosis potencial total por recorrido de NO_2 inhalada (μg); h) Dosis total de ruido por recorrido (%). Fuente: elaboración propia.

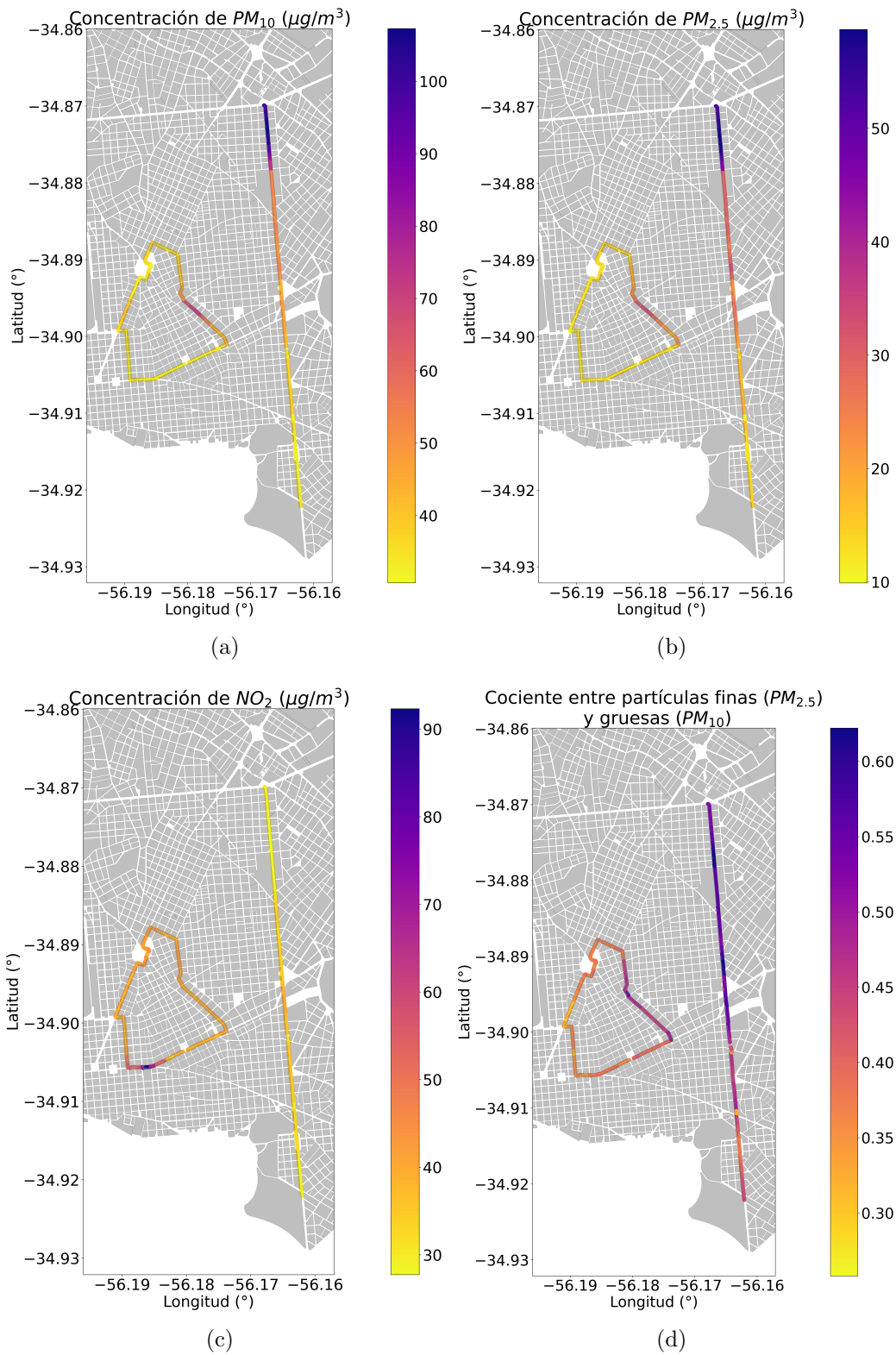


Figura 4.20: Mapas promedio de los parámetros de exposición ambiental registrados. a) Concentración promedio por cuadra de PM_{10} ; b) Concentración promedio por cuadra de $PM_{2.5}$; c) Concentración promedio por cuadra de NO_2 ; d) Proporción promedio por cuadra de partículas finas ($PM_{2.5}/PM_{10}$) (1^{era} parte). Fuente: elaboración propia.

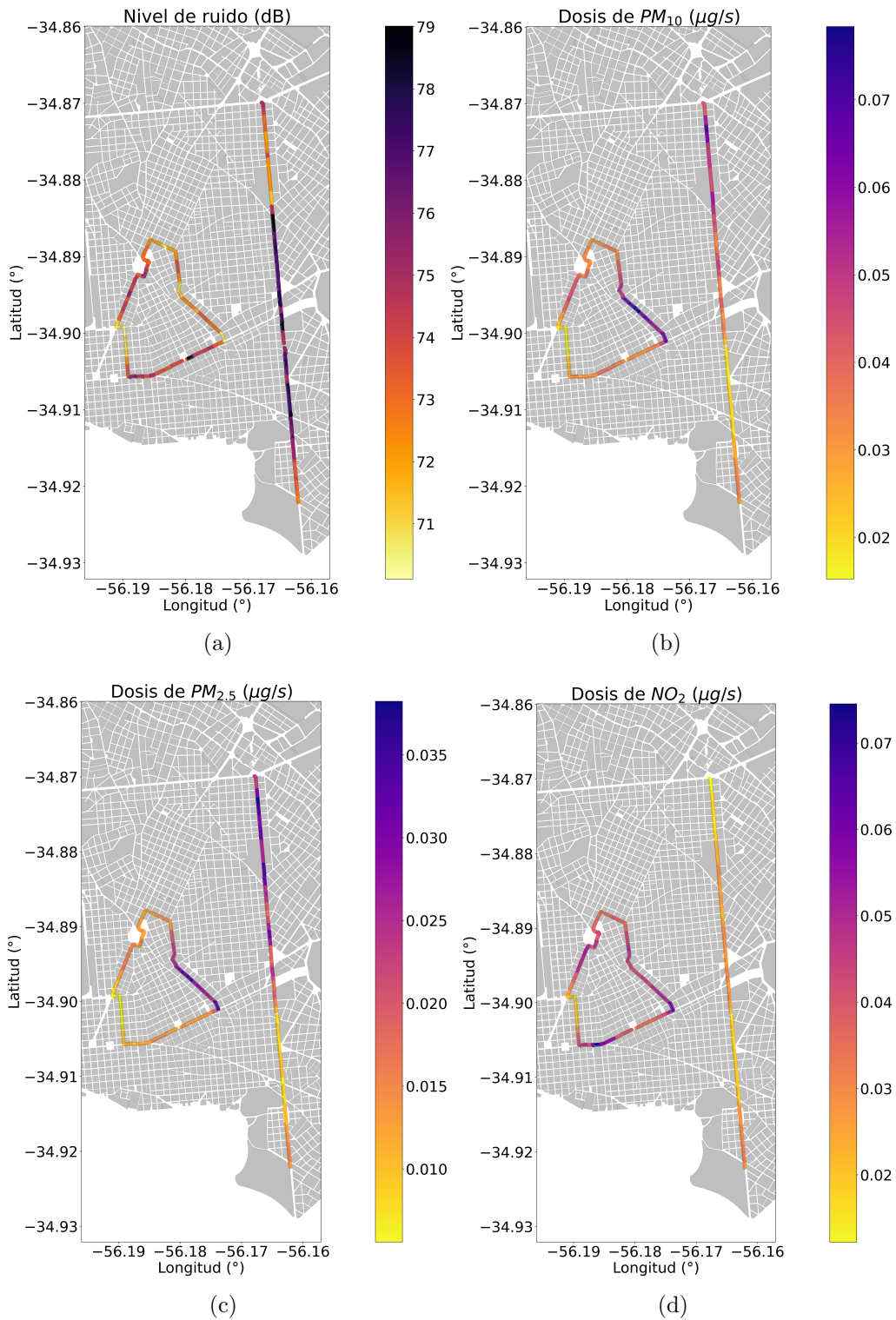


Figura 4.21: Mapas promedio de los parámetros de exposición ambiental registrados. a) Niveles promedio por cuadra de ruido; b) Dosis instantánea potencial promedio de PM_{10} inhalada por cuadra; c) Dosis instantánea potencial promedio de $PM_{2.5}$ inhalada por cuadra; d) Dosis instantánea potencial promedio de NO_2 inhalada por cuadra (2^{da} parte). Fuente: elaboración propia.

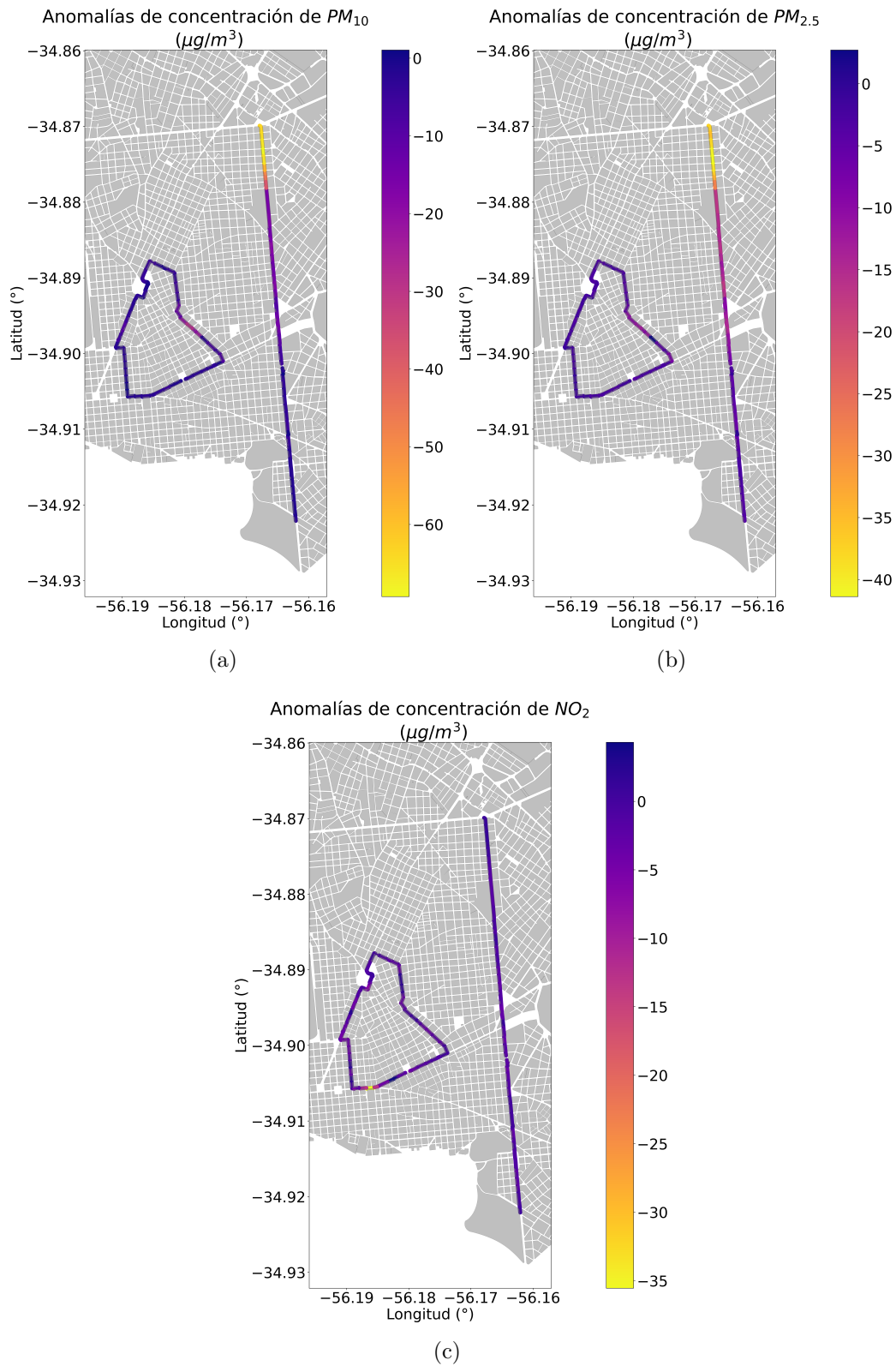
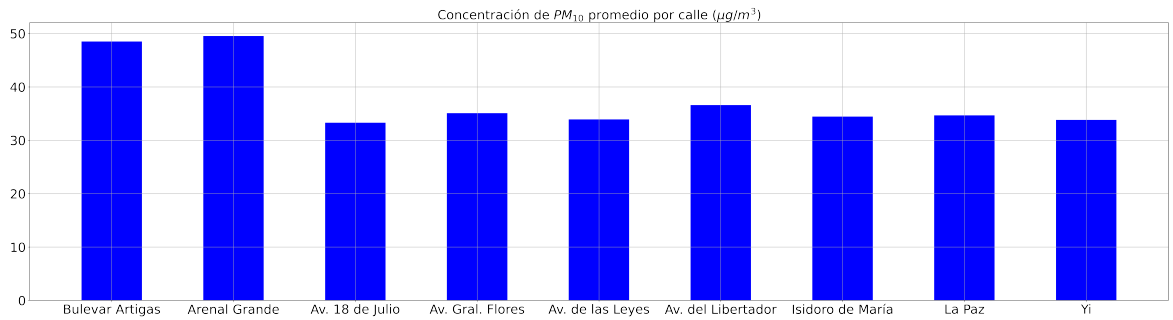
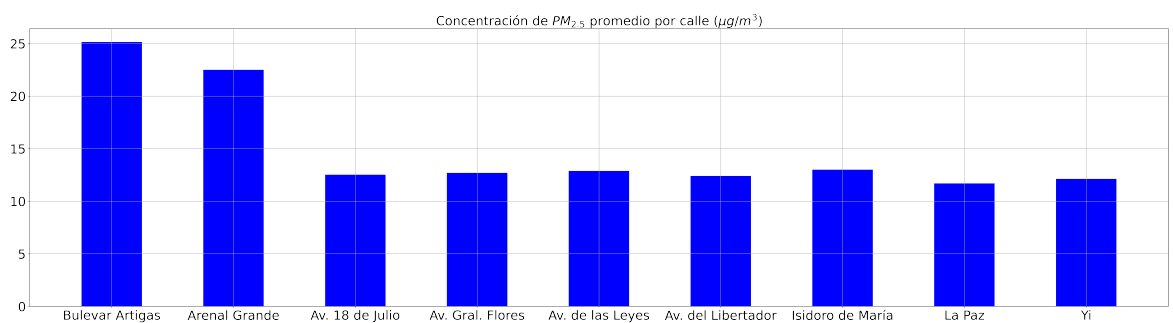


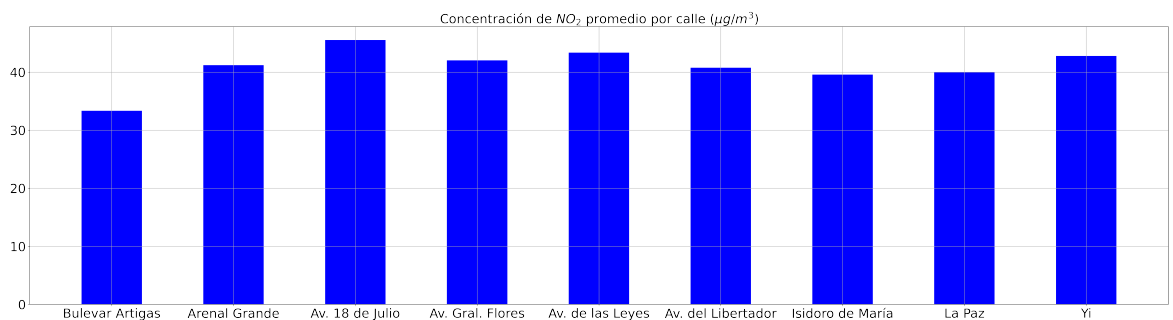
Figura 4.22: Mapas de la mediana de las anomalías de concentración de los contaminantes atmosféricos promedio por cuadra. a) PM_{10} ; b) $\text{PM}_{2.5}$; c) NO_2 . Fuente: elaboración propia.



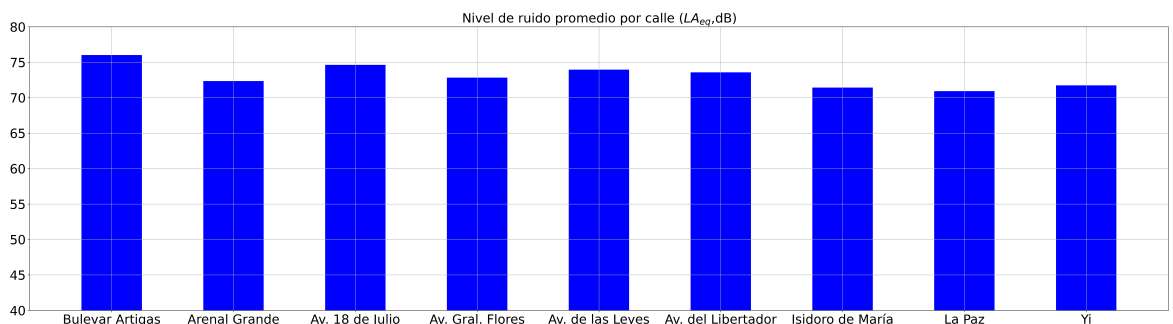
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 4.23: Valores promedio por calle de las variables de exposición ambiental registradas. a) Concentración de PM_{10} ; b) Concentración de $PM_{2.5}$; c) Concentración de NO_2 ; d) Nivel de ruido. Fuente: elaboración propia.

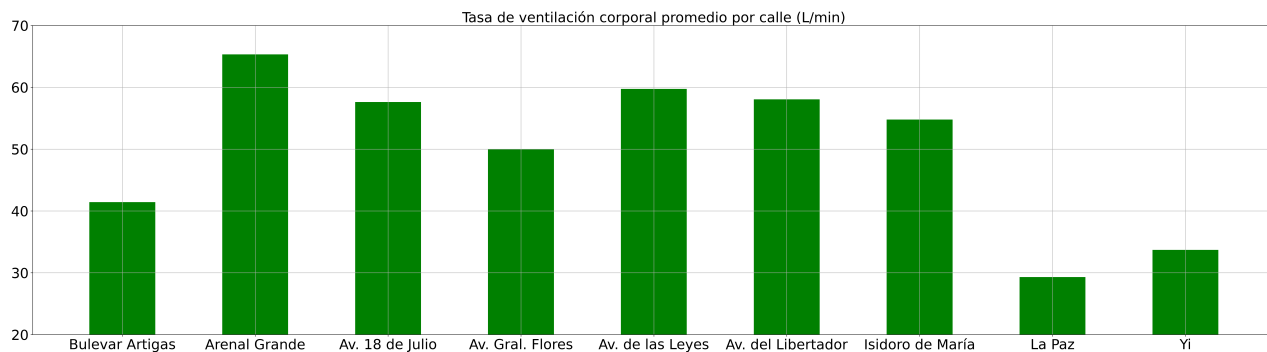


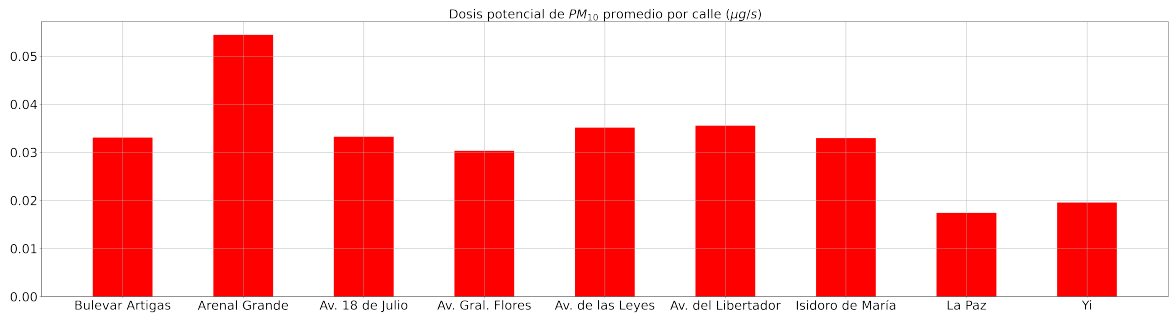
Figura 4.24: Valores promedio por calle de la tasa de ventilación corporal registrada. Fuente: elaboración propia.

4.1.5. Análisis y discusión

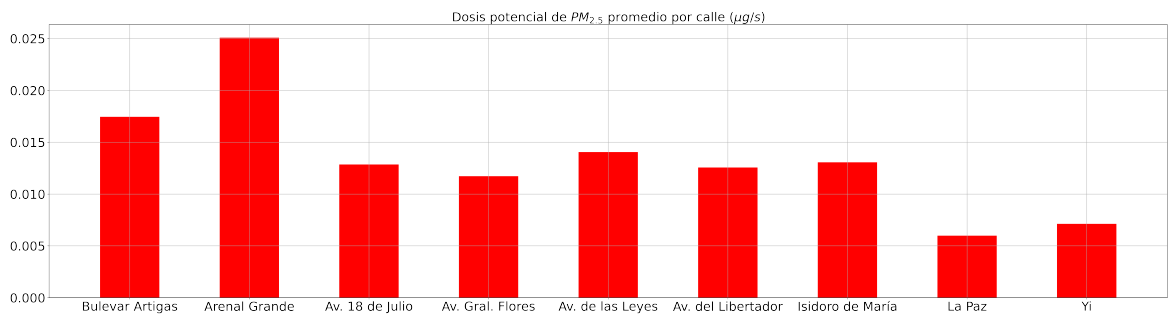
4.1.5.1. Análisis estadístico descriptivo

De acuerdo con lo mencionado en el [Capítulo 2](#), la calidad del aire urbano es resultado de un complejo conjunto de interacciones entre las emisiones de contaminantes atmosféricos (caracterizadas por el tipo de fuente emisora, las tasas de emisión, entre otros aspectos), las características del entorno construido y las condiciones meteorológicas. Más allá que las fuentes emisoras de contaminantes atmosféricos pueden ser cuantificadas y caracterizadas, el entorno construido es usualmente considerado como un conjunto de condiciones iniciales, y las condiciones meteorológicas son incorporadas al análisis como forzantes externos. Estas relaciones condicionan la toma de decisiones informada para el manejo de la calidad del aire urbano.

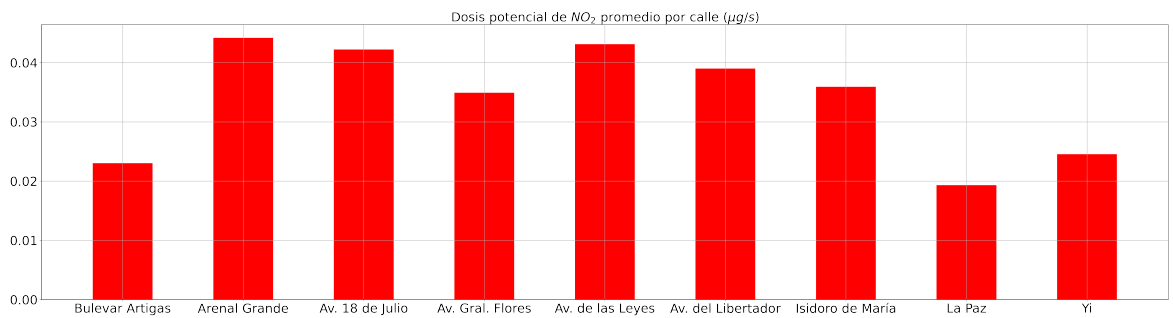
Con el objetivo de contribuir a la comprensión de los fenómenos que determinan los niveles de calidad del aire urbano, con el foco en la exposición personal a contaminantes ambientales experimentada por usuarios de medios de transporte activos, se desarrolló y se puso en práctica una metodología de trabajo. Esta tuvo su sustento en experiencias internacionales similares, pero contó con aportes originales. La mencionada metodología permitió la selección y el relevamiento de rutas de monitoreo, la realización de mediciones simultáneas de exposición ambiental, flujo vehicular y condiciones meteorológicas, y el análisis conjunto de la información recabada, con el objetivo de evaluar la existencia de vínculos entre la exposición ambiental y las características del entorno urbano, que constituyan aportes para la elaboración de políticas públicas.



(a)

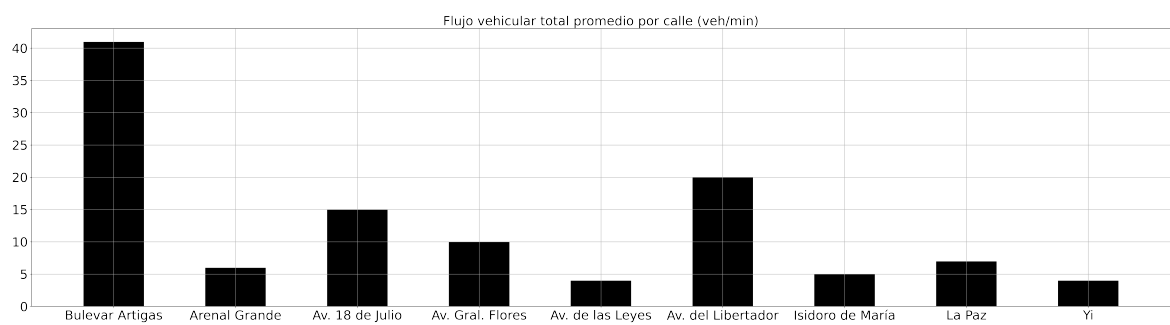


(b)

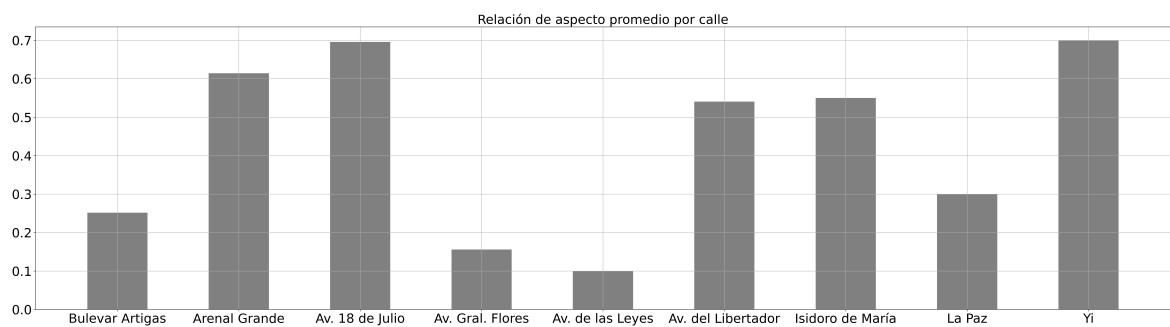


(c)

Figura 4.25: Valores promedio por calle de las dosis instantáneas potenciales de contaminantes atmosféricos inhaladas registradas. a) PM_{10} ; b) $PM_{2.5}$; c) NO_2 . Fuente: elaboración propia.



(a)



(b)

Figura 4.26: Valores promedio por calle para dos de las características del entorno urbano analizadas. a) Flujo vehicular total; b) Relación de aspecto. Fuente: elaboración propia.

En primer lugar, teniendo en cuenta que el 96 % de las concentraciones de PM_{10} registradas sobre las bicicletas resultaron ser mayores al valor umbral definido en el [Apéndice 6](#), para la aplicación del *modelo alto* de corrección de las concentraciones de este contaminante atmosférico, de acuerdo con la intercalibración realizada, se consideró correcto el uso del *modelo alto* desarrollado en este sentido. Del mismo modo, teniendo en cuenta que el 75 % de las concentraciones de $PM_{2,5}$ registradas sobre las bicicletas en la Ruta N°2, y el 62 % de las concentraciones de $PM_{2,5}$ registradas sobre las bicicletas en la Ruta N°1, resultaron ser mayores al valor umbral definido en el [Apéndice 6](#), para la aplicación del *modelo alto* de corrección de las concentraciones de este contaminante atmosférico, de acuerdo con la intercalibración realizada, se consideró correcto el uso del *modelo alto* desarrollado en este sentido.

Seguidamente, a partir de la tabla [4.3](#), puede deducirse que la duración de los recorridos es similar para las dos rutas de monitoreo. Esto posibilita la comparación de las dosis totales potenciales de contaminantes atmosféricos inhaladas, y de las dosis de ruido, entre las rutas de monitoreo. En el marco de este análisis, los valores promedio por ruta de velocidad ciclista, tasa de ventilación corporal, concentraciones de los contaminantes atmosféricos, flujo vehicular total, velocidad del viento, temperatura ambiente y humedad relativa ambiente, se obtienen al promediar los valores promedio para cada recorrido.

Por otra parte, la velocidad ciclista promedio también es similar para las dos rutas de monitoreo, siendo la tasa promedio de ventilación corporal de los ciclistas mayor en la Ruta N°1. Además, la Ruta N°1 presenta mayores dosis potenciales promedio de PM_{10} y NO_2 inhaladas, y mayores concentraciones promedio de NO_2 .

Las concentraciones de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) y las dosis potenciales de $PM_{2,5}$ inhaladas promedio son mayores en la Ruta N°2, pero la diferencia entre rutas de monitoreo no es estadísticamente significativa.

Además de lo anterior, las dosis de ruido y la proporción de partículas finas son mayores en la Ruta N°2. A partir de la tabla [4.3](#) también puede observarse, en general, una mayor variabilidad temporal para los parámetros medidos en la Ruta N°2.

Por otro lado, y a partir de las figuras [4.19](#) a [4.21](#), se desprende que los parámetros de exposición ambiental registrados sobre las bicicletas presentan variaciones espaciales y temporales.

En este sentido, a partir de la figura [4.20](#) puede decirse que, en relación

con las concentraciones promedio de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) en la Ruta N°2, los mayores niveles se registraron en la sección inicial del recorrido ciclista, decreciendo considerablemente luego del Obelisco (figura 4.11). Merece destacarse la existencia de infraestructura ciclista en esta ruta, desde su comienzo y hasta la Av. General Garibaldi (bicisenda por la calzada, separada de la calle). Su desarrollo coincide con los mayores niveles de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) registrados. De todas maneras, y según se observa en la figura 4.22, en esa zona la mediana de las anomalías de concentración de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) es negativa, indicando que en general el valor promedio es mayor a los valores registrados en recorridos particulares. Se indica además que esa zona es la que presenta los mayores valores absolutos para la mediana de las anomalías de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos, indicando una mayor desviación con respecto al comportamiento promedio. Esto último relativiza los comentarios realizados, con respecto a la ubicación de los mayores niveles de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) en la Ruta N°2. De todas maneras, el comportamiento promedio sigue siendo válido a los efectos del alcance del presente estudio, quedando pendiente un análisis más profundo de las anomalías temporales encontradas (Capítulo 6). A modo de primera aproximación al análisis de estas anomalías, se buscaron asociaciones entre las concentraciones promedio por recorrido de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) en ambas rutas de monitoreo, y la cantidad de días acumulados sin precipitaciones³ antes de cada medición. En este sentido, no se obtuvieron asociaciones claras en primera instancia. Por otra parte, en la Ruta N°1, los mayores niveles de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) se presentan en la calle Arenal Grande (figura 4.11). Estas zonas de mayores concentraciones de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) coinciden con las de mayor proporción de partículas finas.

Por otro lado, considerando las concentraciones de NO_2 , en la Ruta N°2 los mayores niveles ocurren en la zona central de la ruta, en las inmediaciones del obelisco (figura 4.11). En lo que respecta a la Ruta N°1, los mayores niveles se encuentran en la Av. 18 de Julio (figura 4.11).

A partir de lo anterior, se deduce que las zonas con mayores concentraciones de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) y NO_2 (hot spots) no coinciden. Para PM_{10} , este resultado es compatible con lo expresado en Li et al. (2019).

Por otra parte, con respecto a los niveles de ruido, en la figura 4.21 se observa que este contaminante ambiental también presenta heterogeneidad espacial en la zona de estudio, considerando los valores promedio. En este sentido, en la

³Se utilizaron datos diarios de precipitación de la estación INIA Las Brujas.

Ruta N°2 se observa un marcado aumento de los niveles una vez que se termina la infraestructura ciclista (figura 4.11). En la Ruta N°1, los mayores niveles se registraron en la Av. 18 de Julio y en la Av. del Libertador (figura 4.11).

En adición a lo anterior, también se observa la existencia de heterogeneidad espacial para las dosis instantáneas potenciales promedio de contaminantes atmosféricos inhaladas (figura 4.21). En este sentido, las zonas de mayores dosis de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) coinciden razonablemente con las zonas de mayores concentraciones ambientales. Sin embargo, si se analizan las zonas de mayores dosis de NO_2 , se encuentra una nueva zona con altos valores hacia el final de la Ruta N°2, que no se observó en el mapa de concentraciones ambientales, coincidente con un aumento de la pendiente del terreno. En relación con lo anterior, en la Ruta N°1, además de medirse dosis elevadas en la Av. 18 de Julio, en concordancia con los niveles ambientales de este contaminante, también se registraron dosis altas en Av. del Libertador y en Arenal Grande (figura 4.11), presentando estas zonas también elevadas pendientes ascendentes.

Lo anterior muestra que, al igual que lo observado para los mapas de concentraciones ambientales, la distribución espacial de las dosis instantáneas potenciales de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) inhaladas no coincide con la de NO_2 .

En relación con lo anterior, con respecto a los resultados obtenidos a nivel de calle, se realizan las siguientes observaciones:

- Los mayores niveles de NO_2 y PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) se registran en calles diferentes.
- Los mayores niveles de ruido se dan en calles con alto flujo vehicular.
- Los mayores niveles de PM se dan en Bulevar Artigas y en Arenal Grande. En el primero de los casos, se trata de una calle con muy elevado flujo vehicular, baja relación de aspecto, alta desviación estándar de la altura de los edificios, baja actividad comercial y densidad de construcción, y moderada actividad industrial. En el segundo caso, se trata de una calle con moderado flujo vehicular, moderada actividad comercial, densidad de construcción, desviación estándar de la altura de los edificios y relación de aspecto, y con elevada actividad industrial.
- Los mayores niveles de NO_2 se dan en la Av. 18 de Julio. Esta calle presenta un moderado flujo vehicular, elevada relación de aspecto, y baja desviación estándar de la altura de los edificios, entre otras características. Resulta sorprendente que la calle Av. de las Leyes presente también

elevados niveles de este contaminante atmosférico, siendo que esta calle, entre otras características, registra un flujo vehicular y una relación de aspecto bajos. Se entiende que en este caso se puede estar subestimando el flujo vehicular existente, ya que no se cuenta con una cámara de registro en esta calle (figura 4.3).

- Considerando todas las variables de exposición ambiental en conjunto, las calles Bulevar Artigas y Arenal Grande son las que presentan los mayores valores.
- Las diferencias en los valores de las variables de exposición ambiental encontradas en las calles de la Ruta N°1, podrían asociarse a las diferentes características de los entornos urbanos existentes en cada una de ellas, ya que se entiende que las condiciones meteorológicas podrían no ser tan relevantes en este caso, teniendo en cuenta que estas calles se recorrieron en un lapso de 24,9 minutos en promedio.

Por otra parte, a partir de la observación de la figura 4.11 y de la tabla 4.2, y aplicando nuevamente el test de hipótesis estadístico de Mann–Whitney, en este caso a las series de características del entorno urbano registradas en cada ruta de monitoreo, surgen los siguientes comentarios:

- El flujo vehicular total promedio es mayor en la Ruta N°2, y la diferencia entre rutas de monitoreo es estadísticamente significativa ($p_{valor} = 2,6 \times 10^{-11}$).
- En promedio, el ancho de calle es mayor en la Ruta N°2, y la relación de aspecto de las calles es mayor en la Ruta N°1, siendo las diferencias entre rutas de monitoreo estadísticamente significativas ($p_{valor} = 2,3 \times 10^{-14}$ y $p_{valor} = 1,1 \times 10^{-8}$, respectivamente).
- En promedio, la actividad comercial es mayor en la Ruta N°1, y la diferencia entre rutas es estadísticamente significativa ($p_{valor} = 0,042$).

Con respecto a las condiciones meteorológicas registradas en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental, en primer lugar se destaca que existe una diferencia en la dirección del viento predominante observada en ambas rutas de monitoreo (figura 4.12). Además de lo anterior, la velocidad del viento promedio resultó ser mayor en la Ruta N°2, pero la diferencia entre rutas no fue estadísticamente significativa ($p_{valor} = 0,083$). Considerando el resto de los parámetros meteorológicos bajo análisis, se registró un menor valor

promedio de temperatura ambiente en la Ruta N°1 (coincidiendo con los meses de invierno), siendo la diferencia entre rutas estadísticamente significativa ($p_{valor} = 3,2 \times 10^{-7}$). Por último, no se detectó una diferencia estadísticamente significativa entre los valores promedio de humedad relativa ambiente registrados en paralelo a las mediciones de exposición ambiental, a lo largo de las dos rutas de monitoreo.

Además de lo anterior, se realizó una búsqueda inicial de relaciones monotónicas entre algunos de los parámetros registrados, con base en el cálculo del coeficiente de correlación de Spearman, cuyos resultados se presentan en la tabla 4.4.

Tabla 4.4: Coeficiente de correlación de Spearman entre distintos parámetros registrados.

Parámetro N°1	Parámetro N°2	Ruta N°1	Ruta N°2
NR ⁽²⁾	PM ₁₀ ⁽³⁾	0,05	-0,02
NR ⁽²⁾	PM _{2,5} ⁽⁴⁾	-(¹)	-0,04
NR ⁽²⁾	NO ₂ ⁽⁵⁾	0,07	0,22
PM ₁₀ ⁽³⁾	PM _{2,5} ⁽⁴⁾	0,86	0,88
PM ₁₀ ⁽³⁾	NO ₂ ⁽⁵⁾	0,22	-(¹)
PM _{2,5} ⁽⁴⁾	NO ₂ ⁽⁵⁾	0,26	-0,03
WS ⁽⁶⁾	PM ₁₀ ⁽³⁾	-0,15	-0,17
WS ⁽⁶⁾	PM _{2,5} ⁽⁴⁾	-0,32	-0,32
WS ⁽⁶⁾	NO ₂ ⁽⁵⁾	-0,35	-0,11
TA ⁽⁷⁾	PM ₁₀ ⁽³⁾	-0,16	0,23
TA ⁽⁷⁾	PM _{2,5} ⁽⁴⁾	-0,19	0,29
TA ⁽⁷⁾	NO ₂ ⁽⁵⁾	-0,61	-0,41
HR ⁽⁸⁾	PM ₁₀ ⁽³⁾	0,16	-0,21
HR ⁽⁸⁾	PM _{2,5} ⁽⁴⁾	0,19	-0,31
HR ⁽⁸⁾	NO ₂ ⁽⁵⁾	0,60	0,23
NR ⁽²⁾	FV ⁽⁹⁾	0,20	0,35
NR ⁽²⁾	HEDIF ⁽¹⁰⁾	0,21	0,07
NR ⁽²⁾	RA ⁽¹¹⁾	0,06	0,05
NR ⁽²⁾	DC ⁽¹²⁾	-(¹)	-0,06
PM ₁₀ ⁽³⁾	FV ⁽⁹⁾	-0,05	-0,02
PM ₁₀ ⁽³⁾	HEDIF ⁽¹⁰⁾	-0,08	-(¹)
PM ₁₀ ⁽³⁾	RA ⁽¹¹⁾	-(¹)	-0,01
PM ₁₀ ⁽³⁾	DC ⁽¹²⁾	0,06	-(¹)
PM _{2,5} ⁽⁴⁾	FV ⁽⁹⁾	-0,14	-0,05
PM _{2,5} ⁽⁴⁾	HEDIF ⁽¹⁰⁾	-0,13	-0,12
PM _{2,5} ⁽⁴⁾	RA ⁽¹¹⁾	-(¹)	-0,02
PM _{2,5} ⁽⁴⁾	DC ⁽¹²⁾	0,07	-0,001
NO ₂ ⁽⁵⁾	FV ⁽⁹⁾	-(¹)	0,16
NO ₂ ⁽⁵⁾	HEDIF ⁽¹⁰⁾	0,06	0,10
NO ₂ ⁽⁵⁾	RA ⁽¹¹⁾	-(¹)	0,07
NO ₂ ⁽⁵⁾	DC ⁽¹²⁾	-(¹)	-0,01

(¹) Resultado no significativo para un nivel de confianza igual a 0,95; (²) Nivel de ruido (dB); (³) Concentración de PM₁₀ (µg/m³); (⁴) Concentración de PM_{2,5} (µg/m³); (⁵) Concentración de NO₂ (µg/m³); (⁶) Velocidad del viento (m/s); (⁷) Temperatura ambiente (°C); (⁸) Humedad relativa ambiente (%); (⁹) Flujo vehicular total (veh/min); (¹⁰) Altura de edificios promedio (m); (¹¹) Relación de aspecto de la calle; (¹²) Densidad de construcción (%).

A partir de la observación de la tabla 4.4, se realizan los siguientes comentarios:

- Los coeficientes de correlación son diferentes entre las dos rutas de monitoreo, para casi todos los pares de parámetros analizados.
- En general, los coeficientes de correlación entre los niveles de ruido y las concentraciones de los contaminantes atmosféricos son bajos, salvo para las concentraciones de NO₂ en la Ruta N°2.
- Las concentraciones de PM (PM₁₀ y PM_{2,5}) y NO₂ presentan mayores coeficientes de correlación entre sí en la Ruta N°1.
- Los coeficientes de correlación entre las concentraciones de los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos son altos para las dos rutas de monitoreo. Se destaca en este punto que se obtienen coeficientes de correlación entre la concentración de PM (PM₁₀ y PM_{2,5}) y la temperatura ambiente con signos diferentes, para ambas rutas de monitoreo.
- Los coeficientes de correlación entre los niveles de ruido y flujo vehicular son mayores que entre el flujo vehicular y las concentraciones de los contaminantes atmosféricos.
- El resto de las características del entorno urbano analizadas presentan bajos coeficientes de correlación con las variables de exposición ambiental.
- Para la Ruta N°2, se obtuvieron correlaciones significativas entre las concentraciones de NO₂, los niveles de ruido, y el flujo vehicular.

De acuerdo con el análisis realizado, las mayores concentraciones de NO₂ se registraron en la Ruta N°1. Esta ruta presenta menores niveles de flujo vehicular total, mayores relaciones de aspecto de las calles y niveles de actividad comercial, y menores anchos de calle.

En este sentido, las características del entorno urbano construido mencionadas parecerían estar determinando, de forma parcial y actuando en conjunto, el registro de mayores concentraciones de NO₂ en la Ruta N°1. En el [Capítulo 2](#), se mencionó que estas características del entorno construido podían tener influencia en la calidad del aire urbano. La hipótesis de que las características del entorno construido actúan en conjunto para incidir en los niveles de calidad del aire se apoya en que, a modo de ejemplo, la correlación de Spearman entre las concentraciones de NO₂ y la relación de aspecto de las calles en la Ruta N°1 no es estadísticamente significativa (tabla 4.4). En adición a lo anterior, se entiende que la diferencia existente en la composición del flujo vehicular entre

ambas rutas de monitoreo, también podría colaborar en la explicación del registro de mayores concentraciones de NO_2 en la Ruta N°1. En este sentido, la Ruta N°1 presenta una mayor proporción de camiones, siendo esta categoría vehicular la que genera las mayores emisiones de NO_x , de acuerdo con Cataldo et al. (2019).

De todas maneras, la diferencia estadísticamente significativa existente entre las rutas de monitoreo, en relación con los valores de temperatura ambiente registrados, condiciona la validez de los comentarios realizados en el párrafo anterior. Esto se sustenta en los altos coeficientes de correlación obtenidos entre esta variable meteorológica y las concentraciones de los contaminantes atmosféricos registradas en las dos rutas de monitoreo (tabla 4.4).

4.1.5.2. Análisis estadístico multivariado

En esta sección se realizó un análisis estadístico multivariado utilizando la técnica de análisis de clusters, para investigar si las relaciones encontradas entre variables de exposición ambiental y características del entorno urbano podrían considerarse independientes de las condiciones meteorológicas reinantes. Para ello, y según se introdujo en el Capítulo 3, la mencionada técnica se aplicará sobre distintos conjuntos de datos, construidos en base a los valores de velocidad del viento y temperatura ambiente registrados⁴. En la tabla 4.5 se presentan los diferentes conjuntos de datos considerados en el marco de este análisis.

Tabla 4.5: Conjuntos de datos considerados para el análisis de clusters, incluyendo el número de registros presentes en cada uno de ellos.

Terciles	$T_{baja}^{(1)(7)}$	$T_{media}^{(2)}$	$T_{alta}^{(3)}$	Todos
$WS_{baja}^{(1)(6)}$	CD1 ⁽⁵⁾ (508; 13,37 %)	CD2 (429; 11,29 %)	CD3 (317; 8,34 %)	
$WS_{media}^{(2)}$	CD4 (383; 10,08 %)	CD5 (420; 11,06 %)	CD6 (450; 11,85 %)	
$WS_{alta}^{(3)}$	CD7 (363; 9,56 %)	CD8 (404; 10,63 %)	CD9 (525; 13,82 %)	
Todos				

(¹) Baja: [0 %-33 %]; (²) Media: [33 %-66 %]; (³) Alta: [66 %-100 %]; (⁴) Registros promedio por cuadra correspondientes a todos los recorridos ciclistas realizados en ambas rutas de monitoreo en conjunto; (⁵) CD: Conjunto de Datos; (⁶) WS: velocidad del viento; (⁷) T: temperatura ambiente.

⁴Un aspecto importante a destacar en este punto es que las dosis potenciales de contaminantes atmosféricos inhaladas dependen del nivel de esfuerzo del ciclista, de acuerdo con la Ecuación 2.1. Este nivel de esfuerzo está condicionado por el trazado de la ruta (el ciclista realiza un mayor esfuerzo en los tramos finales de los recorridos debido al cansancio), por lo tanto, en el marco de la aplicación de la técnica de análisis de clusters no se considerarán las dosis de contaminantes atmosféricos.

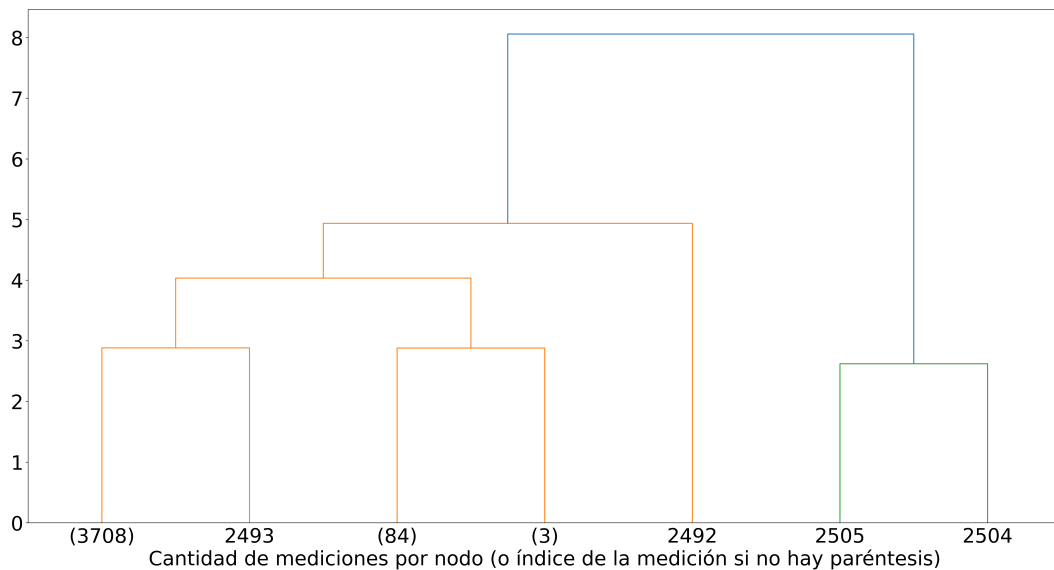


Figura 4.27: Ejemplo de dendrograma (metodología Single-linkage; conjunto de datos CD). Los índices de mediciones hacen referencia a registros particulares. Fuente: elaboración propia.

Según se describió en el [Capítulo 3](#), en el marco de la aplicación de las metodologías de agrupamiento del tipo jerárquico-aglomerativo, en primer lugar el proceso se extendió hasta que todos los registros fueron agrupados en un único cluster (figura 4.27).

Seguidamente, para determinar el número de clusters a formar en el marco de la aplicación de metodologías de agrupamiento del tipo jerárquico-aglomerativo, y según también se describió en el [Capítulo 3](#), se examinó la distancia vencida durante cada etapa de agrupamiento, finalizando el proceso en la etapa anterior a que esta distancia presentara un “salto pronunciado”, para cada conjunto de datos considerado (un ejemplo de este proceso se presenta en la figura 4.28; en este caso, se decidió formar cuatro clusters).

Luego, las distintas metodologías de agrupamiento aplicadas a cada conjunto de datos fueron evaluadas comparativamente, mediante la aplicación de tres métodos diferentes ([Capítulo 3](#)): Silhouette Coefficient, Calinski–Harabasz Index y Davies–Bouldin Index. Según se describió en el [Capítulo 3](#), la metodología de agrupamiento de mejor desempeño se definió como aquella que presentó el valor promedio más cercano a 1, para los rankings calculados para cada método comparativo utilizado. Los resultados de este proceso se ilustran en las tablas 4.6 y 4.7.

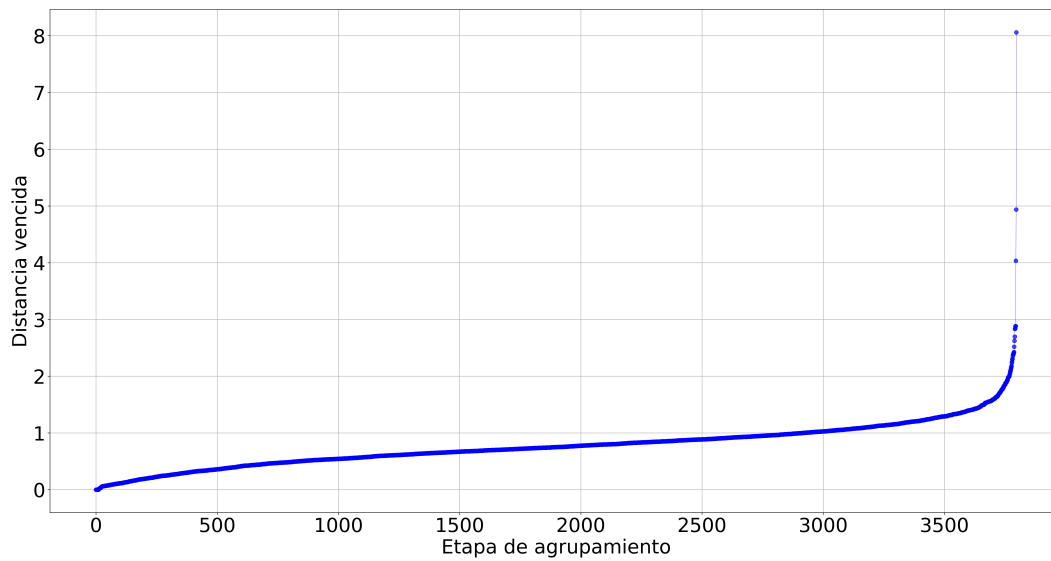


Figura 4.28: Ejemplo de gráfico de evolución de la distancia vencida durante cada etapa de agrupamiento, hasta formar un único cluster (metodología Single-linkage; conjunto de datos CD). Fuente: elaboración propia.

Tabla 4.6: Resultados detallados del proceso de agrupamiento para el conjunto de datos CD.

Metodología	CF ⁽⁷⁾	CC ⁽¹⁾	SCR ⁽²⁾	CHIR ⁽³⁾	DBIR ⁽⁴⁾	RP ⁽⁵⁾
Single-linkage	4	1	_(6)	_(6)	_(6)	_(6)
Complete-linkage	5	1	_(6)	_(6)	_(6)	_(6)
Average-linkage	8	1	_(6)	_(6)	_(6)	_(6)
Ward ⁽⁸⁾	8	5	1	2	1	1,3
K-means	2	2	2	1	2	1,7

(1) Cantidad de clusters considerados: aquellos que contienen más del 5% de los registros; (2) Silhouette Coefficient ranking; (3) Calinski–Harabasz Index ranking; (4) Davies–Bouldin Index ranking; (5) Ranking promedio; (6) No corresponde; (7) Cantidad de clusters formados; (8) Ward’s minimum variance method.

A modo de ejemplo, en la tabla 4.6 se observa que para el conjunto de datos CD, las únicas metodologías de agrupamiento que formaron al menos dos clusters con más del 5% de los registros fueron las denominadas Ward’s minimum variance method y K-means. En este sentido, los métodos comparativos de metodologías de agrupamiento fueron aplicados solamente sobre estas dos metodologías, resultando ser la de mejor desempeño aquella denominada Ward’s minimum variance method (tabla 4.7).

Tabla 4.7: Resumen de los resultados del proceso de agrupamiento.

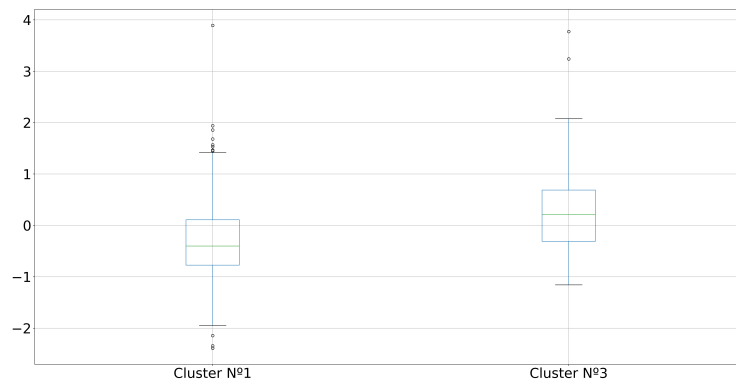
Conjunto de datos	MS ⁽¹⁾	CC ⁽²⁾
CD	Ward's minimum variance	5
CD1	K-means	4
CD2	Ward's minimum variance	6
CD3	K-means	5
CD4	Ward's minimum variance	7
CD5	Ward's minimum variance	8
CD6	Average-linkage	2
CD7	Ward's minimum variance	7
CD8	Ward's minimum variance	7
CD9	K-means	4

⁽¹⁾ Metodología de agrupamiento seleccionada: aquella con el ranking promedio más cercano a 1; ⁽²⁾ Cantidad de clusters considerados: aquellos que contienen más del 5% de los registros.

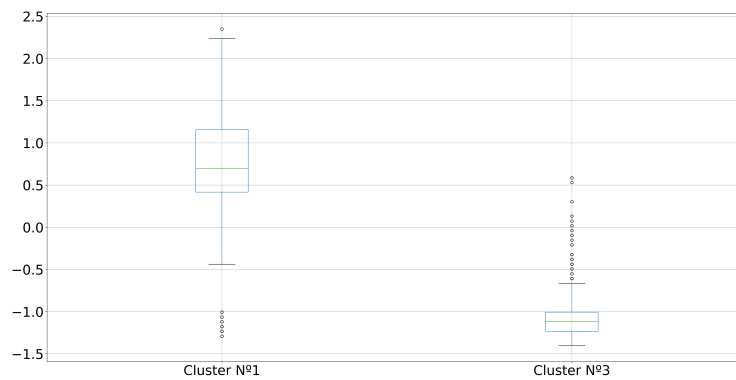
Por último, considerando cada conjunto de datos y la metodología de agrupamiento de mejor desempeño, las características de los dos clusters con mayor cantidad de registros fueron evaluadas comparativamente, de acuerdo con lo descrito en el [Capítulo 3](#). En este sentido, en la [figura 4.29](#) se ilustran la evaluaciones comparativas gráficas realizadas.

A partir del análisis de clusters realizado, surgen los siguientes comentarios:

- Considerando todos los registros disponibles (conjunto de datos CD), se observó que los dos clusters con mayor cantidad de registros representaron razonablemente a las dos rutas de monitoreo evaluadas, de acuerdo con los resultados del análisis estadístico descriptivo presentados anteriormente. La única diferencia estadísticamente significativa corresponde al parámetro denominado densidad de construcción. En el caso del análisis de clusters, los mayores valores correspondieron al grupo que estaría representando a la Ruta N°2, mientras que en el análisis estadístico descriptivo se observó que este parámetro presentaba mayores valores en la Ruta N°1.
- Los resultados obtenidos para el conjunto de datos CD5 coincidieron con los hallazgos del análisis estadístico descriptivo, excepto para el parámetro denominado densidad de construcción (aunque la diferencia entre clusters no fue estadísticamente significativa).
- Los resultados obtenidos para los conjuntos de datos CD7 y CD8 coincidieron con los hallazgos del análisis estadístico descriptivo.



(a)



(b)

Figura 4.29: Anomalías estandarizadas de las concentraciones de NO₂ y del flujo vehicular total, para el conjunto de datos CD. a) Concentración de NO₂; b) Flujo vehicular total. Fuente: elaboración propia.

- Se considera que los resultados obtenidos para los conjuntos de datos CD1, CD3, CD4 y CD6 no coinciden con los del análisis estadístico descriptivo, ya que los dos clusters principales no representan a las rutas de monitoreo, en relación con las características de sus entornos urbanos.
- Se considera que los resultados obtenidos para los conjuntos de datos CD2 y CD9 coincidieron con los hallazgos del análisis estadístico descriptivo, ya que los dos principales clusters (aquellos con mayor cantidad de registros) representaron razonablemente a las dos rutas de monitoreo, de acuerdo con las características de sus entornos urbanos. Sin embargo, la concentración de NO₂ resultó ser mayor en el cluster que estaría representando a la Ruta N°2 (la diferencia entre clusters resultó ser estadísticamente significativa), resultado contrario al determinado a partir del análisis estadístico descriptivo.

En función de lo anterior, en la tabla 4.8 se presenta una estimación del grado de similaridad, entre los resultados del análisis de clusters y los del análisis estadístico descriptivo, para cada conjunto de datos analizado.

Tabla 4.8: Estimación del grado de similaridad entre los resultados del análisis de clusters y los del análisis estadístico descriptivo (verde: alto grado de similaridad; amarillo: grado de similaridad medio; rojo: bajo grado de similaridad).

Terciles	$T_{baja}^{(1)}$	$T_{media}^{(2)}$	$T_{alta}^{(3)}$	Todos
$WS_{baja}^{(1)}$	CD1	CD2	CD3	
$WS_{media}^{(2)}$	CD4	CD5	CD6	
$WS_{alta}^{(3)}$	CD7	CD8	CD9	
Todos				CD

⁽¹⁾ Baja: [0 %-33 %]; ⁽²⁾ Media: [33 %-66 %]; ⁽³⁾ Alta: [66 %-100 %].

En función de lo anterior, se observa que los resultados obtenidos a partir del análisis de clusters realizado varían en función del conjunto de datos que se analice. Teniendo en cuenta que los distintos conjuntos de datos se construyen en función de los valores de velocidad del viento y temperatura ambiente, se considera que estos parámetros meteorológicos tienen incidencia en los vínculos encontrados entre la exposición personal a contaminantes atmosféricos y las características del entorno urbano. Es decir, las condiciones meteorológicas tienen incidencia en la calidad del aire urbano, aún en escalas espaciales reducidas.

Este resultado parece razonable, teniendo en cuenta los elevados coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre las concentraciones de los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos registrados (tabla 4.4). Además, las series de temperatura ambiente promedio por recorrido presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las dos rutas de monitoreo. Lo anteriormente mencionado está en consonancia con la revisión bibliográfica presentada en el [Capítulo 2](#), donde se destacó la influencia de las condiciones meteorológicas en la calidad del aire urbano.

De todas maneras, se destaca que utilizando toda la información disponible (conjunto de datos CD), los resultados obtenidos mediante el análisis de clusters se corresponden con los hallazgos del análisis estadístico descriptivo. En este punto se subraya que el análisis de clusters es un procedimiento numérico objetivo, a partir del cual se obtuvo el agrupamiento de los registros, siguiendo las características de los entornos urbanos de las rutas de monitoreo definidas. Se entiende que esto último señala que las características del entorno urbano también inciden en la calidad del aire urbano. Estos resultados también se obtuvieron para 3 de los 9 subconjuntos de datos analizados.

Por último, se realizó una comparación entre los registros de concentración de PM tomados sobre las bicicletas a lo largo de la Ruta N°2, y aquellos medidos en simultáneo por el equipo Aeroqual AQM10 (figura 4.1). Esta comparación permite estimar la variación de las concentraciones de PM en altura, y la cobertura espacial de la estación de calidad del aire utilizada⁵.

En términos específicos, para realizar la comparación, se calculó un nuevo parámetro denominado Excedencia (*EXC*). Este parámetro representa la excedencia porcentual de las concentraciones de PM registradas sobre las bicicletas, con respecto a los valores medidos por el equipo Aeroqual AQM10. A modo de ejemplo, en la [Ecuación 4.1](#) se ilustra el cálculo de este parámetro para el contaminante atmosférico $PM_{2,5}$:

$$EXC_{PM_{2,5}} (\%) = 100 * \frac{C PM_{2,5}^{BICI} (\mu g/m^3) - C PM_{2,5}^{AQM10} (\mu g/m^3)}{C PM_{2,5}^{AQM10} (\mu g/m^3)} \quad (4.1)$$

Para visualizar los resultados de la comparación, se realizaron mapas por contaminante, que muestran la mediana de las excedencias a nivel de cuadra,

⁵En el marco de la comparación, fueron descartados los registros que no presentaban valores para alguno de los parámetros analizados.

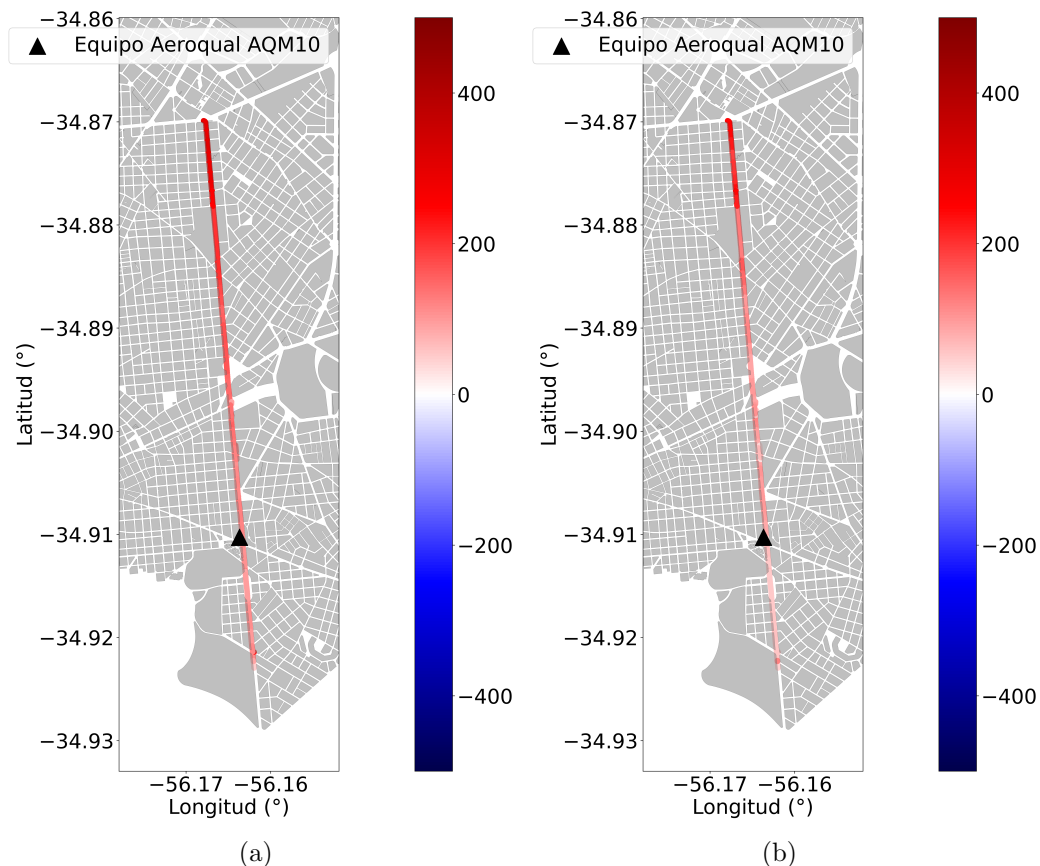


Figura 4.30: Valores de la mediana de las excedencias porcentuales promedio por cuadra. a) PM_{10} ; b) $PM_{2.5}$. Fuente: elaboración propia.

para la serie de excedencias promedio por cuadra de todos los días de medición bajo análisis (figura 4.30).

A partir de la observación de la figura 4.30, se concluye que los registros de concentración de PM tomados sobre las bicicletas resultan ser mayores a los medidos en simultáneo por el equipo Aeroqual AQM10, ubicado en altura (registrándose mayores diferencias para las concentraciones de PM_{10}). Por otra parte, se observa que las diferencias se amplifican hacia el inicio de la Ruta N°2, posiblemente indicando una restricción de la cobertura espacial del equipo Aeroqual AQM10 en su capacidad de representación de la calidad del aire urbano. Más allá de que se están comparando dos instrumentos de medición diferentes, se entiende que la aplicación de las curvas de corrección desarrolladas para los equipos portátiles, y la magnitud de las diferencias encontradas habilita la realización de estos comentarios preliminares.

Finalmente, se exploró la posible existencia de correlaciones entre las series

de concentraciones de PM, registradas en simultáneo sobre bicicletas y por parte del equipo Aeroqual AQM10. En este sentido, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman entre las distintas series de datos analizadas, obteniéndose resultados estadísticamente significativos en todos los casos. Esto indica que, más allá que las concentraciones de PM registradas sobre las bicicletas fueron superiores a las registradas en altura de forma simultánea, existe una relación monótonica entre estas series de datos.

4.2. Simulación numérica

4.2.1. Evaluación de los dominios de cálculo elaborados

Para todas las grillas de cálculo evaluadas, la altura del dominio es igual al doble de la altura de los edificios. Este valor se encuentra por debajo de lo recomendado en Pantusheva et al. (2022), que marca que la altura del dominio debe ser igual a seis veces la altura de los edificios, como mínimo. También se recomienda, de acuerdo con lo descrito en el [Capítulo 2](#), que el blockage ratio sea inferior a 10 % como máximo. En el caso de estudio, este parámetro es igual a 44,5 % para todas las grillas de cálculo definidas.

En adición a lo anterior, en este caso de estudio tampoco se consideran distancias laterales entre los edificios y el fin de las grillas de cálculo. En Pantusheva et al. (2022) se recomienda una distancia mínima de cinco veces la altura de los edificios viento arriba, y de diez a quince veces la altura de los edificios viento abajo, entre los edificios y el fin de los dominios de cálculo. En cuanto a las dimensiones del dominio perpendiculares al flujo de viento, en el citado documento no se especifican valores mínimos, pero se menciona que deben simularse al menos dos escenarios diferentes, con fines comparativos.

De todas maneras, y según se comentó en el [Capítulo 3](#), en Ai y Mak (2017) se evaluó el efecto en los resultados obtenidos de diferentes dimensiones del dominio, utilizando una grilla de cálculo similar a la empleada en el presente estudio. En este sentido, se encontró que la influencia en los resultados de la longitud del dominio viento abajo de los edificios, y de la altura del dominio sobre los edificios fue despreciable.

Por otra parte, con respecto a las recomendaciones efectuadas en Blocken (2015) y en Pantusheva et al. (2022), que se mencionan en el [Capítulo 2](#), referidas al número de celdas de cálculo a utilizar, a su geometría, y al tipo de

condiciones de borde a establecer en las simulaciones numéricas, a continuación se realizan algunos comentarios en función de las simulaciones realizadas:

- En todos los dominios de cálculo utilizados, se disponen 65 celdas de cálculo entre los edificios, cumpliendo con las recomendaciones.
- Para todos los dominios de cálculo, con el objetivo de evaluar la exposición personal a contaminantes atmosféricos en el seno de cañones urbanos, se han colocado 7,5 celdas de cálculo entre la superficie y una altura de 1,5 m, y 10 celdas de cálculo entre la superficie y una altura de 2 m, cumpliendo nuevamente con las recomendaciones.
- De acuerdo con lo informado en el [Capítulo 3](#), el máximo factor de expansión o stretching ratio utilizado fue 1,4, encontrándose por encima del valor máximo recomendado (1,3). El resto de los stretching ratios definidos cumplieron con la recomendación.
- Las celdas de cálculo utilizadas son hexaédricas, siguiendo las recomendaciones.
- Las líneas de grilla son perpendiculares a las paredes de las estructuras presentes en el dominio en todos los casos, de acuerdo con lo recomendado.
- Con respecto a la cantidad de celdas de cálculo colocadas en cada lado de cada edificio en altura, en el dominio de cálculo *BASE* se colocan 44, en el *RA1* 78 y en el *RA2* 156, cumpliendo con las recomendaciones.
- En las cercanías de los edificios bajo estudio, se tiene una celda de cálculo cada 0,2 m en las tres direcciones, cumpliendo con las recomendaciones.
- La sub capa rugosa se representa hasta una altura igual al doble de la altura de los edificios, en todos los dominios de cálculo bajo estudio. Desde el suelo, y hasta el final del dominio (altura igual al doble de la altura de los edificios) se cuenta con 74, 84 y 89 celdas de cálculo verticales (capas), en los dominios genéricos *BASE*, *RA1* y *RA2* respectivamente. Estas capas tienen altura variable, siendo la máxima igual a 5,4 m. Lo anterior muestra que se cumplieron con las recomendaciones efectuadas en el [Capítulo 2](#).
- En contraposición con las recomendaciones, en la frontera norte de los dominios de cálculo se asignó una condición de borde de simetría.

En función de lo anteriormente mencionado, se observa que se presenta un cumplimiento parcial de las recomendaciones analizadas para la realización de

simulaciones numéricas. Se prevé a futuro continuar con el desarrollo de las simulaciones numéricas realizadas, con el objetivo de aumentar el grado de cumplimiento de las recomendaciones existentes (Capítulo 6).

4.2.2. Flujo de viento

En primer lugar, en las figuras 4.31 y 4.32 se muestran mapas de las componentes horizontal y vertical de la velocidad del viento, para el dominio de cálculo *BASE*, y para las tres velocidades del viento consideradas (*WSBASE*, *WS1* y *WS2*).

Seguidamente, en la figura 4.33 se muestra el valor del módulo de la velocidad del viento, cuando la velocidad del viento incidente es igual a *WSBASE*, para los tres dominios de cálculo analizados.

Por otra parte, en la figura 4.34 se presentan perfiles verticales de velocidad horizontal del viento promedio en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, y para la línea longitudinal media, correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE*, y para todos los dominios de cálculo.

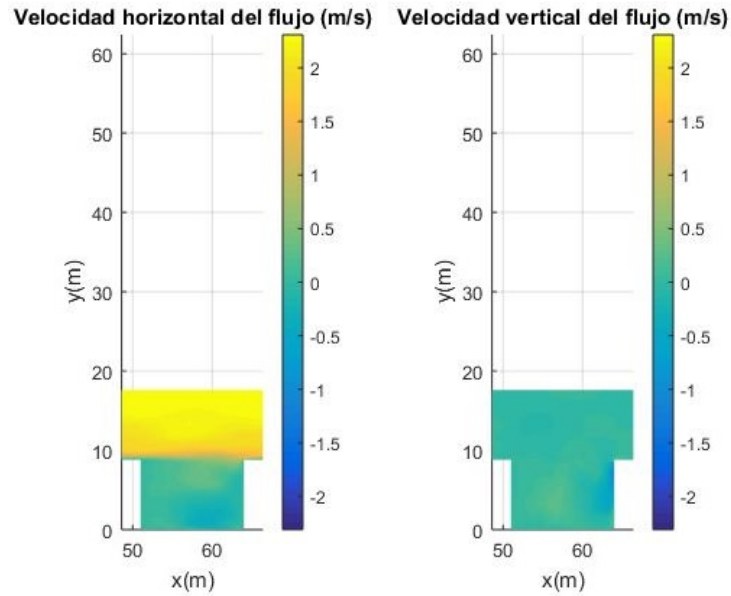
4.2.3. Concentración ambiental de $PM_{2,5}$

En primer lugar, en la figura 4.35 se observa la concentración promedio simulada de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para los diferentes dominios de cálculo considerados, cuando el módulo de la velocidad del viento incidente es igual a *WSBASE*, y considerando el escenario de flujo vehicular *BASE*.

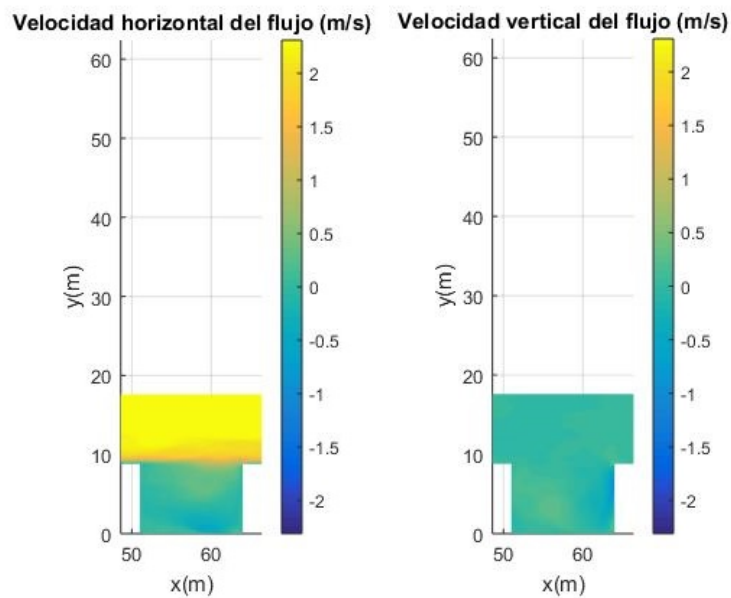
En relación con lo anterior, en la figura 4.36 se presentan perfiles verticales de concentración promedio de $PM_{2,5}$, en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE*.

Por otra parte, en la figura 4.37 se muestra un ejemplo del efecto en las concentraciones de $PM_{2,5}$ simuladas, generado por un cambio en el módulo de la velocidad del viento incidente.

Por otro lado, se calculó la concentración de $PM_{2,5}$ en un bloque de aire de 2 m de altura, inmediatamente superior al nivel de los edificios, y sobre la calle. Se entiende que este parámetro representa la capacidad del flujo de viento de extraer el contaminante del cañón urbano (figura 4.38).



(a) Componente horizontal (*WS1*) (b) Componente vertical (*WS1*)



(c) Componente horizontal (*WSBASE*) (d) Componente vertical (*WSBASE*)

Figura 4.31: Mapas promedio de velocidad del viento, para la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio. Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE*, y a las velocidades del viento *WS1*, *WSBASE* y *WS2* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha) (1^{era} parte). Fuente: elaboración propia.

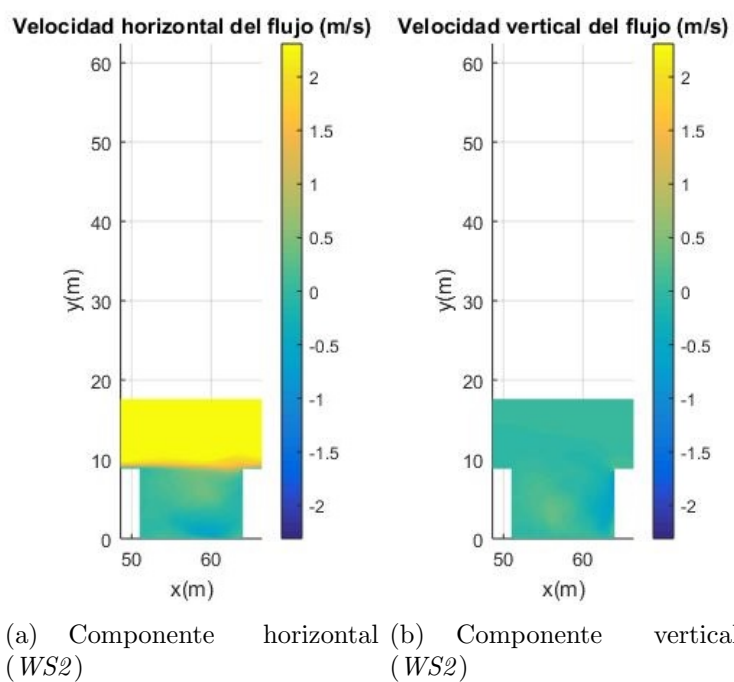


Figura 4.32: Mapas promedio de velocidad del viento, para la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio. Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE*, y a las velocidades del viento *WS1*, *WSBASE* y *WS2* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha) (2^{da} parte). Fuente: elaboración propia.

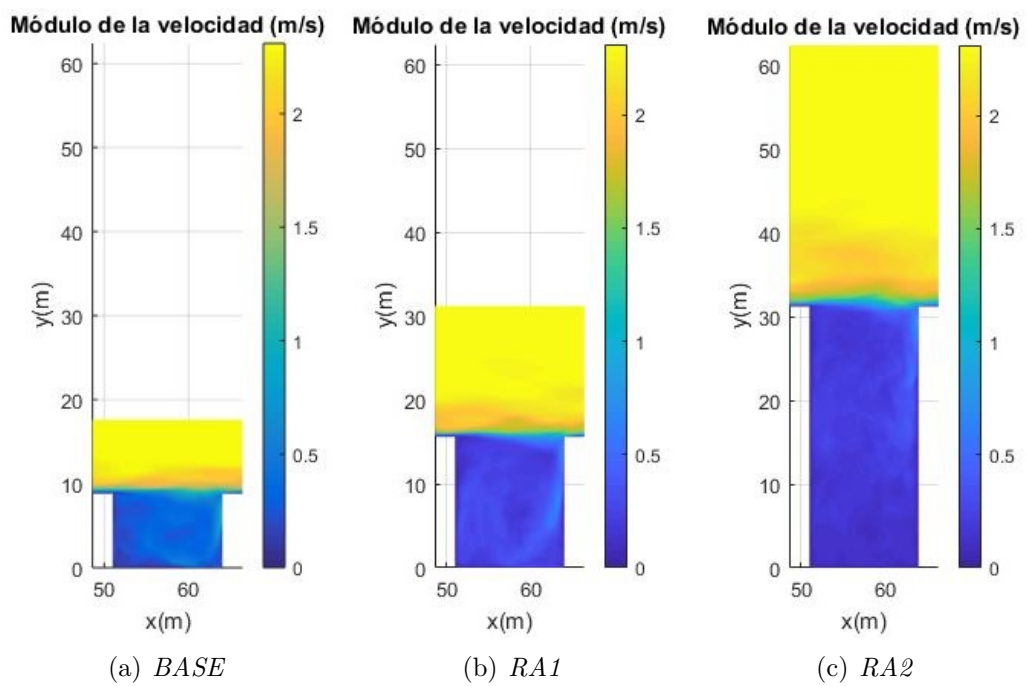


Figura 4.33: Mapas promedio del módulo de la velocidad del viento, para la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio. Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE*, y a los dominios de cálculo *BASE*, *RA1* y *RA2* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.

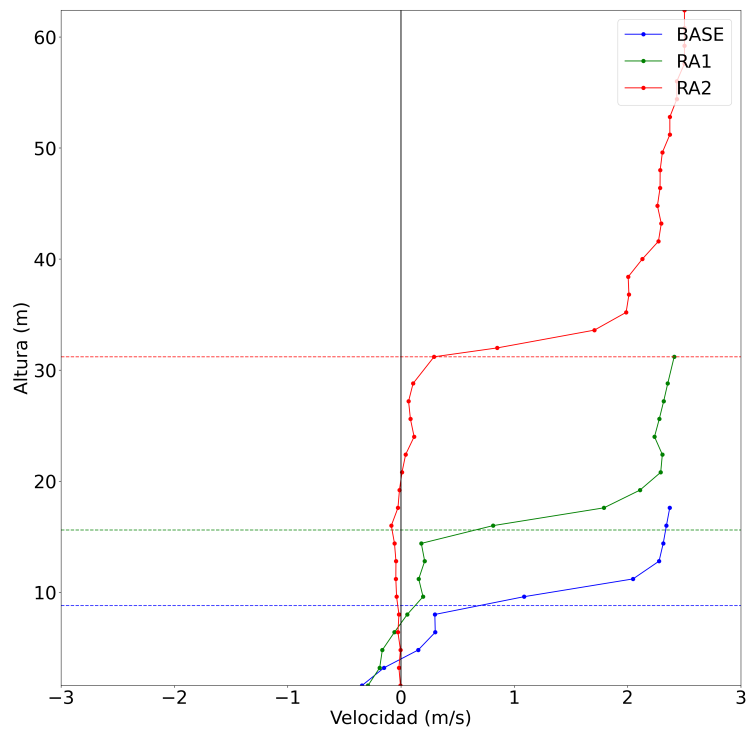


Figura 4.34: Perfiles verticales de velocidad horizontal del viento promedio en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio (m/s), y para la línea longitudinal media. Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* (las líneas punteadas indican la altura de los edificios para cada dominio de cálculo, de acuerdo con el código de colores utilizado). Fuente: elaboración propia.

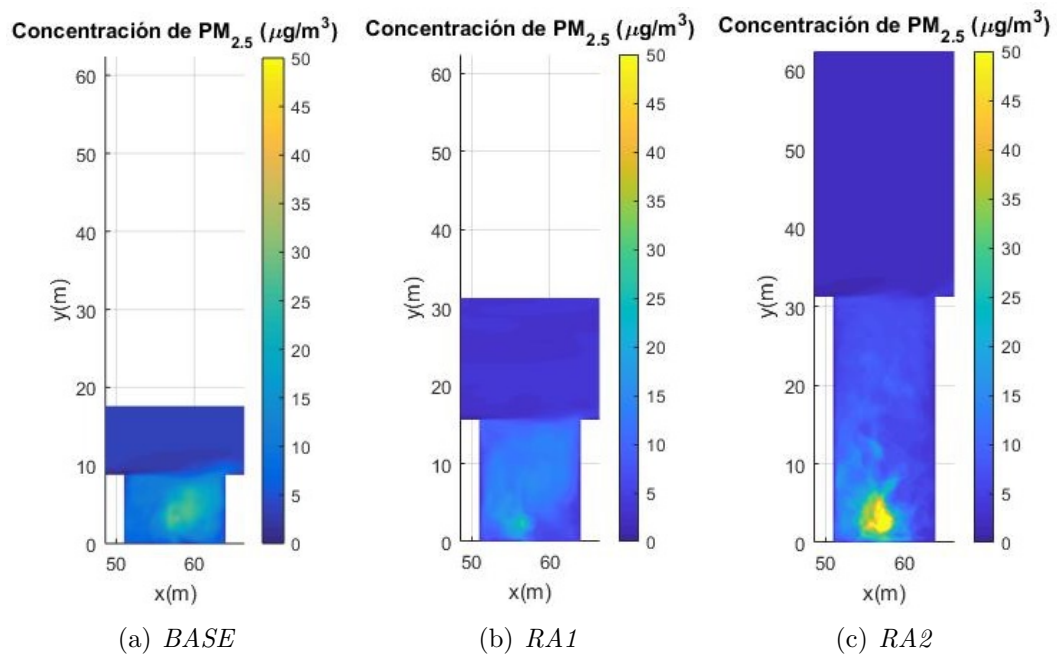


Figura 4.35: Mapas promedio de concentración de $PM_{2.5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para los diferentes dominios de cálculo simulados (izquierda: *BASE*; centro: *RA1*; derecha: *RA2*). Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.

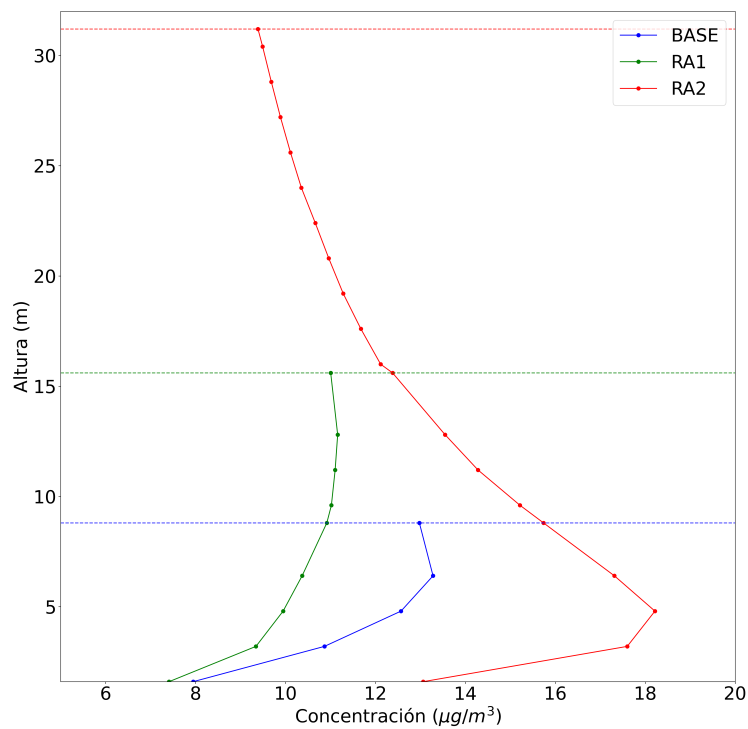


Figura 4.36: Perfiles verticales de concentración promedio de PM_{2,5} en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (promedio en la sección hasta cada altura graficada). Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (las líneas punteadas indican la altura de los edificios para cada dominio de cálculo, de acuerdo con el código de colores utilizado). Fuente: elaboración propia.

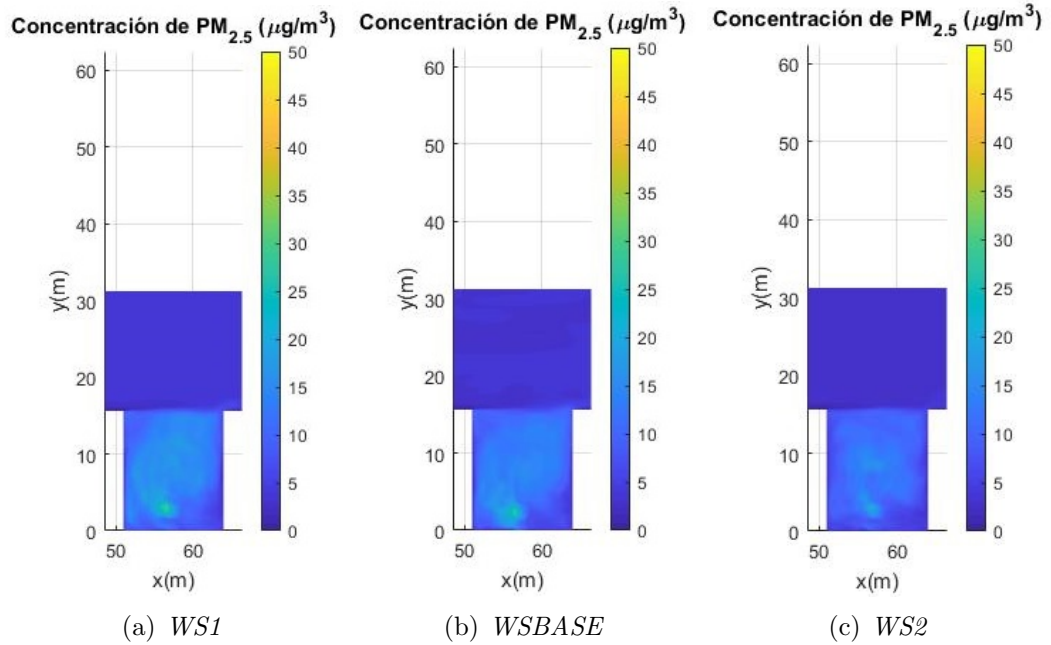


Figura 4.37: Mapas promedio de concentración de $PM_{2.5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para diferentes velocidades del viento incidentes (izquierda: *WS1*; centro: *WSBASE*; derecha: *WS2*). Resultados correspondientes al dominio de cálculo *RA1* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.

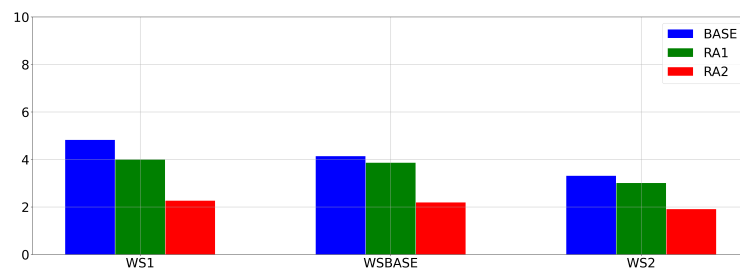


Figura 4.38: Concentración promedio de $PM_{2.5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para una capa de aire de 2 m de altura sobre los edificios, por encima de la calle ($\mu g/m^3$). Resultados correspondientes al escenario de flujo vehicular *BASE*. Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, en la figura 4.39 se muestra el campo de concentraciones de $PM_{2,5}$ visto en planta, para todos los dominios de cálculo evaluados.

Por otro lado, en la figura 4.40 se muestra el efecto de los escenarios alternativos de flujo vehicular en los niveles ambientales simulados de $PM_{2,5}$, para la velocidad del viento *WSBASE*, en comparación con el escenario *BASE* presentado en la figura 4.35. Se toma como ejemplo en este sentido el dominio de cálculo *RA1*.

Por otra parte, en la figura 4.41 se presentan las dosis promedio de $PM_{2,5}$ calculadas para rutas ciclistas ubicadas viento arriba y viento abajo, dentro del cañón urbano bajo estudio, para el dominio de cálculo *BASE* y para la velocidad del viento *WSBASE*, considerando todos los escenarios de flujo vehicular evaluados.

Por último, y de acuerdo con lo descrito en el Capítulo 3, se realizó un ejercicio preliminar de verificación de las simulaciones numéricas realizadas. En este sentido, se aumentó el número de iteraciones del modelo de 5 a 20, para los dominios de cálculo *BASE* y *RA1*, y para la velocidad del viento *WSBASE* (para el dominio de cálculo *BASE*, esta simulación se denominó *BASELSG20*). Además de lo anterior, se repitieron las simulaciones numéricas, aumentando un 25 % la cantidad de celdas de cálculo en cada dirección para cada bloque, considerando el dominio de cálculo *BASE* y la velocidad del viento *WSBASE* (*BASE125 %*). Para este ejercicio de verificación se utilizó el escenario de flujo vehicular *BASE*. En las figuras 4.42 y 4.43 se presentan los resultados obtenidos para el dominio de cálculo *BASE*.

4.2.4. Análisis y discusión

Se realizaron 24 simulaciones numéricas en total. En este sentido, en la tabla 4.9 se presentan sus principales características.

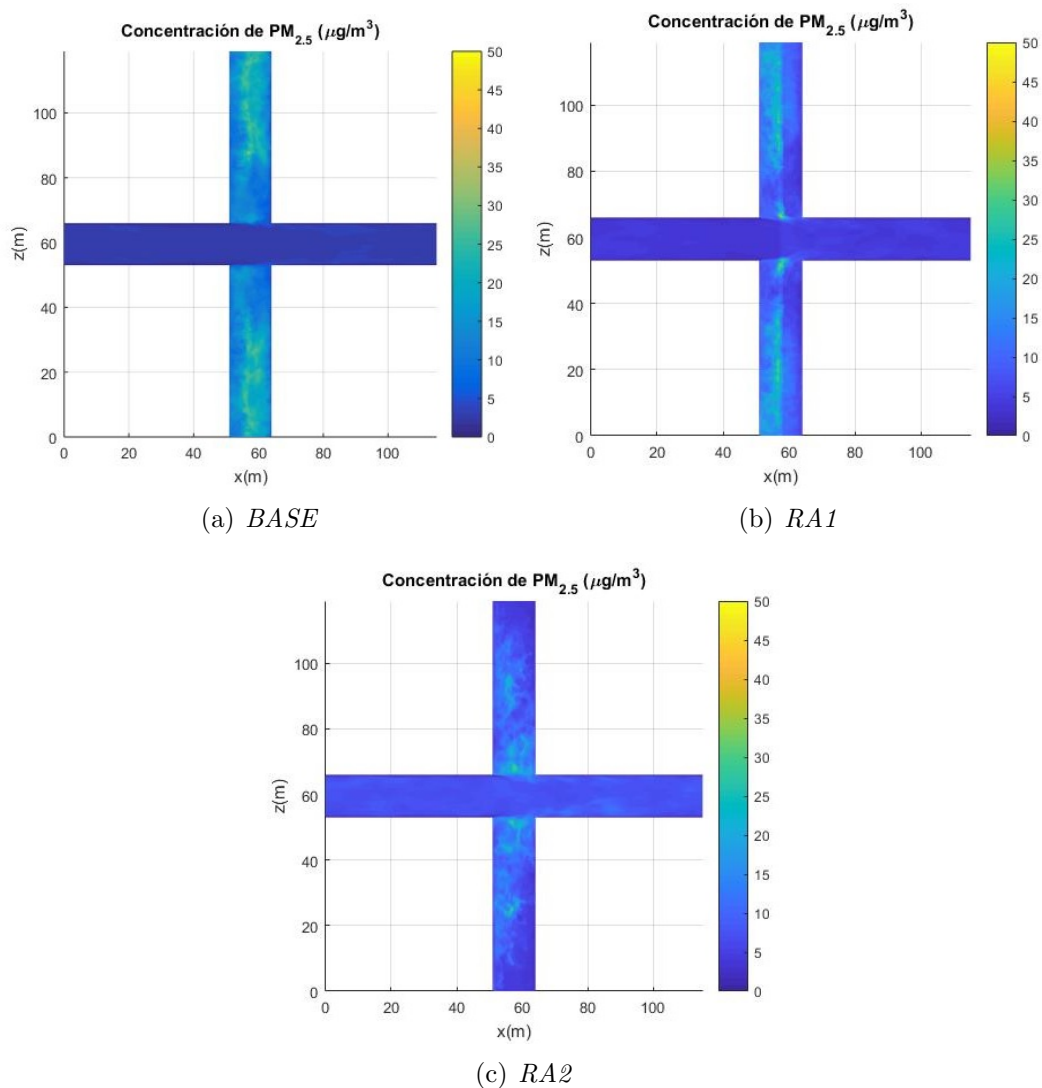


Figura 4.39: Mapas promedio de concentración de $PM_{2.5}$ vistos en planta (a la mitad de la altura de los edificios), para los diferentes dominios de cálculo simulados (izquierda: *BASE*; centro: *RA1*; derecha: *RA2*). Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (viento incidente de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.

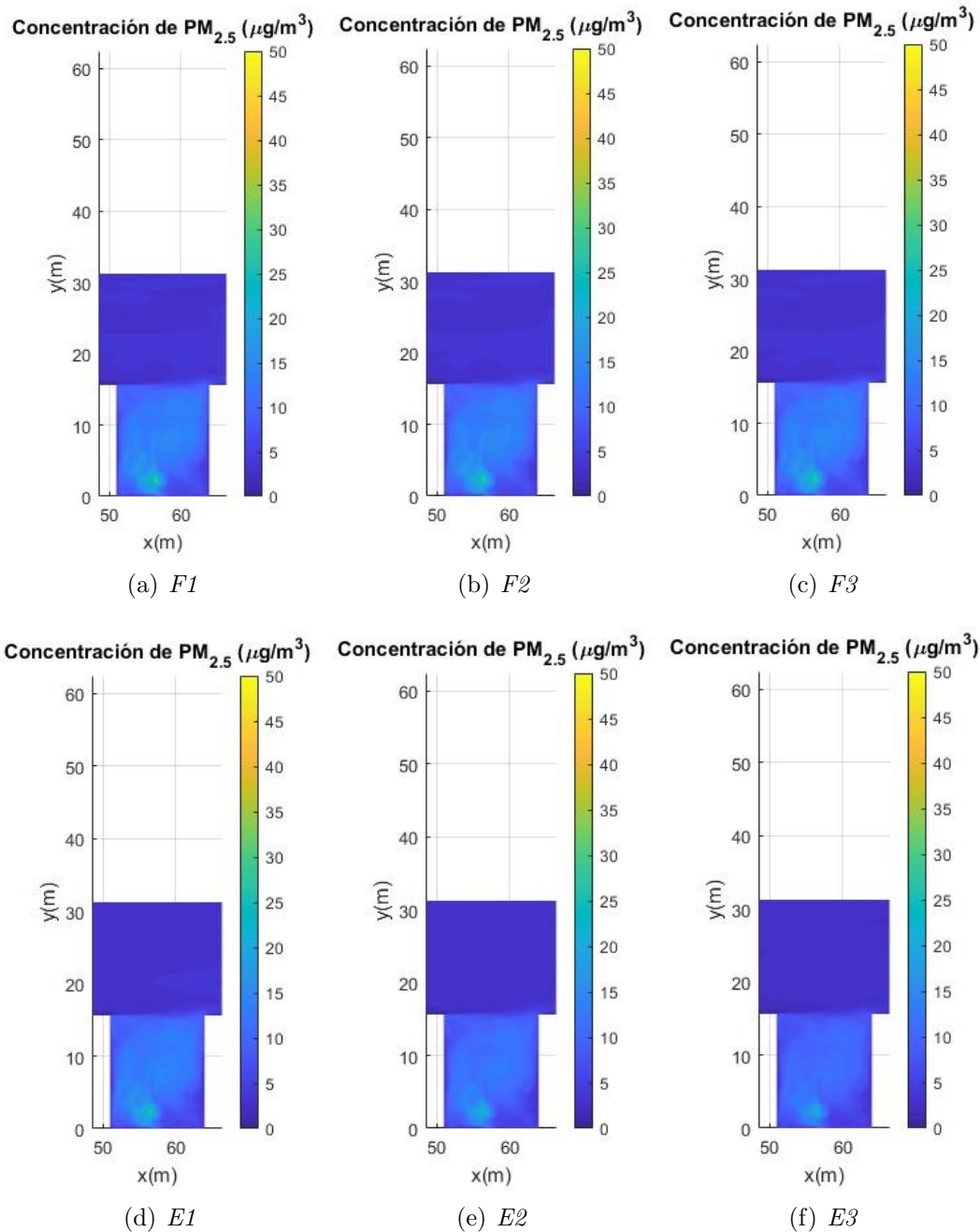


Figura 4.40: Mapas promedio de concentración de $PM_{2.5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para los diferentes escenarios alternativos de flujo vehicular considerados. Resultados correspondientes al dominio de cálculo $RA1$ y a la velocidad del viento $WSBASE$ (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.

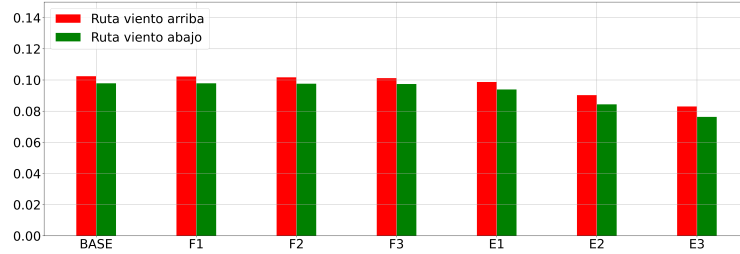


Figura 4.41: Dosis promedio de PM_{2,5} en rutas ciclistas ubicadas viento arriba y viento abajo, dentro del cañón urbano bajo estudio (µg), para distintos escenarios de flujo vehicular. Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE* y a la velocidad del viento *WSBASE*. Fuente: elaboración propia.

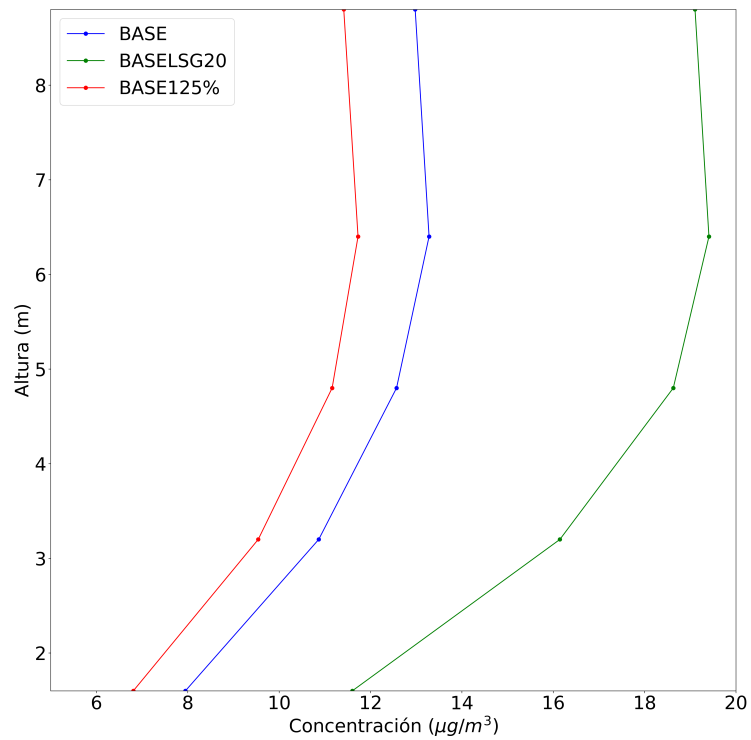


Figura 4.42: Perfiles verticales de concentración promedio de PM_{2,5} en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio (µg/m³). Resultados correspondientes a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE*. Fuente: elaboración propia.

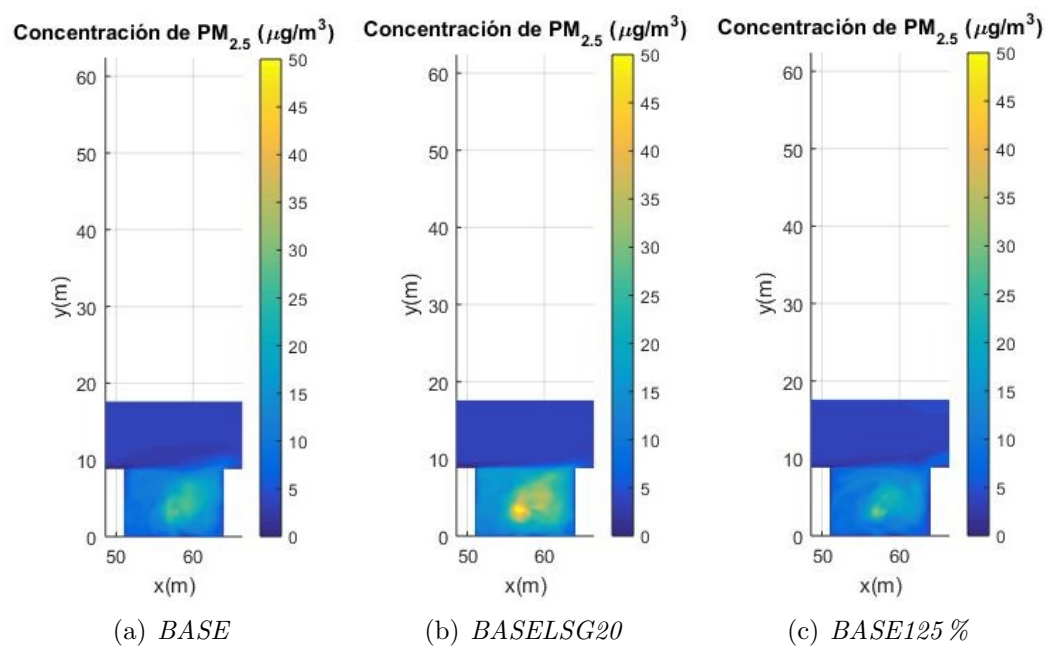


Figura 4.43: Mapas promedio de concentración de $PM_{2.5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para los diferentes análisis de verificación de las simulaciones numéricas realizados. Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE*, a la velocidad del viento *WSBASE* y al escenario de flujo vehicular *BASE* (viento incidente perpendicular de izquierda a derecha). Fuente: elaboración propia.

Tabla 4.9: Características de las simulaciones numéricas realizadas.

Nombre	NB ⁽¹⁾	NR ⁽²⁾	RA ⁽³⁾	Emisión ⁽⁴⁾	WS ⁽⁵⁾	TSIM ⁽⁶⁾	NIT ⁽⁷⁾	EXP ⁽⁸⁾
DGBASEWSBASEES	32	32	0,7	SUP	1,95	14400	5	1
DGBASEWSBASEEA	32	32	0,7	ALT	1,95	14400	5	1
DGBASEWS1ES	32	32	0,7	SUP	1,78	14400	5	1
DGBASEWS1EA	32	32	0,7	ALT	1,78	14400	5	1
DGBASEWS2ES	32	32	0,7	SUP	2,31	14400	5	1
DGBASEWS2EA	32	32	0,7	ALT	2,31	14400	5	1
DGRA1WSBASEES	46	46	1,2	SUP	1,95	14400	5	1
DGRA1WSBASEEA	46	46	1,2	ALT	1,95	14400	5	1
DGRA1WS1ES	46	46	1,2	SUP	1,78	14400	5	1
DGRA1WS1EA	46	46	1,2	ALT	1,78	14400	5	1
DGRA1WS2ES	46	46	1,2	SUP	2,31	14400	5	1
DGRA1WS2EA	46	46	1,2	ALT	2,31	14400	5	1
DGRA2WSBASEES	60	60	2,4	SUP	1,95	14400	5	1
DGRA2WSBASEEA	60	60	2,4	ALT	1,95	14400	5	1
DGRA2WS1ES	60	60	2,4	SUP	1,78	14400	5	1
DGRA2WS1EA	60	60	2,4	ALT	1,78	14400	5	1
DGRA2WS2ES	60	60	2,4	SUP	2,31	14400	5	1
DGRA2WS2EA	60	60	2,4	ALT	2,31	14400	5	1
DGBASEWSBASEESLSG20	32	32	0,7	SUP	1,95	14400	20	1
DGBASEWSBASEEALSG20	32	32	0,7	ALT	1,95	14400	20	1
DGBASEWSBASEES125%	32	32	0,7	SUP	1,95	14400	5	1,25
DGBASEWSBASEEA125%	32	32	0,7	ALT	1,95	14400	5	1,25
DGRA1WSBASEESLSG20	46	46	1,2	SUP	1,95	14400	20	1
DGRA1WSBASEEALSG20	46	46	1,2	ALT	1,95	14400	20	1

⁽¹⁾ Número de bloques de cálculo; ⁽²⁾ Número de regiones de cálculo; ⁽³⁾ Relación de aspecto de las calles; ⁽⁴⁾ Ubicación de la fuente emisora (SUP: superficial; ALT: en altura); ⁽⁵⁾ Módulo de la velocidad del viento incidente (m/s); ⁽⁶⁾ Tiempo de simulación (s); ⁽⁷⁾ Número de iteraciones dentro de cada paso temporal; ⁽⁸⁾ Factor de expansión de la cantidad de celdas originalmente definidas.

En primer lugar, a partir de las figuras 4.35, 4.31 y 4.32, se observa la formación de un vórtice dentro del cañón urbano bajo estudio, para los dominios de cálculo *BASE* y *RA1*. Este comportamiento coincide con los resultados revisados en la bibliografía internacional (figuras 3.13 y 3.14). En el caso del dominio de cálculo *RA2* se considera que, debido al aumento en la relación de aspecto del cañón urbano bajo estudio simulado en el mencionado dominio, se produce un desacople entre el flujo de viento por encima de los edificios, responsable de la generación del vórtice, y el flujo de aire al interior del cañón urbano.

Por otro lado, con respecto al flujo de viento simulado, analizando los perfiles verticales de velocidad del viento horizontal (figura 4.34), se observan diferencias cualitativas entre los valores obtenidos por debajo y por encima de los edificios, para todas las velocidades del viento y para todos los dominios de cálculo. Estas diferencias se acentúan a medida que va aumentando la relación de aspecto de las calles. Por otra parte, para los dominios de cálculo *BASE* y *RA1*, estos perfiles muestran nuevamente la existencia de un vórtice dentro del

cañón urbano bajo estudio. Este comportamiento no es claro para el dominio de cálculo *RA2*. En adición a lo anterior, la figura 4.33 muestra que, a medida que aumenta la relación de aspecto del cañón urbano bajo estudio, disminuye el módulo de la velocidad del viento en el seno de la calle.

Por otra parte, al aumentar el módulo de la velocidad del viento incidente, se observan disminuciones de la concentración de $PM_{2,5}$, para todos los dominios de cálculo. Un ejemplo de este comportamiento se presenta en la figura 4.37.

Por otro lado, y de acuerdo con lo presentado en las figuras 4.35 y 4.36, en primer lugar se observan diferencias cualitativas entre los distintos dominios de cálculo evaluados, con respecto a la dispersión atmosférica de las emisiones vehiculares. En este sentido, se señala que en el dominio de cálculo *RA2* se obtienen las mayores concentraciones de $PM_{2,5}$, seguido por el dominio de cálculo *BASE*. En el dominio de cálculo *RA1* se obtienen las menores concentraciones del contaminante. Este dominio de cálculo presenta una relación de aspecto intermedia (1,2), comprendida entre la relación de aspecto correspondiente al dominio de cálculo *BASE* (0,7), y la correspondiente al dominio de cálculo *RA2* (2,4). En este sentido, en la figura 4.44 se esquematiza la ubicación de los dominios de cálculo considerados, dentro del marco conceptual presentado en la figura 2.8.

En función de lo anterior, y de acuerdo con lo descrito en el Capítulo 2, en Oke (1988) se sugirió un límite superior recomendable igual a 0,65 para la relación de aspecto, aunque se reconoció que existen indicaciones que afirman que la circulación del vórtice es más fuerte para relaciones de aspecto aproximadamente iguales a 1. En este caso, se obtuvo una mejor dispersión para $H/W = 1,2$ que para $H/W = 0,7$. En este sentido, en el dominio de cálculo *RA1* el vórtice generado cuenta con un mayor volumen de aire en donde dispersar las emisiones vehiculares, en comparación con el dominio de cálculo *BASE*, quizás explicando el descenso observado en las concentraciones de $PM_{2,5}$, al pasar del dominio de cálculo *BASE* al *RA1*. Sin embargo, al seguir aumentando el volumen de aire disponible para dispersar las emisiones vehiculares en el seno del cañón urbano, a partir del aumento de la relación de aspecto de la calle, se llega a una situación de estancamiento del flujo de aire, no generándose un vórtice dentro del cañón urbano (dominio de cálculo *RA2*). Parecería haber entonces un equilibrio entre la generación de un vórtice fuerte que habilite la dispersión de las emisiones vehiculares, a partir del esta-

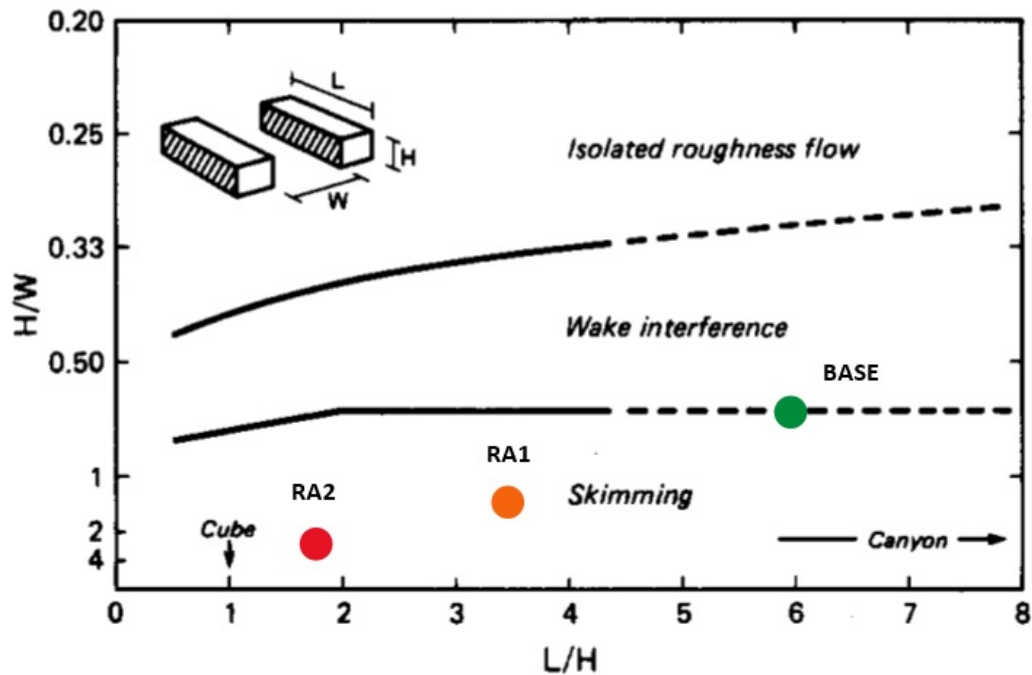


Figura 4.44: Ubicación de los dominios de cálculo en el marco de las líneas umbral de separación entre los regímenes de flujo definidos en Oke (1988). Fuente: elaboración propia a partir de Oke (1988).

blecimiento de una relación de aspecto baja (mayor interacción con el flujo de viento libre), y el aumento del volumen de mezcla incrementando la relación de aspecto de los cañones urbanos, contribuyendo al descenso de los niveles ambientales pero disminuyendo de esta manera la intensidad del vórtice, al debilitarse la interacción con el flujo de viento libre.

Además, se observan diferencias cualitativas entre los perfiles verticales de concentración de $PM_{2,5}$, para los distintos dominios de cálculo analizados. De todas maneras, en todos los casos se observa que los perfiles tienden a uniformizarse cuando aumenta el módulo de la velocidad del viento. En este sentido, de acuerdo con la figura 4.36, en el dominio de cálculo *RA1* se observa el mayor efecto de mezcla de las emisiones de $PM_{2,5}$ con el aire ambiente, generando el perfil vertical de concentraciones más uniforme. Luego, el dominio de cálculo *BASE* presenta un efecto de mezcla intermedio, y el dominio *RA2* es el que produce el menor efecto de mezcla de las emisiones, presentando las mayores concentraciones de $PM_{2,5}$ cerca de la superficie, para todas las velocidades del viento simuladas.

Por otro lado, a partir de la figura 4.38, se observa que el dominio de

cálculo *BASE* es en el que el flujo de viento presenta mayor capacidad de extraer el contaminante del cañón urbano. Además, allí se observa también que mayores velocidades del viento dispersan más rápidamente las concentraciones de $PM_{2,5}$, disminuyendo en mayor medida sus niveles ambientales sobre los edificios.

En relación con lo anterior, a partir de la figura 4.39, en primer lugar se destaca que logra observarse el efecto de la intersección de calles en las concentraciones de $PM_{2,5}$, para todos los dominios de cálculo. En segundo lugar, llama particularmente la atención los resultados obtenidos para el dominio de cálculo *RA2*. En ese caso, pareciera que existe un efecto de “arrastre” de contaminante hacia la intersección a lo largo de toda la calle. En este sentido, se considera que en el dominio de cálculo *RA2* podría existir un flujo longitudinal hacia la intersección, ya que el flujo de aire dentro del cañón urbano bajo estudio se encuentra desacoplado del vórtice generado por el flujo de viento sobre los edificios, según se aprecia en la figura 4.35.

Con respecto a las dosis promedio de $PM_{2,5}$ simuladas, y considerando los resultados presentados en la figura 4.41, se realizan los siguientes comentarios:

- Al aumentar el módulo de la velocidad del viento incidente, se observan disminuciones de las dosis en las rutas viento arriba y viento abajo, para todos los dominios de cálculo.
- Para los distintos módulos de la velocidad del viento incidente considerados, y para todos los dominios de cálculo evaluados, las dosis en la ruta viento arriba fueron mayores a las dosis en la ruta viento abajo.
- Con respecto a las dosis en la ruta viento arriba, el dominio de cálculo *RA2* presentó los mayores valores, seguido por el dominio de cálculo *RA1* y finalmente por el dominio de cálculo *BASE*.
- Con respecto a las dosis en la ruta viento abajo, el dominio de cálculo *BASE* presentó los mayores valores, seguido por el dominio de cálculo *RA2* y finalmente por el dominio de cálculo *RA1*.

Los dos últimos comentarios realizados, se explican por las diferencias encontradas, entre los distintos dominios de cálculo evaluados, con respecto a la dispersión transversal de las emisiones de $PM_{2,5}$ (figura 4.39).

Por otra parte, con respecto al efecto de los escenarios alternativos de flujo vehicular en las concentraciones de $PM_{2,5}$ simuladas (figura 4.45), y de acuerdo con lo observado en la figura 4.40, se señala en primer lugar que los escenarios

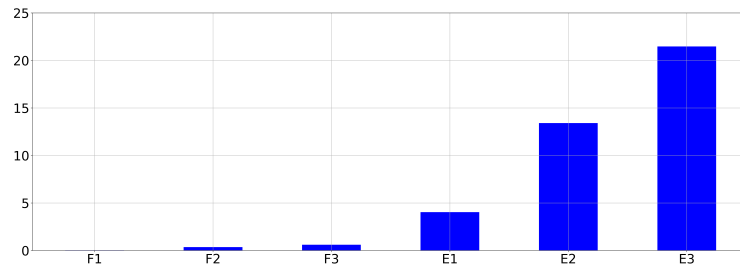


Figura 4.45: Efecto de los escenarios alternativos de flujo vehicular en la reducción de la concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio (%). Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE* y a la velocidad del viento *WSBASE*. Fuente: elaboración propia.

F1, *F2* y *F3* tienen un efecto muy limitado en la reducción de la concentración del contaminante atmosférico bajo estudio, para todos los dominios de cálculo (alcanzando aproximadamente un 0,6 % de reducción de la concentración de $PM_{2,5}$ para el escenario *F3*). Por otra parte, los escenarios *E1*, *E2* y *E3* tienen un efecto más profundo en la reducción de la concentración del contaminante, para todos los dominios de cálculo (alcanzando aproximadamente un 22 % de reducción de la concentración de $PM_{2,5}$ para el escenario *E3*). De acuerdo con la figura 4.41, este comportamiento también se observa al analizar las dosis promedio de $PM_{2,5}$ simuladas.

En este sentido, se señala la importancia de definir el contaminante atmosférico objetivo, antes de proceder al diseño de una medida de control de la calidad del aire. A modo de ejemplo, en este caso una medida de control ambiciosa como la *F3* (reducción del flujo vehicular de la categoría autos y camionetas en un 25 %), tuvo un efecto muy limitado en la reducción de los niveles ambientales de $PM_{2,5}$. Esto se debió a que la mencionada categoría vehicular no resulta ser la que presenta las mayores emisiones del contaminante atmosférico bajo estudio.

En relación con lo anterior, se señala la importancia de registrar, como mínimo, el módulo de la velocidad del viento incidente, al momento de realizar una evaluación de calidad del aire con el objetivo de diseñar medidas de gestión. En este sentido, el efecto de las políticas que se apliquen deberá evaluarse idealmente para el mismo módulo de la velocidad del viento incidente registrado al momento de la evaluación previa, ya que cambios en este parámetro producirán modificaciones en la calidad del aire que pueden ser erróneamente asociadas a las medidas de gestión implementadas. Este comentario es válido para todos los dominios de cálculo evaluados y se ilustra en la figura 4.46.

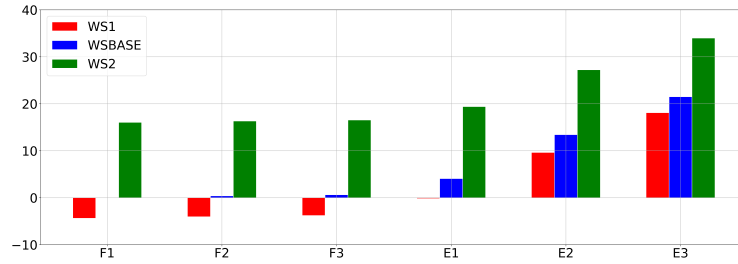


Figura 4.46: Efecto de los escenarios alternativos de flujo vehicular, diseñados para la velocidad del viento *WSBASE*, en la reducción de la concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, cuando se tienen diferentes velocidades del viento (%). Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE*. Fuente: elaboración propia.

Por último, a partir de las figuras 4.42 y 4.43, en primer lugar, se destaca que no se observaron diferencias cualitativas entre los campos de concentraciones de $PM_{2,5}$ obtenidos. De todas maneras, en segundo lugar, se señala que el aumento del número de iteraciones de 5 a 20, produjo aproximadamente un 47 % de incremento de las concentraciones del contaminante atmosférico bajo estudio. En este sentido, para el dominio de cálculo *RA1*, tampoco se observaron diferencias cualitativas en los resultados obtenidos. Como consecuencia, se considera que las observaciones realizadas en la presente sección mantienen su validez, ya que se hizo énfasis en el comportamiento cualitativo de la dispersión atmosférica de $PM_{2,5}$ simulada para los distintos escenarios evaluados, mientras que no se efectuaron comentarios acerca de los valores absolutos de la concentración del contaminante atmosférico bajo estudio. Además de lo anterior, tampoco se observaron diferencias cualitativas entre los perfiles verticales de velocidad horizontal del viento promedio obtenidos durante el ejercicio de verificación de las simulaciones, en comparación con los perfiles simulados inicialmente.

Se concluye entonces que el trabajo realizado permitió cumplir el objetivo del estudio, posibilitando la evaluación comparativa del efecto de distintos escenarios (condiciones meteorológicas, entorno urbano) en las concentraciones ambientales de contaminantes atmosféricos, en este caso empleando simulaciones numéricas.

Más allá de lo anterior, y a nivel preliminar, se señala que el valor promedio obtenido para la concentración de $PM_{2,5}$, en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para el dominio de cálculo *BASE*, y considerando los tres valores del módulo de la velocidad del viento simulados (*WSBASE*,

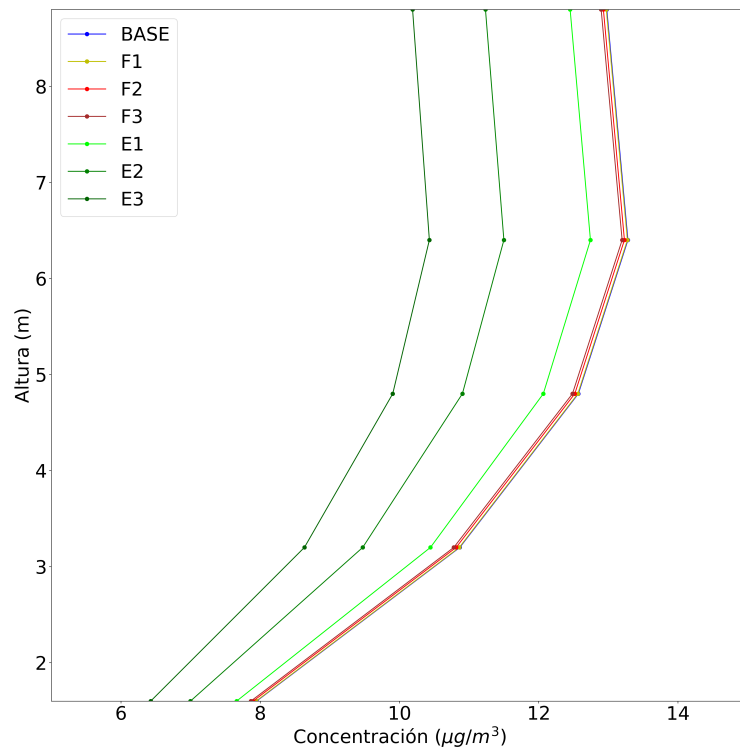


Figura 4.47: Perfiles verticales de concentración promedio de $PM_{2,5}$ en la sección transversal media del cañón urbano bajo estudio, para diferentes escenarios de flujo vehicular ($\mu g/m^3$). Resultados correspondientes al dominio de cálculo *BASE* y a la velocidad del viento *WSBASE*. Fuente: elaboración propia.

WS1 y *WS2*) y el escenario de emisiones *BASE*, resultó ser igual a $12,4 \mu g/m^3$. Este resultado se encuentra en el orden de los valores medidos (Promedio = $54,2 \mu g/m^3$; Mediana = $44,2 \mu g/m^3$; Min = $9,3 \mu g/m^3$; Max = $184,3 \mu g/m^3$; Percentil 25 = $20,7 \mu g/m^3$; Percentil 75 = $64,9 \mu g/m^3$). Más allá que el objetivo de este estudio no es obtener un modelo validado, y teniendo en cuenta los resultados del ejercicio de verificación de las simulaciones numéricas, el valor obtenido para la concentración del contaminante se toma como un punto de partida razonable, considerando además que la única fuente emisora simulada fue el tráfico vehicular, y que las simulaciones realizadas presentaron diversas simplificaciones (por ejemplo, en cuanto a la representación de la geometría de los edificios, de las fuentes emisoras y del flujo de viento incidente). De todas maneras, según se observa en la figura 4.47, las concentraciones de $PM_{2,5}$ a nivel de piso (simuladas a una altura similar a la de medición) son algo menores que el valor promedio simulado en toda la sección transversal de la calle bajo estudio.

4.3. Limitaciones del estudio

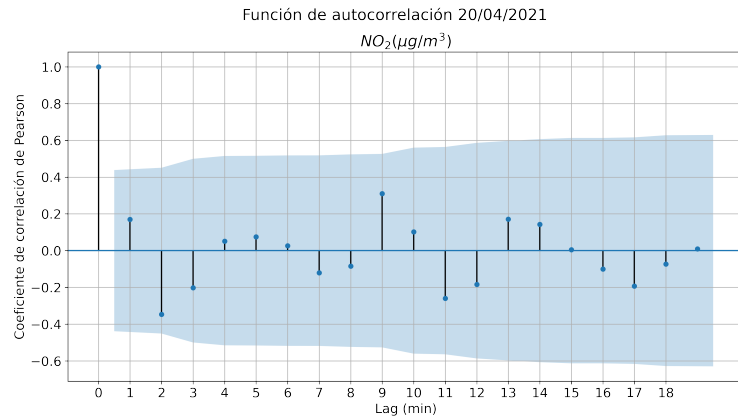
En primer lugar, se señala que toda la campaña de conteo manual de flujo vehicular, y todas las mediciones de exposición ambiental se realizaron durante la pandemia. Más allá que se tomó la precaución de no realizar monitoreos ambientales durante la suspensión de las clases presenciales, se entiende que los flujos vehiculares registrados pueden haber tenido diferencias con los existentes fuera de la emergencia sanitaria. Si bien estas diferencias no afectarían la búsqueda de vínculos entre exposición ambiental y entorno urbano, ya que distintos flujos vehiculares traerían aparejadas diferencias en la exposición ambiental que podrían resultar de interés para el presente estudio, la caracterización de los entornos urbanos de las rutas de monitoreo sí podría verse modificada de presentarse un flujo vehicular atípico. Por lo tanto, se entiende que este hecho resulta ser una limitación del estudio.

En segundo lugar, se señala como una limitación del estudio el hecho de que, de los once meses de monitoreo, sólo en cuatro se realizaron mediciones en ambas rutas, no habiéndose llevado a cabo mediciones en invierno en la Ruta N°2. En este sentido, en el marco de futuros estudios similares, se entiende necesario intentar representar de forma equitativa, en la medida en que los recursos disponibles lo permitan, las distintas condiciones meteorológicas existentes en todas las rutas de monitoreo ambiental que se definan.

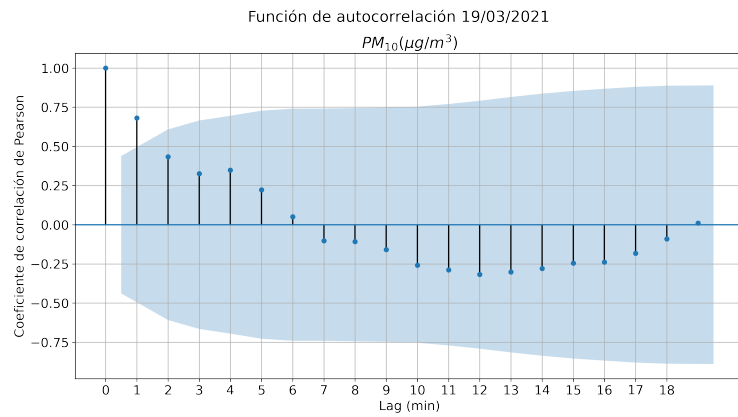
En adición a lo anterior, como otra limitación del estudio, se señala que las concentraciones de los contaminantes atmosféricos no se registraron utilizando equipamiento de referencia. Por otra parte, hubiera sido interesante registrar la exposición ambiental de usuarios de diferentes medios de transporte en simultáneo. Los recursos disponibles impidieron la realización de este tipo de monitoreo.

Por otra parte, y más allá que la ausencia de datos de composición de flujo vehicular, registrados en simultáneo con las mediciones de exposición ambiental para la mayoría de los sitios de conteo constituye una limitación, se estima que la hipótesis de composición estable del flujo vehicular resulta razonable para la categoría vehicular mayoritaria, atendiendo a los recursos disponibles para la realización del trabajo de campo, de acuerdo con lo señalado en el presente capítulo.

Por otro lado, se realizó un análisis de autocorrelación temporal para cada recorrido ciclista, considerando las concentraciones de los contaminantes



(a)

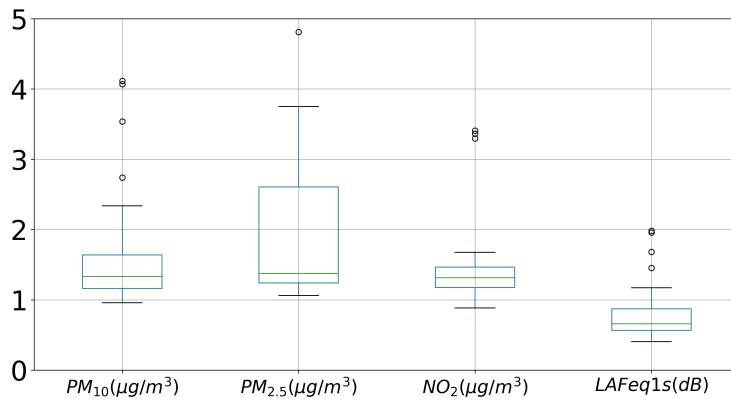


(b)

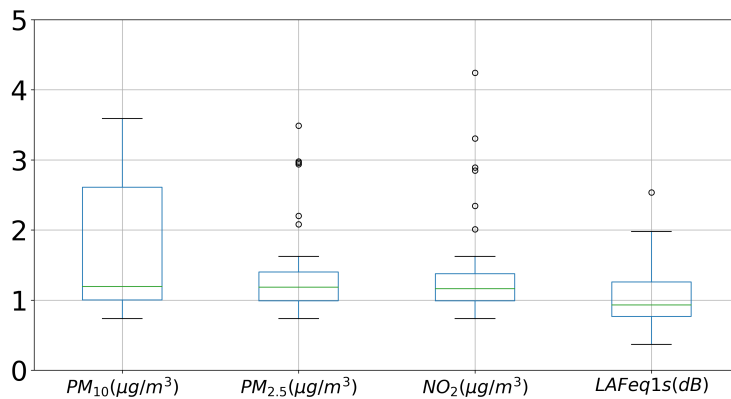
Figura 4.48: Ilustración del procedimiento de determinación de los máximos intervalos de tiempo con autocorrelación significativa (los valores que se encuentran fuera del área sombreada representan correlaciones de Pearson significativas con un 95 % de confianza). a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.

atmosféricos y los niveles de ruido registrados. El objetivo de este análisis es evaluar si, efectivamente, los registros de exposición ambiental tomados en dos cuadras consecutivas pueden suponerse independientes y, por lo tanto, determinados únicamente por variables meteorológicas o del entorno urbano (incluyendo a las fuentes emisoras que forman parte de él). En este sentido, en primer lugar, se determinaron de forma gráfica los máximos intervalos de tiempo (lags) para los cuales se tiene una autocorrelación significativa con un nivel de confianza del 95 %, para cada recorrido y variable ambiental (figura 4.48).

Seguidamente, utilizando la velocidad ciclista promedio por recorrido, estos lags temporales se convirtieron en espaciales, representando la distancia durante la cual se mantiene la autocorrelación significativa, para cada variable



(a)



(b)

Figura 4.49: Cantidad de cuadras con autocorrelación significativa. a) Ruta N°1; b) Ruta N°2. Fuente: elaboración propia.

ambiental. Finalmente, utilizando el largo promedio de una cuadra para cada ruta⁶, estos lags espaciales se expresaron en cuadras (figura 4.49).

De acuerdo con la figura 4.49, para las concentraciones de los contaminantes atmosféricos registradas en ambas rutas de monitoreo, el valor de la mediana de la serie de cantidad de cuadras con autocorrelación significativa es mayor a uno. Esto quiere decir que las concentraciones de los contaminantes atmosféricos promediadas a nivel de cuadra podrían estar influenciadas por los valores medidos en cuadras anteriores, además de la influencia que sobre ellas pudieran tener las condiciones meteorológicas reinantes, y las características del entorno urbano. Esta posible asociación no se tuvo en cuenta en el presente estudio, constituyendo este hecho una de sus limitaciones. De todas maneras, las asociaciones entre variables de exposición ambiental, parámetros meteo-

⁶Ruta N°1: 109 m; Ruta N°2: 136 m.

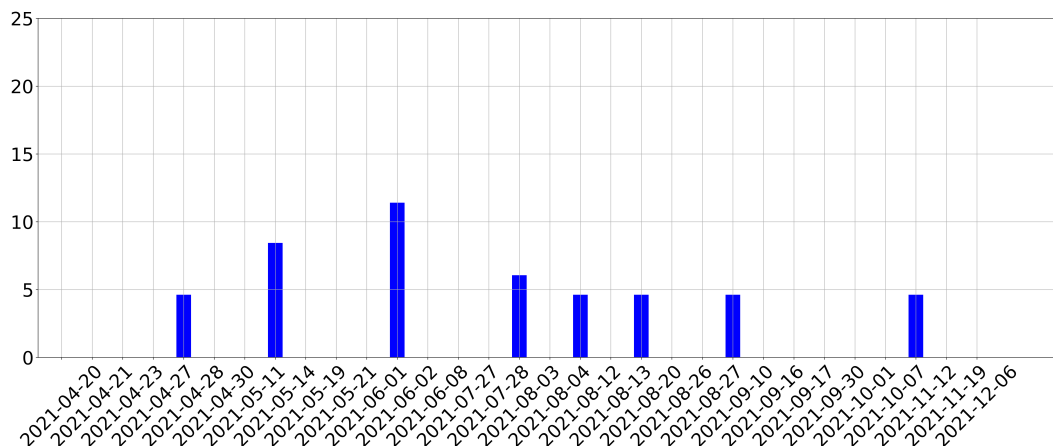


Figura 4.50: Fracción porcentual no cubierta de la Ruta N°1 a causa de desvíos ciclistas, en relación a la longitud total de esta ruta de monitoreo, para cada uno de los recorridos efectuados. Fuente: elaboración propia.

rológicos y características del entorno urbano encontradas, hacen referencia a registros acumulados a nivel de calle o a nivel de ruta, minimizando los efectos de la autocorrelación de registros en los resultados obtenidos, a excepción de las calles La Paz y Av. Gral. Flores de la Ruta N°1, presentando una y dos cuadras de extensión respectivamente, dentro de la mencionada ruta de monitoreo.

Por otro lado, en algunas ocasiones, se registraron desvíos ciclistas con respecto al trazado de la Ruta N°1. En esos casos, los registros realizados fuera del trazado de la ruta fueron eliminados. Se detectó en este caso un defecto comunicacional entre el equipo académico del proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo* y los ciclistas voluntarios. De todas maneras, y según se observa en la figura 4.50, la magnitud de los desvíos ciclistas no fue muy importante, por lo que se entiende que su efecto en los resultados del estudio no fue relevante.

Por otra parte, con respecto a las simulaciones numéricas realizadas, se entiende que la principal limitación encontrada fue que no se obtuvo una concentración de $PM_{2,5}$ estable al variar el número de iteraciones del modelo. Esto hizo que los valores absolutos de concentración de contaminante simulados no sean confiables. En este sentido, y para disminuir el peso de la limitación encontrada, todas las observaciones comparativas realizadas responden a comportamientos cualitativos de la dispersión de contaminantes atmosféricos en

cañones urbanos, quedando como tarea a futuro profundizar el procedimiento de verificación de las simulaciones numéricas iniciado en el presente estudio.

En adición a lo anterior, y según se mencionó en el [Capítulo 3](#), en el marco de la evaluación de los escenarios alternativos de flujo vehicular correspondientes a la incorporación de ómnibus eléctricos, no se modificó el factor de emisión promedio ponderado de la flota de ómnibus emisora remanente. Es decir, se asumió que el recambio de flota se realizó de forma equitativa entre las unidades que cuentan con distintas tecnologías de control de emisiones. Esta hipótesis de cálculo es vista como una limitación del estudio, ya que se entiende que la incorporación de unidades eléctricas al transporte público provocará la salida de circulación de las unidades emisoras más antiguas.

Capítulo 5

Conclusiones

5.1. Metodología de trabajo

En primer lugar, se destaca que, en el marco del presente estudio, se diseñó y puso en práctica una metodología de trabajo que viabilizó la realización de diversas actividades, entre las que se destacan¹:

- Definición y relevamiento de rutas de monitoreo para la evaluación de la exposición personal a contaminantes ambientales.
- Realización de mediciones móviles de exposición personal a contaminantes ambientales, habilitando el involucramiento de la ciudadanía, y registrando en simultáneo parámetros meteorológicos y variables del entorno urbano.
- Análisis estadístico de la información recabada, con énfasis en la identificación de los factores determinantes de la exposición ambiental registrada.
- Utilización de un modelo numérico computacional para el análisis de la calidad del aire en cañones urbanos, permitiendo la evaluación de su variación para distintos escenarios (incluyendo el ensayo de distintas posibles políticas públicas de gestión de la calidad del aire).

¹Tal cual se señaló en el [Capítulo 1](#), una parte de esta metodología fue diseñada y puesta en práctica en el marco del proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*.

5.2. Características y determinantes de la calidad del aire urbano

A partir de la campaña de monitoreo realizada, se destaca la variabilidad temporal y espacial detectada para los parámetros de exposición ambiental registrados. Teniendo en cuenta que el tráfico vehicular resulta ser la fuente emisora de contaminantes atmosféricos más relevante a la escala espacial de trabajo, la variabilidad encontrada podría deberse en parte a los cambios espacio-temporales del flujo vehicular. De todas maneras, a partir de lo comentado en el [Capítulo 4](#), se destacan dos resultados obtenidos en este sentido:

- Las zonas con mayores concentraciones ambientales y dosis de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) y NO_2 difieren.
- Se encontraron diferencias entre las zonas con mayores concentraciones ambientales y dosis de NO_2 .

Por otra parte, se señala que la utilización del modelo numérico produjo resultados que se encuentran en línea con los observados en trabajos internacionales analizados (figuras [3.13](#) y [3.14](#)).

En relación con lo anterior, y de acuerdo con el análisis estadístico realizado, las mayores concentraciones de NO_2 se registraron en la Ruta N°1. Esta ruta presenta menores niveles de flujo vehicular total, mayores relaciones de aspecto de las calles y niveles de actividad comercial, y menores anchos de calle. En este sentido, las características del entorno construido mencionadas parecerían estar determinando, de forma parcial y actuando en conjunto, el registro de mayores concentraciones de NO_2 en la Ruta N°1. Lo anterior también se sustenta en los resultados de las simulaciones numéricas realizadas, en donde se obtuvo que un aumento de la relación de aspecto de las calles puede conducir al estancamiento del aire en el seno de los cañones urbanos, generando de esta manera un incremento de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos a nivel de calle (figura [4.35](#)). De todas maneras, y de acuerdo con lo comentado en el [Capítulo 4](#), parecería haber un equilibrio entre la generación de un vórtice fuerte a nivel de calle, que habilite la dispersión de las emisiones vehiculares, a partir del establecimiento de una relación de aspecto baja (mayor interacción con el flujo de viento libre), y el aumento del volumen de mezcla, incrementando la relación de aspecto de los cañones urbanos.

Esto último contribuiría al descenso de los niveles ambientales de contaminantes atmosféricos, pero disminuiría la intensidad del vórtice, al debilitarse la interacción con el flujo de viento libre. De hecho, en el presente estudio, se obtuvieron los menores niveles de concentración ambiental de $PM_{2,5}$ para las simulaciones numéricas realizadas con una relación de aspecto intermedia. En relación con lo anterior, en el [Capítulo 2](#) se mencionó que estas características del entorno construido podían tener influencia en la calidad del aire urbano.

Además, se entiende que la diferencia existente entre la composición del flujo vehicular de ambas rutas de monitoreo, también podría colaborar en la explicación del registro de mayores concentraciones de NO_2 en la Ruta N°1. En este sentido, la Ruta N°1 presenta una mayor proporción de camiones, siendo esta categoría vehicular la que genera las mayores emisiones de NO_x , de acuerdo con Cataldo et al. (2019). Este comentario también encuentra apoyo en los resultados de las simulaciones numéricas realizadas, en donde se observó que un descenso importante en el flujo vehicular, de un tipo de vehículo con bajas emisiones unitarias del contaminante atmosférico bajo estudio, podría no tener casi efecto en sus niveles ambientales. Por otro lado, la modificación del flujo vehicular de una categoría relevante, en cuanto a sus emisiones del contaminante atmosférico de interés, puede generar mejoras apreciables de la calidad del aire (figura 4.45). Es decir, diferencias importantes de flujo vehicular, para categorías que no presenten emisiones elevadas del contaminante atmosférico de interés, podrían tener bajas repercusiones en sus niveles ambientales.

De todas maneras, y según se señala en el [Capítulo 4](#), las condiciones meteorológicas reinantes afectan la calidad del aire urbano, incluso a escalas espaciales reducidas, como la analizada en el presente estudio. Esto hace que las asociaciones encontradas entre exposición personal a contaminantes ambientales y variables del entorno urbano dependan de las condiciones meteorológicas, dificultando de esta manera la definición de políticas de control de calidad del aire.

5.3. Aportes para el diseño de políticas públicas

Más allá de las asociaciones encontradas en el presente estudio, entre exposición personal a contaminantes ambientales y variables del entorno urbano,

al momento de diseñar una política pública de gestión de calidad del aire que actúe sobre el entorno urbano, se cree pertinente definir valores de diseño para los parámetros meteorológicos más influyentes en la calidad del aire (velocidad y dirección del viento, temperatura ambiente, entre otros). Estas condiciones meteorológicas de diseño constituirán el marco para la evaluación del efecto en la calidad del aire urbano que se puede obtener a partir de la aplicación de cierta política pública (por ejemplo una modificación del flujo vehicular, la inclusión de ómnibus eléctricos, el establecimiento de una altura máxima permitida para las construcciones, entre otras). La importancia de definir condiciones meteorológicas de diseño queda de manifiesto a partir de la observación de la figura 4.46.

Además, y de acuerdo con lo mencionado en párrafos anteriores, al momento de diseñar una política pública de control de la calidad del aire, debe definirse el contaminante atmosférico objetivo, ya que las variables del entorno urbano más influyentes en sus niveles ambientales varían en función del contaminante (por ejemplo, las zonas con mayores concentraciones de PM y NO₂ difieren, o las categorías vehiculares más emisoras pueden no coincidir), pudiendo en este sentido establecerse diferentes políticas para cada uno de ellos. Otro aspecto que debería analizarse con anterioridad a la definición de políticas, es si resulta de interés reducir las concentraciones ambientales o las dosis inhaladas de cierto contaminante ya que, de acuerdo también con lo comentado en párrafos anteriores, las zonas de intervención pueden también variar en función de esta decisión.

En relación con lo anterior, sería recomendable en particular limitar la relación de aspecto de las calles que cuenten con infraestructura ciclista, o de aquellas en donde esté prevista la instalación de nueva infraestructura de este tipo. Teniendo en cuenta los resultados del presente estudio, y más allá de la importancia del análisis de cada caso particular, se entiende que la relación de aspecto de estas calles no debería ser mayor que 2 (figura 4.35). Por otra parte, se considera que la gestión del flujo vehicular a implementar en las calles mencionadas dependerá de la variable ambiental de interés. En este sentido, si por ejemplo quisiera reducirse la exposición personal a PM_{2,5}, los resultados del presente estudio indican que será más eficaz enfocarse en la reducción del flujo de ómnibus a gasoil en estas calles, en lugar de establecer un control sobre el flujo de vehículos livianos.

Por último, y reforzando lo ya comentado, entre la batería de medidas que

podrían implementarse para reducir los niveles de contaminantes atmosféricos en zonas urbanas, ya sea actuando sobre áreas existentes o en el marco del diseño de nuevos espacios públicos, se remarca que no solamente puede resultar eficaz actuar sobre el flujo vehicular, sino que también existen otras variables del entorno urbano con capacidad de influir en la calidad del aire, como por ejemplo la relación de aspecto de las calles. De todas maneras, y también de acuerdo con lo comentado anteriormente, estas asociaciones deberán evaluarse luego de definir condiciones meteorológicas de diseño, para la elaboración de políticas públicas de gestión de la calidad del aire urbano. Se entiende que la definición de este tipo de políticas resulta ser una tarea relevante ya que, de acuerdo con lo presentado en el [Capítulo 2](#), la contaminación atmosférica constituye un problema de salud pública a nivel nacional e internacional. En este sentido, y según se documentó en el presente estudio, el monitoreo móvil de la calidad del aire constituye una poderosa herramienta, por ejemplo con el objetivo de ampliar la cobertura espacial de las redes de monitoreo de la calidad del aire, colaborando de esta manera en la identificación de zonas en la ciudad que puedan requerir el diseño y la aplicación de políticas de control de la calidad del aire. Además, y también de acuerdo con lo expuesto en el presente documento, se entiende que la aplicación de un modelo numérico permite la evaluación de la eficacia de políticas de reducción de la contaminación atmosférica antes de su aplicación, constituyéndose en una valiosa herramienta de planificación urbana. Se aspira a que los resultados obtenidos colaboren en el proceso de toma de decisiones vinculado a la gestión de la calidad del aire en Montevideo.

Capítulo 6

Perspectivas futuras

A partir del presente estudio, surgen las siguientes perspectivas futuras de trabajo:

- Resulta de interés extender la campaña de monitoreo llevada a cabo a otras zonas de Montevideo y al interior del país. Se entiende que la ampliación de la campaña de monitoreo permitirá profundizar el conocimiento adquirido, acerca de cuáles son los factores determinantes de la calidad del aire urbano. En este sentido, se tendrán en cuenta para futuras campañas las limitaciones del estudio señaladas en el [Capítulo 4](#). En particular, se intentará abarcar el mismo rango de condiciones meteorológicas en todas las rutas de monitoreo evaluadas. En adición a lo anterior, se entiende relevante aplicar otras técnicas de estadística multivariada sobre los registros que se obtengan, además del análisis de clusters, con el fin de profundizar la comprensión del problema. En este sentido, además de observar el comportamiento espacial promedio de los registros, deberán analizarse en profundidad las anomalías temporales existentes en la zona de estudio. Por último, en el marco de futuras campañas de monitoreo, se considera relevante ampliar la cantidad de contaminantes atmosféricos evaluados, con énfasis en BC y UFP, y evaluar la exposición personal a contaminantes atmosféricos en simultáneo para usuarios y usuarias de distintos medios de transporte (activos y motorizados).
- En adición a lo anterior, se considera relevante aplicar la metodología de trabajo desarrollada (monitoreo móvil y simulación numérica) para evaluar la posible existencia de zonas con altas concentraciones de

contaminantes atmosféricos en Montevideo, que puedan no estar siendo cubiertas por la red de monitoreo, o que no cuenten con registros a nivel de calle, poniendo el énfasis en la evaluación de la exposición personal a contaminantes atmosféricos, y considerando la diferencia encontrada en el [Capítulo 4](#), entre los registros de concentración de PM (PM_{10} y $PM_{2,5}$) medidos a nivel de calle y en altura. Este análisis también podría realizarse en ciudades del interior del país, para evaluar la pertinencia de instalar en ellas redes oficiales de monitoreo de la calidad del aire.

- De acuerdo con lo comentado en el [Capítulo 5](#), resulta interesante trabajar hacia la definición de condiciones meteorológicas de diseño, para la elaboración de políticas públicas de calidad del aire, que incluyan intervenciones sobre el entorno urbano. Con este fin, se podría utilizar un modelo computacional de dispersión atmosférica de contaminantes, tomando como base el trabajo desarrollado en el presente estudio, e incorporar mediciones en túnel de viento. En este sentido, a nivel nacional existen diversos ejemplos de iniciativas universitarias que colaboraron en la generación de políticas públicas¹, de acuerdo con Amarante et al. (2007), Programa de Prevención de Enfermedades No Transmisibles (PPENT) (2010) y Giachetto et al. (2020).
- Se trabajará en la mejora de las simulaciones numéricas realizadas, tomando al presente estudio como punto de partida. En particular, se priorizará el desarrollo de las siguientes actividades:
 - Verificación y validación completa de los resultados de las simulaciones numéricas realizadas, según lo descrito en el [Capítulo 2](#), profundizando el trabajo aquí presentado.
 - Optimización del diseño de las grillas de cálculo, de forma tal de utilizar un factor de expansión igual a 1,3 como máximo.
 - Incorporación de vehículos en los dominios de cálculo.
 - Incorporación de cantidad de movimiento y temperatura en las emisiones vehiculares.
 - Representación de otras fuentes emisoras (por ejemplo, chimeneas residenciales).
 - Realización de simulaciones numéricas con atmósfera estable.
 - Realización de simulaciones numéricas considerando una dirección

¹Objetivos Sanitarios Nacionales 2020.

del viento paralela al desarrollo longitudinal del cañón urbano bajo estudio.

Referencias bibliográficas y fuentes documentales

- Ahrens, C. D. (2013). *Meteorology Today - An Introduction to Weather, Climate, and the Environment* (Tenth). Brooks/Cole - CENGAGE Learning.
- Ai, Z. T., y Mak, C. M. (2017). CFD simulation of flow in a long street canyon under a perpendicular wind direction: Evaluation of three computational settings. *Building and Environment*, 114, 293-306. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.12.032>
- Amarante, V., Arim, R., Severi, C., Vigorito, A., y Aldabe, I. (2007). *El estado nutricional de los niños/as y las políticas alimentarias* (inf. téc.). Universidad de la República-Unicef-Cooperazione Italiana-PNUD Uruguay. <https://www.gub.uy/ministerio-desarrollo-social/sites/ministerio-desarrollo-social/files/documentos/publicaciones/22.pdf>
- Apparicio, P., Carrier, M., Gelb, J., Séguin, A. M., y Kingham, S. (2016). Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *Journal of Transport Geography*. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.09.014>
- Asociación del Comercio Automotor del Uruguay. (2015). *Anuario 2015* (inf. téc.).
- Blocken, B. (2015). Computational Fluid Dynamics for urban physics: Importance, scales, possibilities, limitations and ten tips and tricks towards accurate and reliable simulations. *Building and Environment*, 91, 219-245. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.02.015>
- Bogo, H., Gómez, D. R., Reich, S. L., Negri, R. M., y San Román, E. (2001). Traffic pollution in a downtown site of Buenos Aires City. *Atmospheric Environment*, 35(10), 1717-1727. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00555-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00555-0)

- Buccolieri, R., Carlo, O. S., Rivas, E., y Santiago, J. L. (2021). Urban Obstacles Influence on Street Canyon Ventilation: A Brief Review, 11. <https://doi.org/10.3390/ecas2021-10350>
- C40 Cities Finance Facility. (2018). *Diseño de calle completa* (inf. téc.). Ciudad de México.
- Calinski, T., y Harabasz, J. (1974). A Dendrite Method For Cluster Analysis. *Communications in Statistics*, 3(1), 1-27. <https://doi.org/10.1080/03610927408827101>
- Cárdenas Rodríguez, M., Dupont-Courtade, L., y Oueslati, W. (2016). Air pollution and urban structure linkages: Evidence from European cities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 53, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.190>
- Cataldo, J., y González, A. E. (2018). Analysis of the Relation between Particle Matter Concentration and Meteorological Parameter at Montevideo City. *Open Journal of Air Pollution*, 07(02), 120-139. <https://doi.org/10.4236/ojap.2018.72007>
- Cataldo, J., Rezzano, N., D'Angelo, M., y Deambrosi, M. (2018). *Análisis de la Evolución de la Calidad del aire en Montevideo* (inf. téc.). Convenio Udelar-MVOTMA-Inventario de Fuentes de Emisión a la Atmósfera.
- Cataldo, J., Rezzano, N., D'Angelo, M., Deambrosi, M., y Franchi, I. (2019). *Informe Final Inventario de Emisiones Atmosféricas 2015* (inf. téc.). DINAMA-MVOTMA-IMFIA-FIng.
- Chan, A. T., So, E. S., y Samad, S. C. (2001). Strategic guidelines for street canyon geometry to achieve sustainable street air quality. *Atmospheric Environment*, 35, 4089-4098. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00252-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00252-8)
- Chen, H., Burnett, R. T., Copes, R., Kwong, J. C., Villeneuve, P. J., Goldberg, M. S., Brook, R. D., Van Donkelaar, A., Jerrett, M., Martin, R. V., Brook, J. R., Kopp, A., y Tu, J. V. (2016). Ambient fine particulate matter and mortality among survivors of myocardial infarction: Population-based cohort study. *Environmental Health Perspectives*, 124(9), 1421-1428. <https://doi.org/10.1289/EHP185>
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., Balakrishnan, K., Brunekreef, B., Dandona, L., Dandona, R., Feigin, V., Freedman, G., Hubbell, B., Jobling, A., Kan, H., Knibbs, L., Liu, Y., Martin, R., Morawska, L., . . . Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and

- 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907-1918. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)
- Col·lectiu Punt 6. (2019). *Urbanismo Feminista* (Virus Editorial, Ed.).
- D'Angelo, M., González, A. E., y Rezzano Tizze, N. (2018). First approach to exhaust emissions characterization of light vehicles in Montevideo, Uruguay. *Science of the Total Environment*, 618(10), 1071-1078. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.115>
- Davies, D. L., y Bouldin, D. W. (1979). A Cluster Separation Measure. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, PAMI-1(2), 224-227. <https://doi.org/10.1109/TPAMI.1979.4766909>
- de Nazelle, A., Rodríguez, D. A., y Crawford-Brown, D. (2009). The built environment and health: Impacts of pedestrian-friendly designs on air pollution exposure. *Science of the Total Environment*, 407(8), 2525-2535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.006>
- DNE-MIEM. (2018). *Prospectiva de la Demanda Energética* (inf. téc.).
- Dons, E., Laeremans, M., Orjuela, J. P., Avila-Palencia, I., Carrasco-Turigas, G., Cole-Hunter, T., Anaya-Boig, E., Standaert, A., De Boever, P., Nawrot, T., Götschi, T., De Nazelle, A., Nieuwenhuijsen, M., y Int Panis, L. (2017). Wearable Sensors for Personal Monitoring and Estimation of Inhaled Traffic-Related Air Pollution: Evaluation of Methods. *Environmental Science and Technology*, 51, 1859-1867. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05782>
- Elminir, H. K. (2005). Dependence of urban air pollutants on meteorology. *Science of the Total Environment*, 350(1-3), 225-237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.043>
- Fadlun, E. A., Verzicco, R., Orlandi, P., y Mohd-Yusof, J. (2000). Combined Immersed-Boundary Finite-Difference Methods for Three-Dimensional Complex Flow Simulations. *Journal of Computational Physics*, 161(1), 35-60. <https://doi.org/10.1006/jcph.2000.6484>
- Farrell, W. J., Weichenthal, S., Goldberg, M., y Hatzopoulou, M. (2015). Evaluating air pollution exposures across cycling infrastructure types: Implications for facility design. *Journal of Transport and Land Use*, 8(3), 131-149. <https://doi.org/10.5198/jtlu.2015.702>

- Fernandez, G., Mendina, M., y Usera, G. (2020). Heterogeneous computing (CPU-GPU) for pollution dispersion in an Urban environment. *Computation*, 8(1). <https://doi.org/10.3390/computation8010003>
- Fernández, G., Rezzano, N., D'Angelo, M., y Mendina, M. (2019). Numerical simulation of different pollution sources in an urban environment. *E3S Web of Conferences*, 128, 1-7. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912810005>
- Ferziger, J., y Peric, M. (2002). *Computational Methods for Fluid Dynamics*. Springer.
- Franco, P., Iglesias, R., Machado, S., Pizzorno, P., Mañay, N., y Laborde, A. (2023). Medidas de PM2.5 en monitores comunitarios - Influencia de la Humedad. *Revista de la Asociación de Ingenieros del Uruguay*.
- Giachetto, G., Santoro, A., Pérez, M. M., y Mass, F. (2020). Validación de un instrumento para la pesquisa de problemas del desarrollo en menores de 5 años en Uruguay. *Revista Medica Del Uruguay*, 36(1), 28-38. <https://doi.org/10.29193/rmu.36.1.4>
- González, A. E., Gianoli Kovar, P., López Parard, M., Luzardo Rivero, M., Pais, J. I., y Ramírez, L. C. (2020). *Estudio de niveles sonoros en Avda. 18 de Julio - Informe Final* (inf. téc.). Departamento de Ingeniería Ambiental-Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental-Facultad de Ingeniería-Universidad de la República.
- Habilomatis, G., y Chaloulakou, A. (2015). A CFD modeling study in an urban street canyon for ultrafine particles and population exposure: The intake fraction approach. *Science of the Total Environment*, 530-531, 227-232. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.089>
- Hankey, S., Lindsey, G., y Marshall, J. D. (2017). Population-Level Exposure to Particulate Air Pollution during Active Travel: Planning for Low-Exposure, Health-Promoting Cities. *Environmental Health Perspectives*, 125(4), 527-535. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5381994/pdf/EHP442.pdf>
- Hatzopoulou, M., Weichenthal, S., Dugum, H., Pickett, G., Miranda-Moreno, L., Kulka, R., Andersen, R., y Goldberg, M. (2013). The impact of traffic volume, composition, and road geometry on personal air pollution exposures among cyclists in Montreal, Canada. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 23(1), 46-51. <https://doi.org/10.1038/jes.2012.85>

- Huneus, N., Denier van der Gon, H., Castesana, P., Menares, C., Granier, C., Granier, L., Alonso, M., de Fatima Andrade, M., Dawidowski, L., Gallardo, L., Gomez, D., Klimont, Z., Janssens-Maenhout, G., Osses, M., Puliafito, S. E., Rojas, N., Ccoyllo, O. S., Tolvett, S., y Ynoue, R. Y. (2020). Evaluation of anthropogenic air pollutant emission inventories for South America at national and city scale. *Atmospheric Environment*, 235(July 2019). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117606>
- Intendencia de Montevideo. (2022). *Informe de Calidad de Aire Año 2022* (inf. téc.). <https://montevideo.gub.uy/sites/default/files/biblioteca/informeanual2022-v2.pdf>
- Jarjour, S., Jerrett, M., Westerdahl, D., De Nazelle, A., Hanning, C., Daly, L., Lipsitt, J., y Balmes, J. (2013). Cyclist route choice, traffic-related air pollution, and lung function: A scripted exposure study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 12(1), 1-12. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-14>
- Johnson, T. (2002). *A Guide to Selected Algorithms, Distribution, and Databases Used in Exposure Models Developed by the Office of Air Quality Planning and Standards* (inf. téc.). <http://www2.epa.gov/sites/production/files/2013-08/documents/report052202.pdf>
- Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H., y Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, 120, 475-483. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>
- Khreis, H., Sanchez, K. A., Foster, M., Burns, J., Nieuwenhuijsen, M. J., Jai-kumar, R., Ramani, T., y Zietsman, J. (2023). Urban policy interventions to reduce traffic-related emissions and air pollution: A systematic evidence map. *Environment International*, 172(August 2022), 107805. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107805>
- Kwak, K. H., Woo, S. H., Kim, K. H., Lee, S. B., Bae, G. N., Ma, Y. I., Sunwoo, Y., y Baik, J. J. (2018). On-road air quality associated with traffic composition and street-canyon ventilation: Mobile monitoring and CFD modeling. *Atmosphere*, 9(3), 1-13. <https://doi.org/10.3390/atmos9030092>
- Laeremans, M., Dons, E., Avila-Palencia, I., Carrasco-Turigas, G., Orjuela-Mendoza, J. P., Anaya-Boig, E., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Nieu-

- wenhuijsen, M., Standaert, A., Van Poppel, M., De Boever, P., y Int Panis, L. (2018). Black Carbon Reduces the Beneficial Effect of Physical Activity on Lung Function. *Medicine & Science in Sports & Exercise*, (April), 1. <https://doi.org/10.1249/MSS.0000000000001632>
- Lateb, M., Meroney, R. N., Yataghene, M., Fellouah, H., Saleh, F., y Boufadel, M. C. (2016). On the use of numerical modelling for near-field pollutant dispersion in urban environments - A review. *Environmental Pollution*, 208, 271-283. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.039>
- Li, C., Wang, Z., Li, B., Peng, Z. R., y Fu, Q. (2019). Investigating the relationship between air pollution variation and urban form. *Building and Environment*, 147, 559-568. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.06.038>
- Liao, C. C., Chang, Y. W., Lin, C. A., y McDonough, J. M. (2010). Simulating flows with moving rigid boundary using immersed-boundary method. *Computers and Fluids*, 39(1), 152-167. <https://doi.org/10.1016/j.compfluid.2009.07.011>
- Lin, C., Gillespie, J., Schuder, M. D., Duberstein, W., Beverland, I. J., y Heal, M. R. (2015). Evaluation and calibration of Aeroqual series 500 portable gas sensors for accurate measurement of ambient ozone and nitrogen dioxide. *Atmospheric Environment*, 100(2), 111-116. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.002>
- Lopez, R. P. (2012). *The Built Environment and Public Health*. Jossey-Bass.
- Luo, J., Boriboonsomsin, K., y Barth, M. (2020). Consideration of exposure to traffic-related air pollution in bicycle route planning. *Journal of Transport and Health*, 16(November 2019), 100792. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2019.100792>
- MacNaughton, P., Melly, S., Vallarino, J., Adamkiewicz, G., y Spengler, J. D. (2014). Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution. *Science of the Total Environment*, 490(2), 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.111>
- McNabola, A., Broderick, B. M., y Gill, L. W. (2009). A numerical investigation of the impact of low boundary walls on pedestrian exposure to air pollutants in urban street canyons. *Science of the Total Environment*, 407, 760-769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.036>
- Mendina, M., Draper, M., Kelm Soares, A. P., Narancio, G., y Usera, G. (2014). A general purpose parallel block structured open source incompressible

- flow solver. *Cluster Computing*, 17(2), 231-241. <https://doi.org/10.1007/s10586-013-0323-2>
- Ming, T., Peng, C., Gong, T., y Li, Z. (2017). *Pollutant Dispersion in Built Environment*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-3821-1>
- Ministerio de Ambiente y Climate and Clean Air Coalition. (2022). *Implementación de hoja de ruta para integrar las acciones sobre contaminantes climáticos de vida corta en políticas, estrategias y programas en Uruguay* (inf. téc.).
- Ministerio de Salud Pública. (2009). Ordenanza 145-2009: Vigencia sanitaria de los trabajadores expuestos a los diferentes factores de riesgo laborales.
- Miskell, G., Salmond, J. A., y Williams, D. E. (2018). Use of a handheld low-cost sensor to explore the effect of urban design features on local-scale spatial and temporal air quality variability. *Science of the Total Environment*, 619-620, 480-490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.024>
- Muxí, Z. (2013). *Postsuburbia*. Comanegra.
- MVOTMA. (2019). *Plan Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible* (inf. téc.). <https://www.mvotma.gub.uy/component/k2/item/10012605-plan-ambiental-nacional-documento-aprobado-por-el-gabinete-ambiental-nacional>
- MVOTMA-FIng-UdelaR. (1999). *Implementación y desarrollo de estudios y proyectos de calidad del aire* (inf. téc.).
- Nair, A. J., Nandini, M., Adappa, S., y Mahabala, C. (2017). Carbon monoxide exposure among police officers working in a traffic dense region of Southern India. *Toxicology and Industrial Health*, 33(1), 46-52. <https://doi.org/10.1177/0748233716654071>
- Newby, D. E., Mannucci, P. M., Tell, G. S., Baccarelli, A. A., Brook, R. D., Donaldson, K., Forastiere, F., Franchini, M., Franco, O. H., Graham, I., Hoek, G., Hoffmann, B., Hoylaerts, M. F., Künzli, N., Mills, N., Pekkanen, J., Peters, A., Piepoli, M. F., Rajagopalan, S., y Storey, R. F. (2015). Expert position paper on air pollution and cardiovascular disease. *European Heart Journal*, 36(2), 83-93. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehu458>
- Nieuwenhuijsen, M. J. (2016). Urban and transport planning, environmental exposures and health-new concepts, methods and tools to improve

- health in cities. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 15(Suppl 1). <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0108-1>
- Niza, S., y Jamal, H. H. (2007). Carbon monoxide exposure assessment among toll operators in Klang Valley, Kuala Lumpur, Malaysia. *International Journal of Environmental Health Research*, 17(2), 95-103. <https://doi.org/10.1080/09603120701219303>
- Oke, T. R. (1988). Street design and urban canopy layer climate. *Energy and Buildings*, 11(1-3), 103-113. [https://doi.org/10.1016/0378-7788\(88\)90026-6](https://doi.org/10.1016/0378-7788(88)90026-6)
- ONU. (2022). *Plan De Acción Regional De Calidad Del Aire Para América Latina Y El Caribe – 2022-2025* (inf. téc.).
- Organización Mundial de la Salud. (2021). *WHO global air quality guidelines- Executive summary* (inf. téc.).
- Pantusheva, M., Mitkov, R., Hristov, P. O., y Petrova-Antonova, D. (2022). Air Pollution Dispersion Modelling in Urban Environment Using CFD: A Systematic Review. *Atmosphere*, 13(10), 1-35. <https://doi.org/10.3390/atmos13101640>
- Pearce, J. L., Beringer, J., Nicholls, N., Hyndman, R. J., y Tapper, N. J. (2011). Quantifying the influence of local meteorology on air quality using generalized additive models. *Atmospheric Environment*, 45(6), 1328-1336. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.051>
- Poder Legislativo. (2000). Ley 17283. <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/17283-2000>
- Presidencia de la República. (2021). Decreto 135-2021: Reglamento de calidad del aire.
- Programa de Prevención de Enfermedades No Transmisibles (PPENT). (2010). *Estudio de Carga Global de Enfermedad* (inf. téc.). Ministerio de Salud. Uruguay. https://www.gub.uy/ministerio-salud-publica/sites/ministerio-salud-publica/files/documentos/publicaciones/Estudio%7B%5C_%7Dde%7B%5C_%7DCarga%7B%5C_%7DGlobal.pdf
- Qiu, Z., Wang, W., Zheng, J., y Lv, H. (2019). Exposure assessment of cyclists to UFP and PM on urban routes in Xi'an, China. *Environmental Pollution*, 250, 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.129>
- Rajagopalan, S., Al-Kindi, S. G., y Brook, R. D. (2018). Air Pollution and Cardiovascular Disease: JACC State-of-the-Art Review. *Journal of the*

- American College of Cardiology*, 72(17), 2054-2070. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2018.07.099>
- REDES Planejamento e Política Pública. (2021). *Guía para la Planificación de la Movilidad Urbana Sostenible en Uruguay* (inf. téc.). Ministerio de Ambiente Ministerio de Economía y Finanzas Ministerio de Industria Energía y Minería Ministerio de Transporte y Obras Públicas Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial.
- Rezzano Tizze, N., D'Angelo, M., y González, E. (2015). Movilidad en la ciudad de Montevideo (costos, emisiones y tiempos). *8 Congreso Nacional de AIDIS*, 1-8. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/35932/1/RDG15.pdf>
- Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20(100), 53-65. [https://doi.org/10.1016/0377-0427\(87\)90125-7](https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7)
- Salas González, I. Q. J. (2019). Gestión de la Calidad del Aire en Uruguay, Reflexiones y Perspectivas. *X Congreso Nacional de AIDIS. Desafíos Ambientales: Estrategias Integrales y Acciones Coordinadas. 28 y 29 de Agosto*, 1-9. <http://congresoaidis2019.uy/wp-content/uploads/2019/08/9-Salas-09082019.pdf>
- Santamaría, J. M. (2017a). *Informe Layman. Medidas para reducir la exposición de los ciclistas a los principales contaminantes atmosféricos urbanos* (inf. téc.). Universidad de Navarra. https://www.cristinaenea.eu/documentos/ficheros/noticias/laymans%7B%5C_%7Dreport%7B%5C_%7Dlifepiusrespira.pdf
- Santamaría, J. M. (2017b). *Reduction of Exposure of Cyclists to Urban Air Pollution* (inf. téc.). Universidad de Navarra. <file:///C:/Users/Mauro/Downloads/2018SantamaraedGuideBookLIFERespira.pdf>
- Schepers, P., Fishman, E., Beelen, R., Heinen, E., Wijnen, W., y Parkin, J. (2015). The mortality impact of bicycle paths and lanes related to physical activity, air pollution exposure and road safety. *Journal of Transport and Health*, 2, 460-473. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.09.004>
- Scungio, M., Stabile, L., Rizza, V., Pacitto, A., Russi, A., y Buonanno, G. (2018). Lung cancer risk assessment due to traffic-generated particles exposure in urban street canyons: A numerical modelling approach.

- Science of the Total Environment*, 631-632, 1109-1116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.093>
- South Coast AQMD. (2020). *Air Quality Sensor Performance Evaluation Center-Evaluation Summary* (inf. téc.). <http://www.aqmd.gov/aq-spec>
- Tainio, M., de Nazelle, A. J., Götschi, T., Kahlmeier, S., Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M. J., de Sá, T. H., Kelly, P., y Woodcock, J. (2016). Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? *Preventive Medicine*, 87, 233-236. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2016.02.002>
- Targino, A. C., Gibson, M. D., Krecl, P., Rodrigues, M. V. C., dos Santos, M. M., y de Paula Corrêa, M. (2016). Hotspots of black carbon and PM2.5 in an urban area and relationships to traffic characteristics. *Environmental Pollution*, 218, 475-486. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.027>
- Targino, A. C., Rodrigues, M. V. C., Krecl, P., Cipoli, Y. A., y Ribeiro, J. P. M. (2018). Commuter exposure to black carbon particles on diesel buses, on bicycles and on foot: a case study in a Brazilian city. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2), 1132-1146. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0517-x>
- Téllez, J., Rodríguez, A., y Fajardo, Á. (2006). Carbon monoxide contamination: An environmental health problem. *Revista de Salud Publica*, 8(1), 108-117. <https://doi.org/10.1590/s0124-00642006000100010>
- Toparlar, Y., Blocken, B., Maiheu, B., y van Heijst, G. J. (2017). A review on the CFD analysis of urban microclimate. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80(June), 1613-1640. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.248>
- Unibici y Liberá tu Bicicleta. (2014). *Desafío Intermodal Montevideo 2014. Resumen de Método y Resultados de Tiempos* (inf. téc.). Montevideo.
- Usera, G., Vernet, A., y Ferré, J. A. (2008). A parallel block-structured finite volume method for flows in complex geometry with sliding interfaces. *Flow, Turbulence and Combustion*, 81(3), 471-495. <https://doi.org/10.1007/s10494-008-9153-3>
- Van den Bossche, J., Peters, J., Verwaeren, J., Botteldooren, D., Theunis, J., y De Baets, B. (2015). Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: Development and validation of a methodology based

- on an extensive dataset. *Atmospheric Environment*, 105, 148-161. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.017>
- Wang, L., Wang, H., Liu, J., Gao, Z., Yang, Y., Zhang, X., Li, Y., y Huang, M. (2019). Impacts of the near-surface urban boundary layer structure on PM 2.5 concentrations in Beijing during winter. *Science of the Total Environment*, 669, 493-504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.097>
- Weichenthal, S., Farrell, W., Goldberg, M., Joseph, L., y Hatzopoulou, M. (2014). Characterizing the impact of traffic and the built environment on near-road ultrafine particle and black carbon concentrations. *Environmental Research*, 132, 305-310. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.04.007>
- Wilks, D. S. (2011). *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences* (Third). Elsevier/Academic Press.
- Willberg, E., Poom, A., Helle, J., y Toivonen, T. (2023). Cyclists' exposure to air pollution, noise, and greenery: a population-level spatial analysis approach. *International Journal of Health Geographics*, 22(1), 1-21. <https://doi.org/10.1186/s12942-023-00326-7>
- Zuurbier, M., Hoek, G., Hazel, P. V. D., y Brunekreef, B. (2009). Minute ventilation of cyclists, car and bus passengers: An experimental study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 8(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-48>

Glosario

BC Black carbon. Representa una fracción del $PM_{2,5}$, y se forma principalmente durante la combustión incompleta de combustibles fósiles y biomasa.

Bike lane Carril ciclista señalizado de forma gráfica dentro de una vía de tránsito.

Blockage Ratio (Relación de Bloqueo) Cociente entre el área frontal proyectada de los obstáculos viento abajo y el área transversal del dominio de cálculo, en el marco de la realización de simulaciones numéricas. Se recomienda que este parámetro sea menor a 3 %.

Cañones Urbanos Calles rodeadas de edificios a ambos lados.

CO Monóxido de carbono. Es un contaminante atmosférico tóxico, incoloro e inodoro, generado a partir de procesos de combustión incompleta.

COV_s Compuestos orgánicos volátiles. Son sustancias precursoras de la formación de ozono troposférico.

FEF₂₅₋₇₅ Parámetro representativo de la función pulmonar: Forced Expiratory Flow entre el 25 % y el 75 % del FVC.

FEV₁ Parámetro representativo de la función pulmonar: Forced Expiratory Volume en el primer segundo de una expiración máxima.

FVC Parámetro representativo de la función pulmonar: Forced Vital Capacity.

H₂SO₄ Ácido sulfúrico. Es una sustancia altamente corrosiva e irritante, que participa en el proceso de lluvia ácida.

HC Hidrocarburos no quemados. Son moléculas orgánicas que contienen únicamente átomos de carbono e hidrógeno.

HNO₃ Ácido nítrico. Esta sustancia participa en el proceso de lluvia ácida.

Isolated roughness flow Régimen de flujo existente en el seno de cañones urbanos, formulado para modelos bidimensionales de calles y para flujos

de viento perpendiculares a sus desarrollos longitudinales. Este régimen está asociado con bajas relaciones de aspecto de las calles y con bajos cocientes entre la longitud de la calle y la altura de los edificios.

IT Parámetro representativo de la función pulmonar: Índice Tiffeneau (cociente entre FEV_1 y FVC).

N₂O Óxido nitroso. Es un gas poco reactivo, emitido como resultado de procesos naturales y actividades humanas. Participa en la química del ozono estratosférico y es un gas de efecto invernadero.

NO Monóxido de nitrógeno. Es un gas poco tóxico, producido durante procesos de combustión a altas temperaturas.

NO₂ Dióxido de nitrógeno. Es un gas relativamente tóxico, componente natural de la atmósfera. Sus concentraciones ambientales se elevan considerablemente como consecuencia de actividades humanas. Este gas absorbe radiación solar e inicia reacciones fotoquímicas.

NO_x Óxidos de nitrógeno. Es un término que agrupa a los compuestos gaseosos de nitrógeno que contienen uno o más átomos de oxígeno. Utilizado para representar a la suma de concentraciones de NO y NO₂ en la atmósfera.

O₃ Ozono. Es un gas altamente reactivo presente en la tropósfera y en la estratósfera. En la tropósfera, el aumento de sus niveles ambientales ocurre como consecuencia de reacciones fotoquímicas, en las cuáles intervienen contaminantes atmosféricos de origen antropogénico.

Off-street bicycle path Infraestructura ciclista localizada fuera de las vías de tránsito.

On-street bicycle path Carril ciclista separado del flujo vehicular motorizado por una barrera física.

PEF Parámetro representativo de la función pulmonar: Peak Expiratory Flow.

PM Partículas o Material Particulado. Este término incluye partículas sólidas o líquidas, caracterizadas por su tamaño utilizando un parámetro denominado diámetro aerodinámico. Este se define como el diámetro de una partícula ideal esférica, de densidad igual a 1 g/cm^3 , y que presenta la misma velocidad de sedimentación en el aire que la partícula real bajo análisis.

PM₁ Partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a $1 \mu\text{m}$.

- PM₁₀** Partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 10 μm .
- PM_{2,5}** Partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 2,5 μm . Se las denomina también fracción respirable, porque pueden alcanzar los pulmones y eventualmente llegar al torrente sanguíneo.
- PN** Número de partículas. La concentración de PN es igual al número total de partículas por unidad de volumen de aire.
- Relación de Aspecto** Cociente entre la altura promedio de edificios de una calle y su ancho.
- Shared bike lane** Vía de tránsito en donde se permite la circulación conjunta de bicicletas y vehículos motorizados.
- Skimming flow** Régimen de flujo existente en el seno de cañones urbanos, formulado para modelos bidimensionales de calles y para flujos de viento perpendiculares a sus desarrollos longitudinales. Este régimen está asociado con elevadas relaciones de aspecto de las calles y elevados cocientes entre la longitud de la calle y la altura de los edificios.
- SO₂** Dióxido de azufre. Es un contaminante atmosférico que se produce por la oxidación de combustibles que contienen azufre.
- SO₃** Trióxido de azufre. Es un gas incoloro que rápidamente se transforma en H₂SO₄ cuando entra en contacto con agua o vapor de agua, en presencia de un catalizador, como por ejemplo un óxido metálico.
- Stretching Ratio (Relación de Estiramiento)** Representa el aumento sucesivo del tamaño de las celdas para cierto bloque de grilla de cálculo, en el marco de la realización de simulaciones numéricas. Se recomienda que sea menor a 1,3 en zonas de gradientes elevados.
- Sweet-Spot Locations** Sitios en una ciudad que presentan bajos niveles de contaminación atmosférica e infraestructura que promueva el traslado a pie.
- UCL** Urban Canopy Layer (Capa Límite Urbana). Espacio en el cual la dispersión atmosférica de contaminantes es influenciada por la configuración y la geometría de los edificios y de las calles, la ubicación de las fuentes emisoras y la presencia de diversos obstáculos.
- UFP** Partículas ultra-finas. Presentan un diámetro aerodinámico menor o igual a 0,1 μm .
- Wake interference flow** Régimen de flujo existente en el seno de cañones urbanos, formulado para modelos bidimensionales de calles y para flujos

de viento perpendiculares a sus desarrollos longitudinales. Este régimen está asociado con relaciones de aspecto de las calles intermedias y con elevados cocientes entre la longitud de la calle y la altura de los edificios.

APÉNDICES

Apéndice 1

Planillas de registro manual del flujo vehicular en la Ruta N°1

Fecha	Observaciones																									
Día de la semana																										
Hora																										
Calle																										
Autos y camionetas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	
	126	127	128	129	130	131	132	133	134	135	136	137	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170	171	172	173	174	175	
	176	177	178	179	180	181	182	183	184	185	186	187	188	189	190	191	192	193	194	195	196	197	198	199	200	
	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217	218	219	220	221	222	223	224	225	
	226	227	228	229	230	231	232	233	234	235	236	237	238	239	240	241	242	243	244	245	246	247	248	249	250	
	Camiones	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
		26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
		51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75
76		77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
Ómnibus	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
Motos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
Bicicletas y monopatines	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	

Figura A1: Planillas de registro manual del flujo vehicular en la Ruta N°1. Fuente: elaboración propia.

Apéndice 2

Planillas de registro manual del flujo vehicular para estimación de su composición

Fecha	Observaciones																									
Día de la semana																										
Hora																										
Sentido del flujo																										
Autos y camionetas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	
	126	127	128	129	130	131	132	133	134	135	136	137	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170	171	172	173	174	175	
	176	177	178	179	180	181	182	183	184	185	186	187	188	189	190	191	192	193	194	195	196	197	198	199	200	
	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217	218	219	220	221	222	223	224	225	
	226	227	228	229	230	231	232	233	234	235	236	237	238	239	240	241	242	243	244	245	246	247	248	249	250	
	Camiones	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
		26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
		51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75
76		77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
Ómnibus	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
Motos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	
Bicicletas y monopatines	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	

Figura B1: Planillas de registro manual del flujo vehicular para estimación de su composición. Fuente: elaboración propia.

Apéndice 3

Consentimiento informado

Consentimiento informado

Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo

Nos gustaría invitarlo/a a participar en este estudio cuyo objetivo es contribuir a la planificación del transporte activo en Montevideo a partir de la inclusión de la calidad de aire en la toma de decisiones.

Nombre del Investigador Principal: Ing. Mauro D'Angelo Taibo, investigador de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República. Uruguay

Nombre de la Organización: Facultad de Ingeniería y Facultad de Medicina

Financiador: Comisión Sectorial de Investigación Científica

Esta investigación evalúa el impacto de la calidad de aire en usuarios de bicicletas en Montevideo considerando las diferentes rutas utilizadas durante el transporte activo. Ud. ha sido invitado a participar en la investigación, a continuación, resumiremos información de interés para que pueda tomar una decisión respecto a su participación en el estudio.

Recuerde que puede complementar información hablando con cualquiera de los investigadores participantes con quien usted se sienta cómodo/a. Usted también puede contactar al Ing. Mauro D'Angelo, quien está a cargo de esta investigación, al teléfono 099199572. Si usted decide participar en el estudio, recibirá una copia de este consentimiento informado.

¿Por qué se realiza este estudio?

La presente propuesta busca cuantificar la exposición a contaminantes atmosféricos que experimentan las personas que utilizan medios de transporte activos, y vincularla con características generales de las vías de tránsito (geometría de edificios, flujo vehicular, etc.). Estos vínculos permitirán el desarrollo de una herramienta de zonificación para el transporte activo en Montevideo, basada en la calidad de aire, siendo este último el principal resultado a obtener a partir de la realización del presente proyecto.

¿Cuáles son los procedimientos del estudio? ¿Qué me pedirán hacer?

Obtendremos información sobre algunas características personales y de su salud a través del llenado de un formulario. Se le solicitará que realice un recorrido en bicicleta (que es posible que coincida con sus rutas habituales) durante el cual se medirán las concentraciones de algunos contaminantes del aire a través de sensores que se colocarán en un canasto que será colocado en la bicicleta. Además, se colocará un dispositivo GPS en el manillar, un sensor de velocidad en la rueda delantera, y se le solicitará que se coloque un sensor de frecuencia cardíaca y un equipo de medición de contaminación sonora. Previo al recorrido y luego de finalizado el mismo, se le solicitará que sople en un dispositivo que se denomina coxímetro, que permitirá medir el nivel de monóxido de carbono (un contaminante del aire) en el aire de su respiración. También se le medirá su presión sistólica. Ambas mediciones son procedimientos no invasivos.

Figura C1: Consentimiento informado (1^{era} parte). Fuente: proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo*.

¿Cuáles son los riesgos o inconvenientes del estudio?

El principal inconveniente será el tiempo que le llevará completar el cuestionario y el recorrido. No identificamos ningún riesgo adicional a los que usted está expuesto en sus recorridos habituales.

¿Cuáles son los beneficios del estudio?

Usted se beneficiará de esta investigación porque colaborará a identificar los factores del entorno que tienen incidencia en la calidad de aire a nivel de calle y su potencial impacto en la salud. Esto facilitará el diseño de ciclovías a través de rutas de baja exposición a contaminantes del aire. Se realizarán talleres de difusión de los resultados obtenidos. Además, conocerá el nivel de contaminantes al que estuvo expuesto en el momento de realizar la ruta de desplazamiento, y podrá decidir a partir de esta información modificar esta ruta, si es que esta coincide con sus rutas ciclistas habituales. La información específica de su participación se le aportará luego de finalizado el recorrido a través de un informe.

¿Cómo va a ser protegida mi información personal?

No incluiremos su nombre en el cuestionario para prevenir que ud. pueda ser identificado por otras personas que no participen en el estudio. Su nombre no podrá ser asociado en ninguna publicación.

¿Puedo dejar de participar en este estudio? y ¿Cuáles son mis derechos?

Su participación es voluntaria, usted no tiene obligación de participar de este estudio si no quiere. Si usted acepta participar, pero más tarde cambia de opinión, puede interrumpir su participación en cualquier momento. No hay penalidades o consecuencias de ningún tipo si decide que no desea participar.

Declaración de los potenciales conflictos de interés.

Los investigadores en este estudio están interesados en el conocimiento obtenido de la investigación. No hay ningún conflicto de interés de ningún investigador. No se pagará para participar en este estudio. No hay costos para usted por participar en este estudio.

¿A quién debo contactar si tengo preguntas sobre el estudio?

Tómese todo el tiempo que desee antes de tomar la decisión de participar en este estudio. Si tiene más preguntas sobre este estudio o si usted tiene un problema relacionado con la investigación, puede ponerse en contacto con el investigador principal, Ing. Mauro D'Angelo 099.199.572 o con la Dra Alicia Aleman 098.557.679.

He leído este formulario y he decidido que voy a participar en el proyecto de investigación que se describe anteriormente. Sus objetivos generales, los datos de participación y los posibles riesgos e inconvenientes se han explicado a mi entera satisfacción.

Firma del participante

Persona que obtiene el consentimiento

Fecha

Figura C2: Consentimiento informado (2^{da} parte). Fuente: proyecto *Evaluación experimental de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el transporte activo: aportes para su zonificación en Montevideo.*

Apéndice 4

Descripción de los notebooks utilizados

N1) Doctorado-Inter-calibración-IM:

Inter-calibración del equipo portátil Aeroqual Series 500 (cabezal de NO₂) con los registros de una estación de calidad del aire de referencia de la IM. Se utilizan también registros del equipo Aeroqual AQM10.

N2) Doctorado-Inter-calibración-FADU:

Inter-calibración del equipo portátil Aeroqual Series 500 (cabezal de PM) con los registros del equipo Aeroqual AQM10.

N3) Doctorado-Creación-Matrices-Por-Viaje:

Procesamiento de los registros tomados sobre las bicicletas (debe aplicarse una vez para cada recorrido), construyendo un geodataframe conjunto a partir de la integración de los registros de todos los equipos de medición empleados, para utilizarlo en el marco del análisis estadístico de los registros.

En este notebook, se calculan la tasa de ventilación corporal del o de la ciclista y la pendiente del terreno, y se utilizan las curvas de ajuste obtenidas en los notebooks **N1** y **N2**. Los datos se toman de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Obtención de matrices por viaje/Datos/ (**A**). Los geodataframes se exportan a la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Matrices por viaje/AAAAMMDD.csv (**B**)¹.

N4) Doctorado-Incorporación-Variables-Meteorológicas:

¹AAAAMMDD: Año, Mes, Día (ejemplo: 20210210).

Agrupación de los datos de exposición ambiental registrados sobre las bicicletas, con información meteorológica recabada en simultáneo por el equipo Aeroqual AQM10. Los datos de exposición ambiental se toman de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Matrices por viaje/ (**B**). Por otra parte, la información meteorológica se toma de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Información meteorológica/ (**C**).

Finalmente, los nuevos geodataframes construidos se exportan a la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Matrices-Exposición-Condiciones-Meteorológicas/AAAAMMDD.csv (**D**)².

N5) Doctorado-Procesamiento-Datos-Flujo-Vehicular:

Procesamiento de los registros fílmicos proporcionados por el Centro de Gestión de Movilidad de la IM, de forma tal de obtener los valores de flujo vehicular total promedio para cada recorrido en bicicleta, y para cada cámara analizada. Los datos originales de flujo vehicular se toman de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Registros CGM/. A partir del uso de este notebook, se generan manualmente matrices que se guardan en la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Matrices-Flujo-Vehicular/.

N6) Doctorado-Incorporación-Variables-Entorno:

Agrupación de los registros tomados sobre las bicicletas, que ya contienen la información meteorológica simultánea, con las variables del entorno urbano. Los datos de exposición ambiental y variables meteorológicas medidas en simultáneo se toman de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Matrices-Exposición-Condiciones-Meteorológicas/.

Seguidamente, en este notebook se determinan las dosis instantáneas potenciales de contaminantes atmosféricos inhaladas, para cada recorrido.

Por otra parte, los datos de flujo vehicular se toman de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Matrices-Flujo-Vehicular/. El resto de los datos del entorno urbano se toman de la carpeta /content/drive/My

²Ruta XXX puede ser Ruta Centro o Ruta Bulevar.

Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/.

Finalmente, en primer lugar, las matrices de datos obtenidas para cada recorrido se exportan a la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Matrices por viaje/AAAAMMDDEspacial.csv. En segundo lugar, se crea una matriz por Ruta, que contiene los datos de todos los recorridos efectuados en esa Ruta, y que se exporta a la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/AEMXXX.csv³.

N7) Doctorado-Registros-Crudos-Concentración-Contaminantes:

Obtención de las series de datos de concentración de contaminantes a utilizar en el marco del análisis de autocorrelación. Los datos se toman de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Registros crudos de concentración de contaminantes/Datos/. Los geodataframes se exportan a la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Registros crudos de concentración de contaminantes/.

N8) Doctorado-Análisis-Estadístico-Descriptivo:

Realización del análisis estadístico descriptivo de las mediciones de exposición a contaminantes atmosféricos y ruido realizadas, incorporando información meteorológica y variables del entorno urbano. Este notebook toma información de dos carpetas diferentes: /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Matrices-Exposición-Condiciones-Meteorológicas/AAAAMMDD.csv y /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Matrices por viaje/AAAAMMDDEspacial.csv.

Por otra parte, para el análisis de autocorrelación de las concentraciones de los contaminantes, se toma la información de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Registros crudos de concentración de contaminantes/.

Por último, en este notebook se construyen gráficos de apoyo, para la presentación de distintos resultados del estudio.

³XXX puede ser CEN (Ruta Centro) o BUL (Ruta Bulevar).

N9) Doctorado-AEM:

Aplicación de un conjunto de herramientas estadísticas multivariadas, con el objetivo de evaluar la existencia de vínculos entre los registros de exposición ambiental, y variables meteorológicas y del entorno urbano. Este notebook toma información de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/AEMXXX.csv.

N10) Doctorado-Cantidad-viajes:

Determinación del número mínimo necesario de recorridos a realizar, para la obtención de resultados representativos. Este notebook toma información de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Matrices por viaje/.

N11) Doctorado-Informe-participantes:

Cálculo de diversos parámetros asociados al monitoreo que sirven de insumo para el armado del informe para los participantes del trabajo de campo (esta actividad no se documenta en esta tesis). Este notebook toma información de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Difusión de resultados/Informe Participantes/Cálculos/Datos/.

N12) Doctorado-MFC-Dominio-Genérico:

Definición de las dimensiones de los dominios de cálculo genéricos a utilizar en las simulaciones numéricas. Además, también se definen los valores de velocidad del viento y flujo vehicular total a utilizar en dichas simulaciones. Se toman como base las cuadras de Arenal Grande con mayor concentración de PM. Este notebook toma información de la carpeta /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Matrices por viaje/AAAAMMDDEspacial.csv.

En la figura [D1](#) se presenta un esquema de las interacciones entre los notebooks generados para el presente estudio, incluyendo las carpetas de donde se toma la información de base necesaria para los cálculos, y aquellas donde se almacenan los resultados obtenidos. En este sentido, a continuación se detalla la ubicación de las carpetas involucradas en los cálculos:

A) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Obtención de matrices por viaje/Datos/

B) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Matrices por viaje/

C) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Información meteorológica/

D) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Matrices-Exposición-Condicionales-Meteorológicas/

E) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Registros CGM/

F) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/Matrices-Flujo-Vehicular/

G) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/Ruta XXX/

H) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Vínculos con el Entorno/

I) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Registros crudos de concentración de contaminantes/Datos/

J) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Análisis estadístico de los registros/Análisis Estadístico Descriptivo/Registros crudos de concentración de contaminantes/

K) /content/drive/My Drive/CSIC VUSP M2/Difusión de resultados/Informe participantes/Cálculos/Datos/

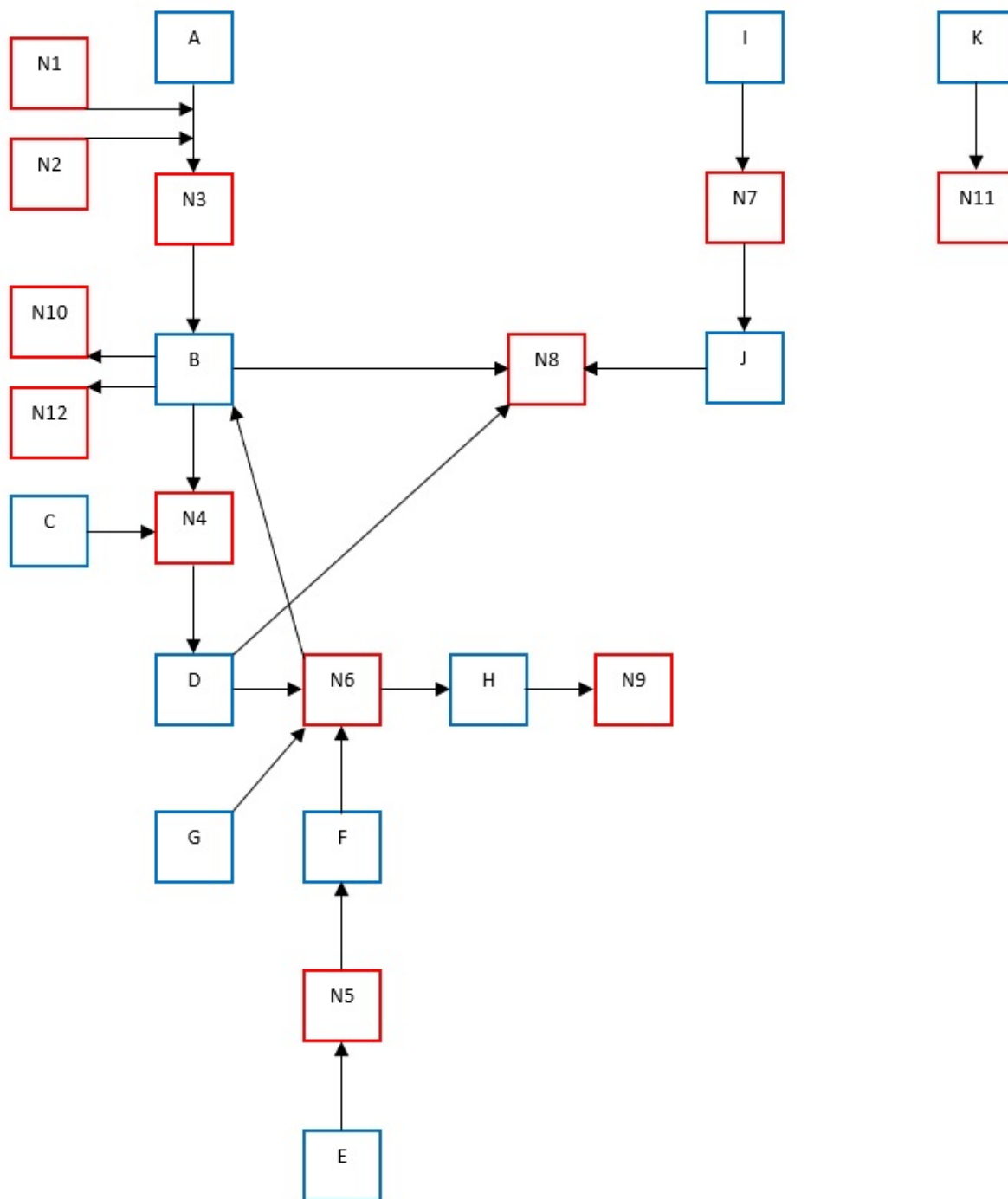
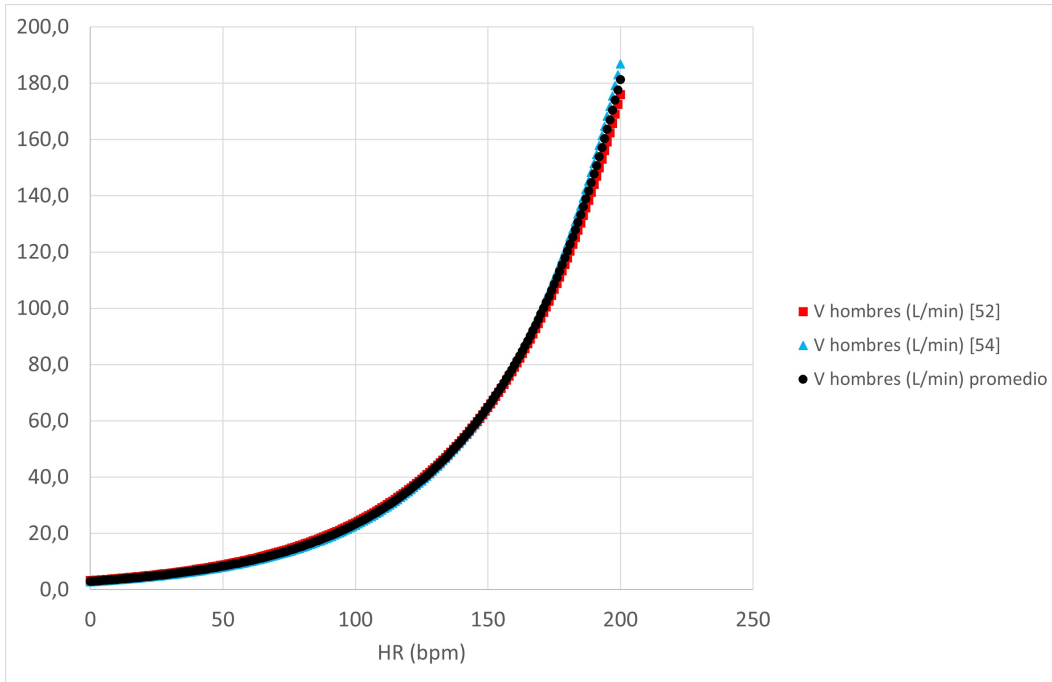


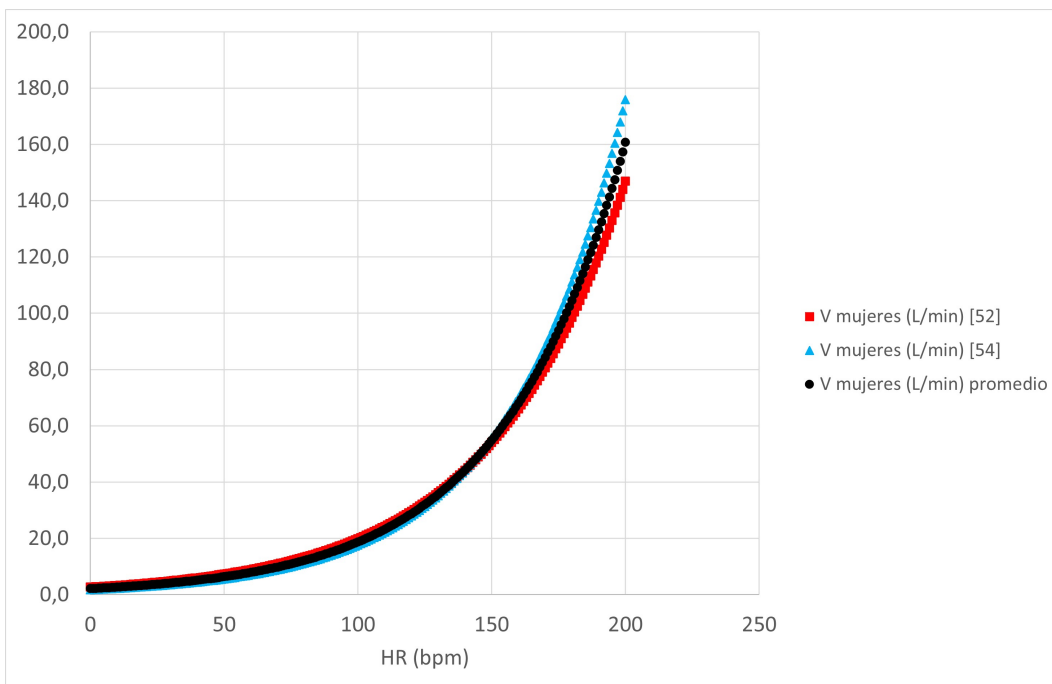
Figura D1: Esquema de notebooks y carpetas utilizadas durante los cálculos. Fuente: elaboración propia.

Apéndice 5

Estimación de la tasa de ventilación corporal



(a) Hombres



(b) Mujeres

Figura E1: Modelos de estimación de la tasa de ventilación corporal a partir de la frecuencia cardíaca (modelo rojo (cuadrado): Qiu et al. (2019); modelo turquesa (triángulo): Zuurbier et al. (2009)). Fuente: elaboración propia a partir de Qiu et al. (2019) y Zuurbier et al. (2009).

Apéndice 6

Intercalibración de sensores portátiles

En primer lugar, en la figura F1 se muestra la evolución temporal, y en la figura F2 gráficos de dispersión, para las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2,5}$ registradas por el sensor Aeroqual Series 500 PM, y por el equipo Aeroqual AQM10 en simultáneo, durante la intercalibración realizada en la azotea de la Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo de la UdelaR. Se destaca en este punto que para el desarrollo de las curvas de corrección de registros se trabajó con promedios cada 2 minutos.

A partir de la figura F2, se observa que el equipo Aeroqual Series 500 PM parece reflejar de forma razonable los registros tomados por el equipo Aeroqual AQM10. De todas maneras, para concentraciones elevadas, los registros tomados por el equipo Aeroqual AQM10 son en general mayores.

En función de lo anterior, en primer lugar se ajustó un modelo lineal de manera de corregir los registros de concentración de PM_{10} del equipo Aeroqual Series 500 PM, de forma tal de asemejarlos a los informados por el equipo de referencia en simultáneo. Una vez ajustado este modelo, se observó que el coeficiente de determinación obtenido resulta ser bajo (figura F3). Seguidamente, se repitió el procedimiento pero elaborando dos modelos, uno para las concentraciones de PM_{10} registradas por el equipo Aeroqual Series 500 PM menores o iguales a cierta concentración umbral (modelo bajo), y otro para las concentraciones mayores al mencionado valor umbral (modelo alto). En este sentido, se ejecutó un procedimiento de cálculo con el objetivo de determinar la concentración umbral, priorizando el desempeño del modelo construido pa-

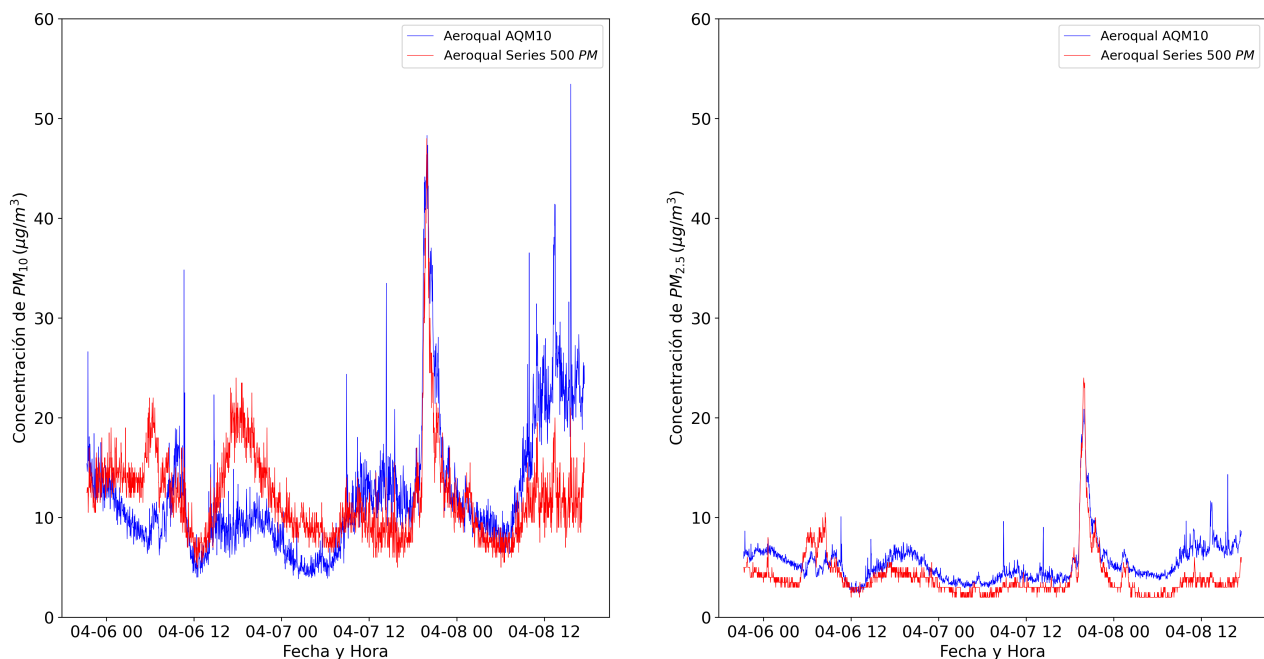


Figura F1: Evolución temporal de las concentraciones de partículas registradas durante la intercalibración. Fuente: elaboración propia.

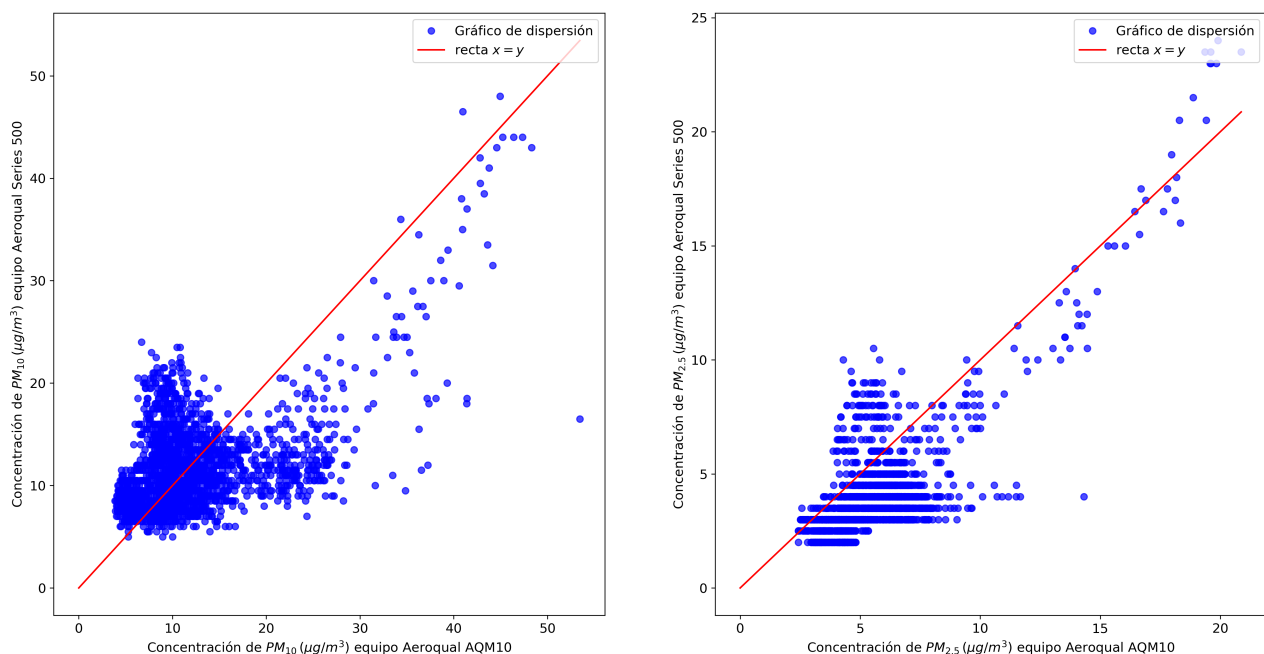


Figura F2: Gráficos de dispersión de las concentraciones de partículas registradas durante la intercalibración, considerando los dos equipos de medición utilizados en simultáneo. Fuente: elaboración propia.

ra las concentraciones altas del contaminante atmosférico bajo estudio. Este procedimiento consistió en desarrollar diferentes modelos para un conjunto de posibles concentraciones umbrales, y a partir de estos desarrollos proceder a seleccionar una concentración umbral de PM_{10} , que maximice el coeficiente de determinación, y minimice la varianza de los residuos del modelo construido para concentraciones altas. En este punto se destaca que no fue posible maximizar el valor del estadístico F, ya que su mayor valor se corresponde con el modelo conjunto (aquel que considera todos los registros efectuados). En función de lo anterior, se seleccionó una concentración umbral de PM_{10} igual a $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figura F3).

Tal cual se observa en la figura F3, se logró aumentar el valor del coeficiente de determinación del modelo, al pasar del modelo conjunto al modelo alto. En este sentido, se aplicará el modelo alto para la corrección de los registros móviles de concentración de PM_{10} .

En relación con lo anterior, para el ajuste de los registros de concentración de $PM_{2,5}$ tomados por el equipo Aeroqual Series 500 PM, se siguió un procedimiento de cálculo análogo al descrito anteriormente, seleccionándose una concentración umbral igual a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Al igual que en el caso anterior, se logró aumentar el valor del coeficiente de determinación del modelo, al pasar del modelo conjunto al modelo alto.

Por otra parte, en el caso del sensor Aeroqual Series 500 NO_2 , no fue posible establecer una ecuación de corrección a partir del monitoreo simultáneo con el equipo Aeroqual AQM10, debido a la elevada cantidad de valores de concentración nulos medidos por este equipo, durante el período de intercalibración (96 %).

En este sentido, para proceder a la intercalibración del equipo Aeroqual Series 500 NO_2 , se realizó una solicitud a la IM, para posibilitar la realización de esta actividad utilizando la estación oficial de calidad del aire Tres Cruces. Esta solicitud fue aprobada. Además, en el marco de esta actividad se utilizaron también registros de temperatura ambiente y humedad relativa, tomados en simultáneo por el equipo Aeroqual AQM10. Se destaca que el ajuste para las concentraciones de NO_2 medidas sobre las bicicletas fue obtenido utilizando registros tomados entre las 8 h y las 10 h durante la actividad de intercalibración, período razonablemente coincidente con las mediciones móviles de exposición ambiental realizadas. Cabe destacar que los valores de concentración negativa que puedan obtenerse al aplicar el modelo de corrección desarrollado serán

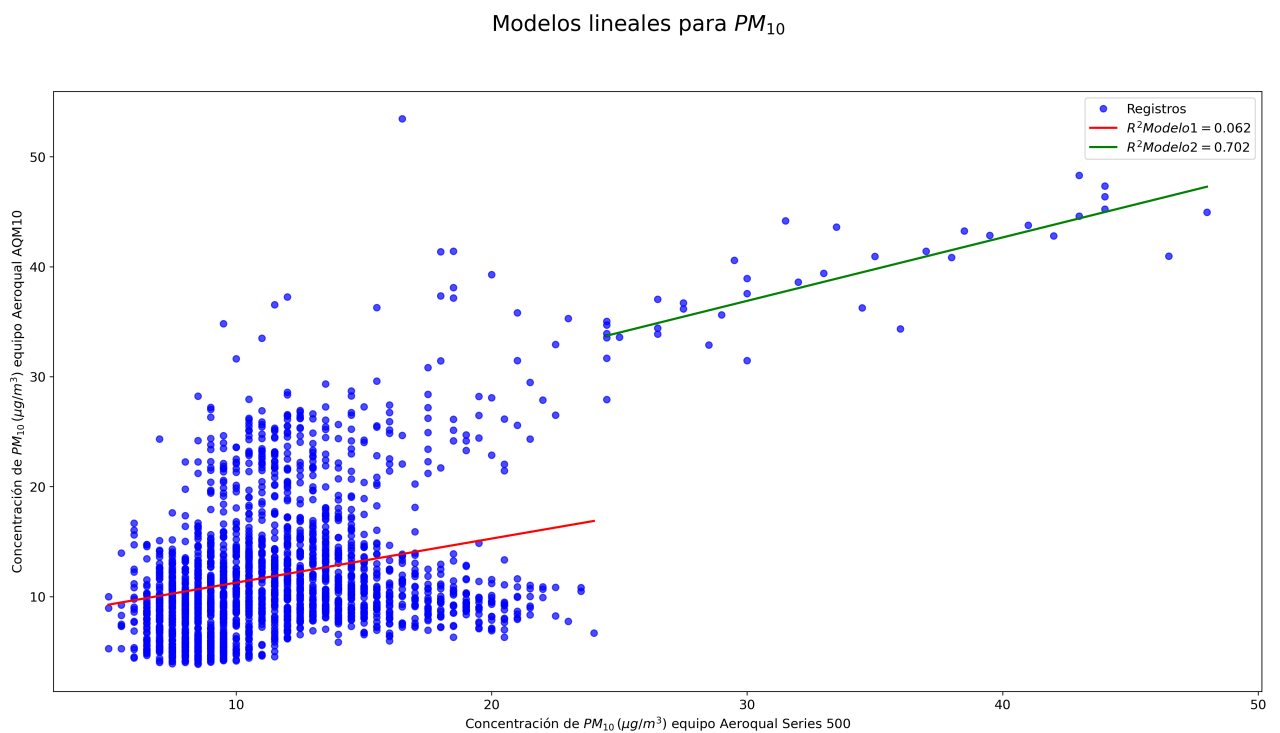
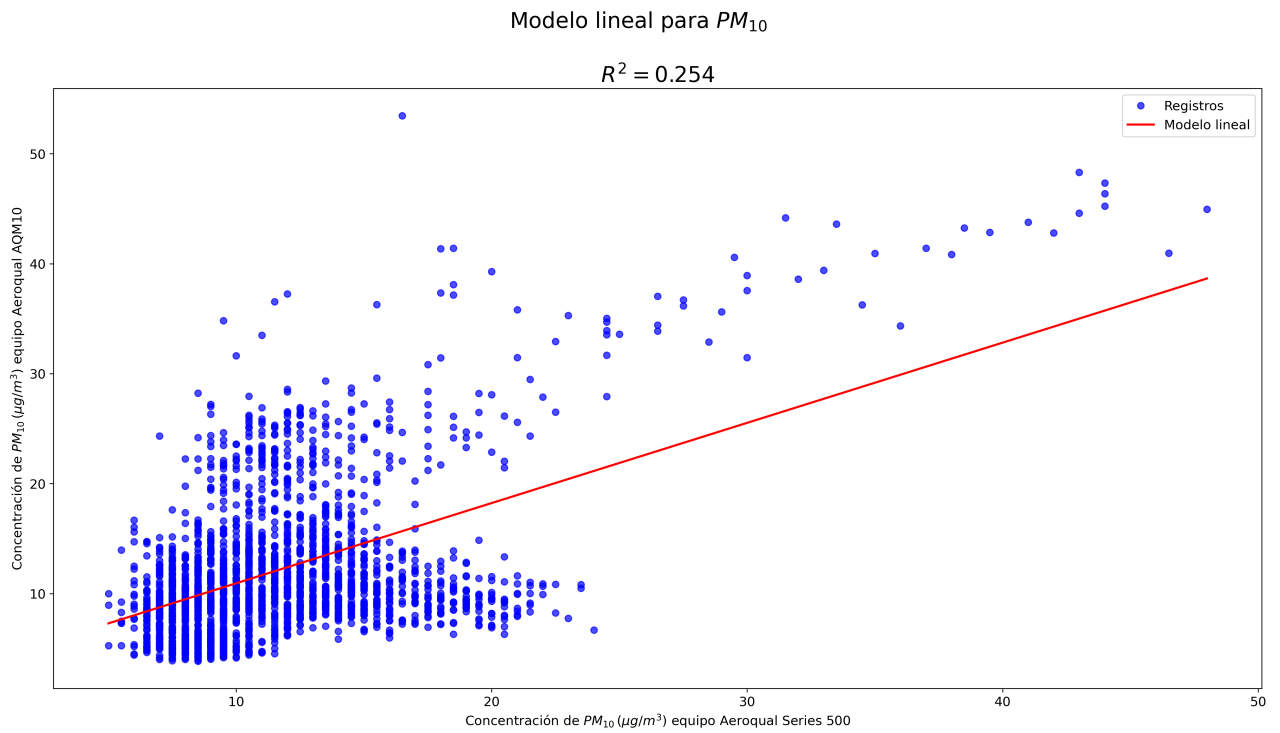


Figura F3: Modelos lineales desarrollados para el ajuste de los registros de PM_{10} tomados por el equipo Aeroqual Series 500 PM. Fuente: elaboración propia.

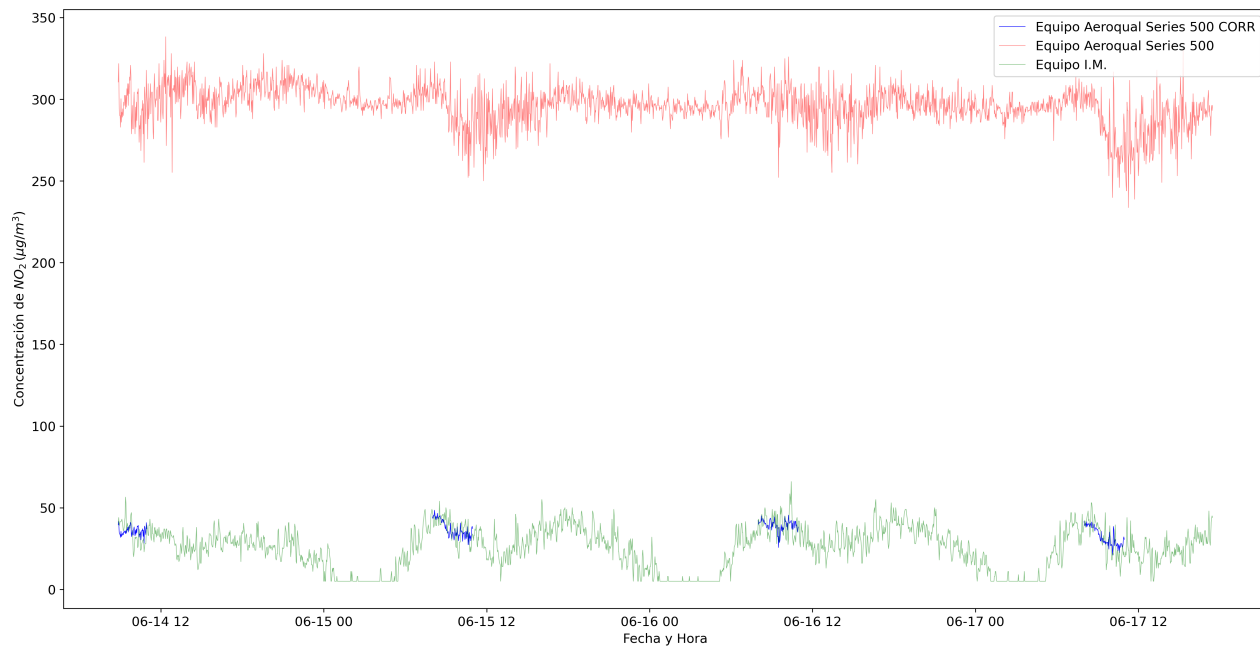


Figura F4: Aplicación del modelo lineal desarrollado para el ajuste de los registros de concentración de NO_2 tomados por el equipo Aeroqual Series 500 NO_2 , para la serie de datos correspondiente a la actividad de intercalibración. Fuente: elaboración propia.

igualados a cero.

Finalmente, la aplicación de este modelo de corrección se presenta, de forma gráfica, en la figura F4. En este caso también se trabajó con datos promediados cada 2 minutos.

Apéndice 7

Análisis del comportamiento de las simulaciones numéricas

Se analizó el comportamiento de la simulación, con el objetivo de definir un tiempo de simulación, y un procedimiento de promediación para obtener una concentración de contaminante representativa de condiciones estacionarias. En este sentido, en primer lugar, se analizó la evolución de la concentración promedio de $PM_{2.5}$ en la sección transversal central del cañón urbano bajo estudio y de la concentración de reposición, para diferentes tiempos de simulación. La concentración de reposición es aquella que ingresa al dominio de cálculo con el flujo de viento incidente, debido al establecimiento de condiciones de borde periódicas.

En este sentido, en la figura [G1](#) se observa que la concentración de contaminante en la sección de estudio disminuye su variación a partir de los 30 minutos de simulación. Por otra parte, se observa también que la concentración de contaminante de reposición disminuye su variación luego de las 3 horas de simulación. En función de lo anterior, para la cuarta hora de simulación, se observó un estado relativamente estacionario para las concentraciones del contaminante en la sección de estudio, y para las concentraciones del contaminante de reposición. En este sentido, se considera que a partir de este momento, el incremento en la concentración de contaminante de reposición será lento, permitiendo la realización de análisis estacionarios en la zona de estudio, para ciertas ventanas de tiempo.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se realizarán simulaciones de 4 horas de duración, tomando como concentración de contaminante promedio

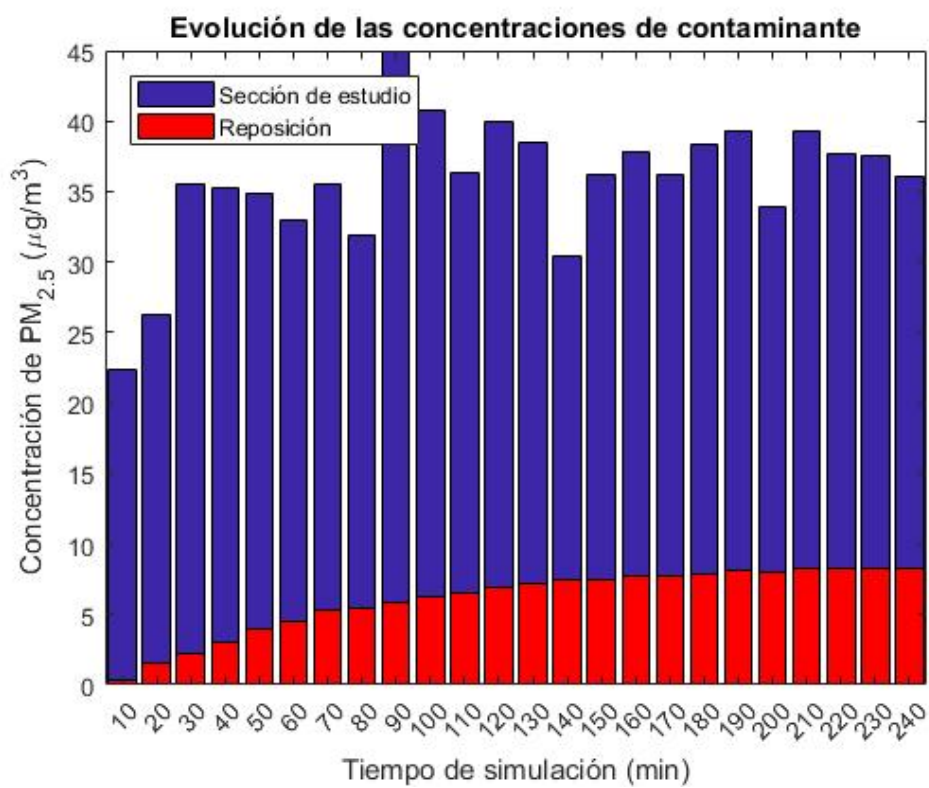


Figura G1: Evolución temporal de las concentraciones de PM_{2.5}. Fuente: elaboración propia.

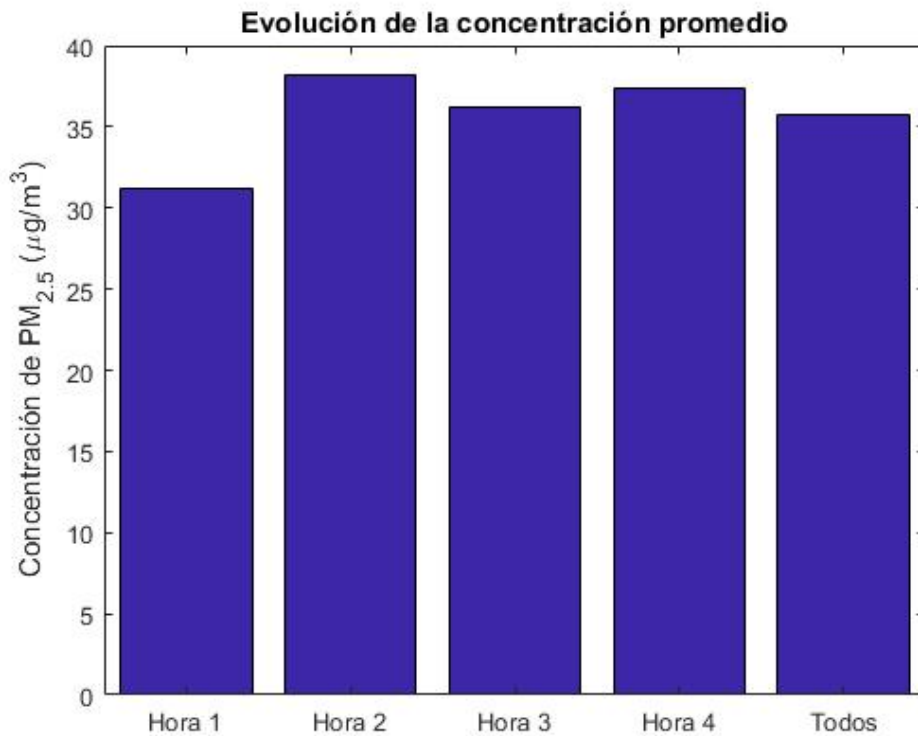


Figura G2: Evolución temporal de las concentraciones de PM_{2,5} promedio horarias. Fuente: elaboración propia.

en la sección de estudio al promedio de las salidas del modelo para la cuarta hora de simulación. En la figura G2 se observa que este valor no difiere significativamente de los promedios obtenidos para las horas 2 y 3 de simulación, y tampoco del promedio global.

Apéndice 8

Número mínimo de recorridos
necesarios en la Ruta N°1 para
obtener resultados
representativos a nivel de calle

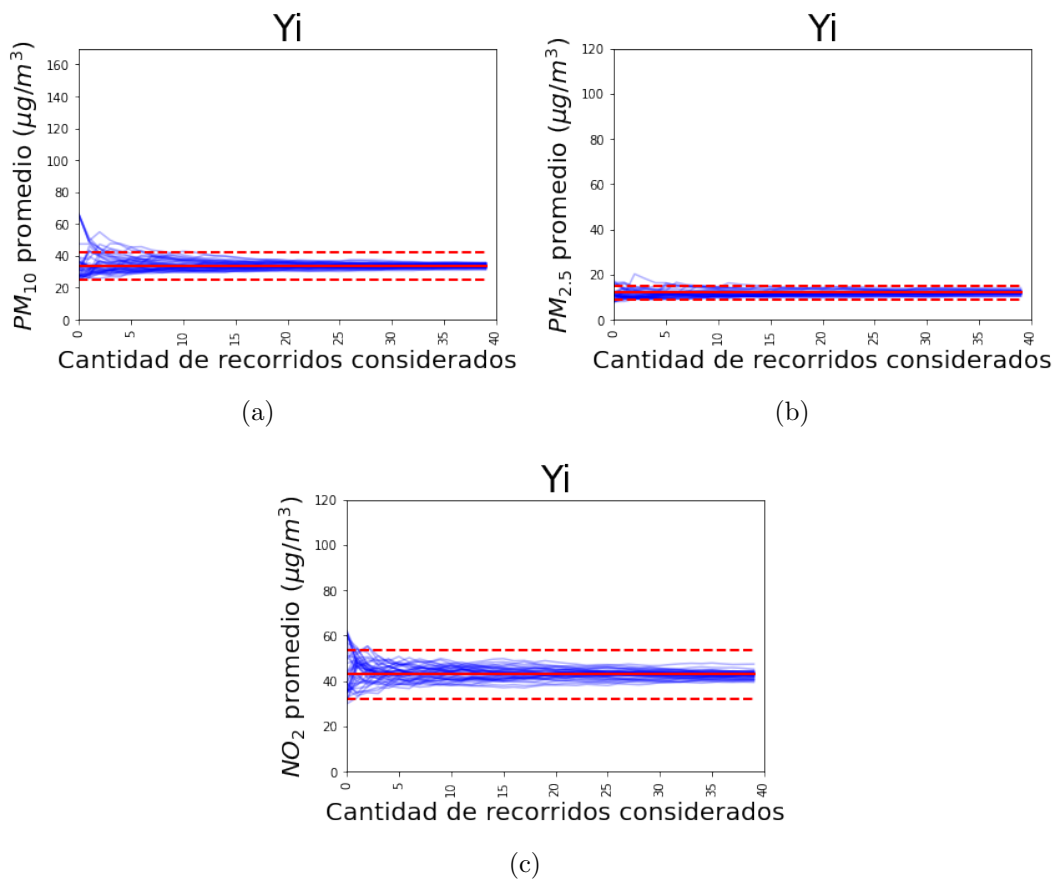


Figura H1: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Yi. Fuente: elaboración propia.

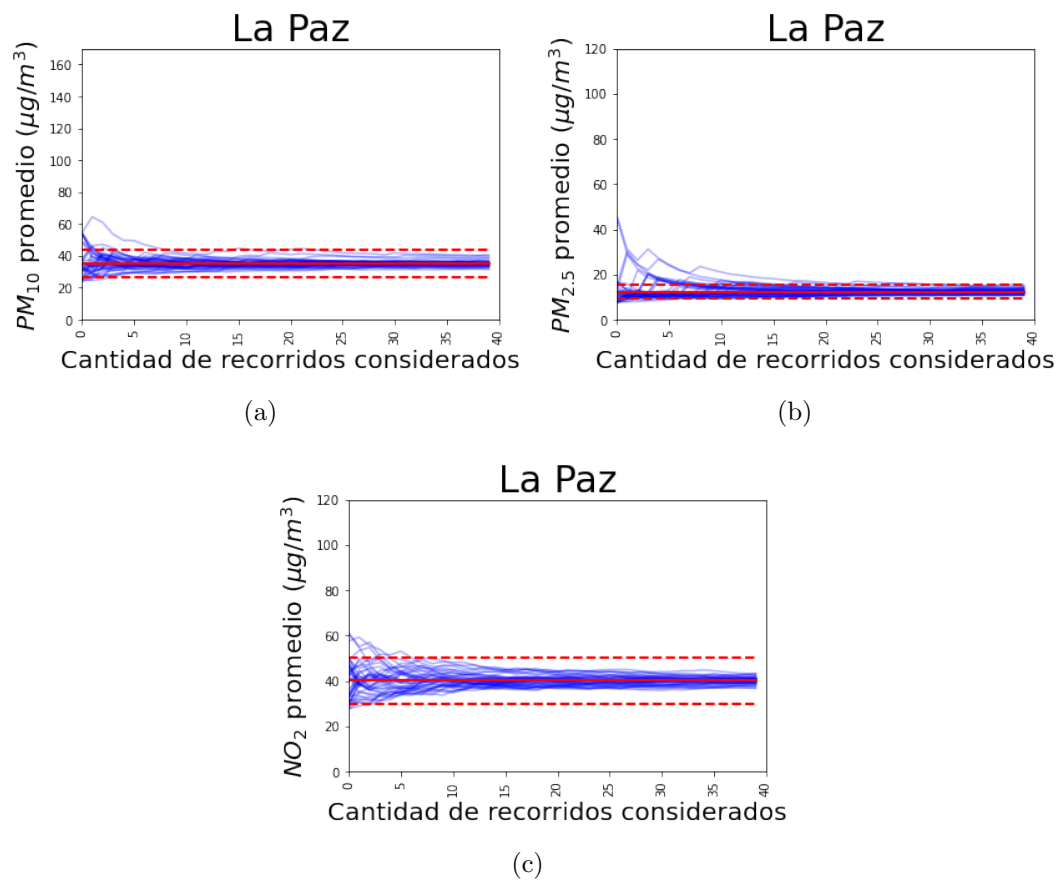


Figura H2: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle La Paz. Fuente: elaboración propia.

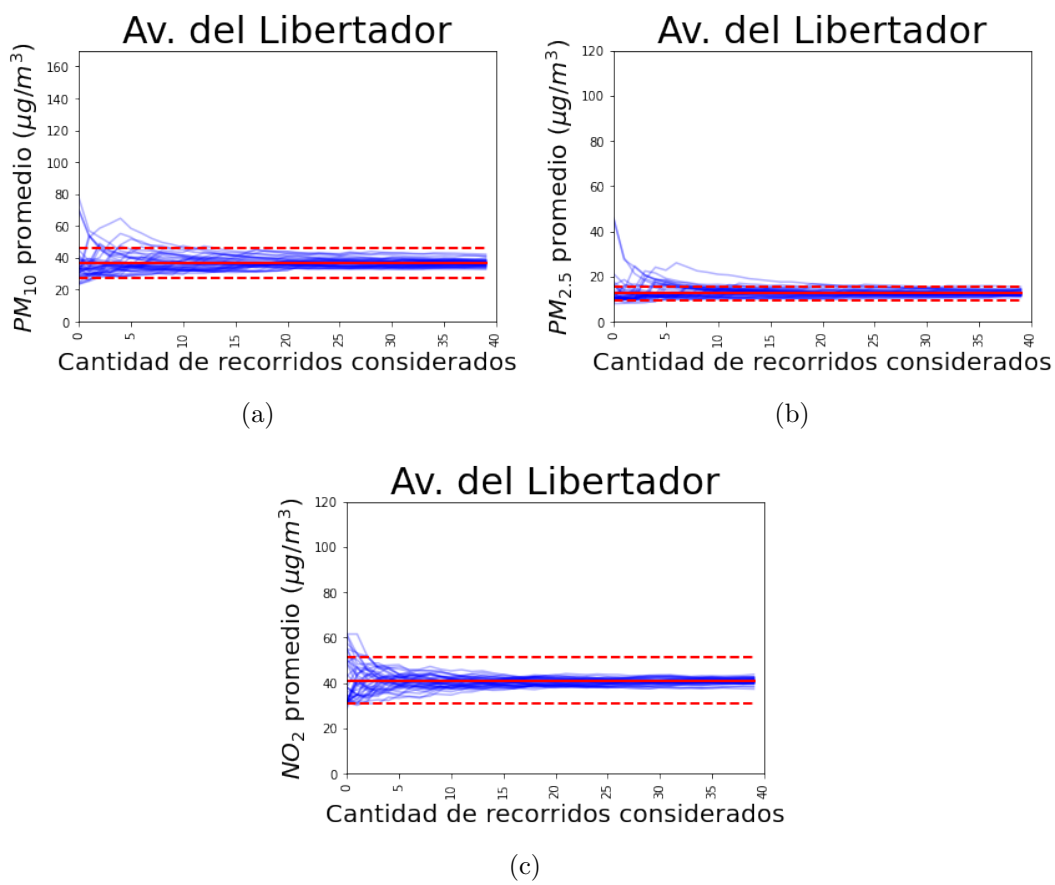


Figura H3: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. del Libertador. Fuente: elaboración propia.

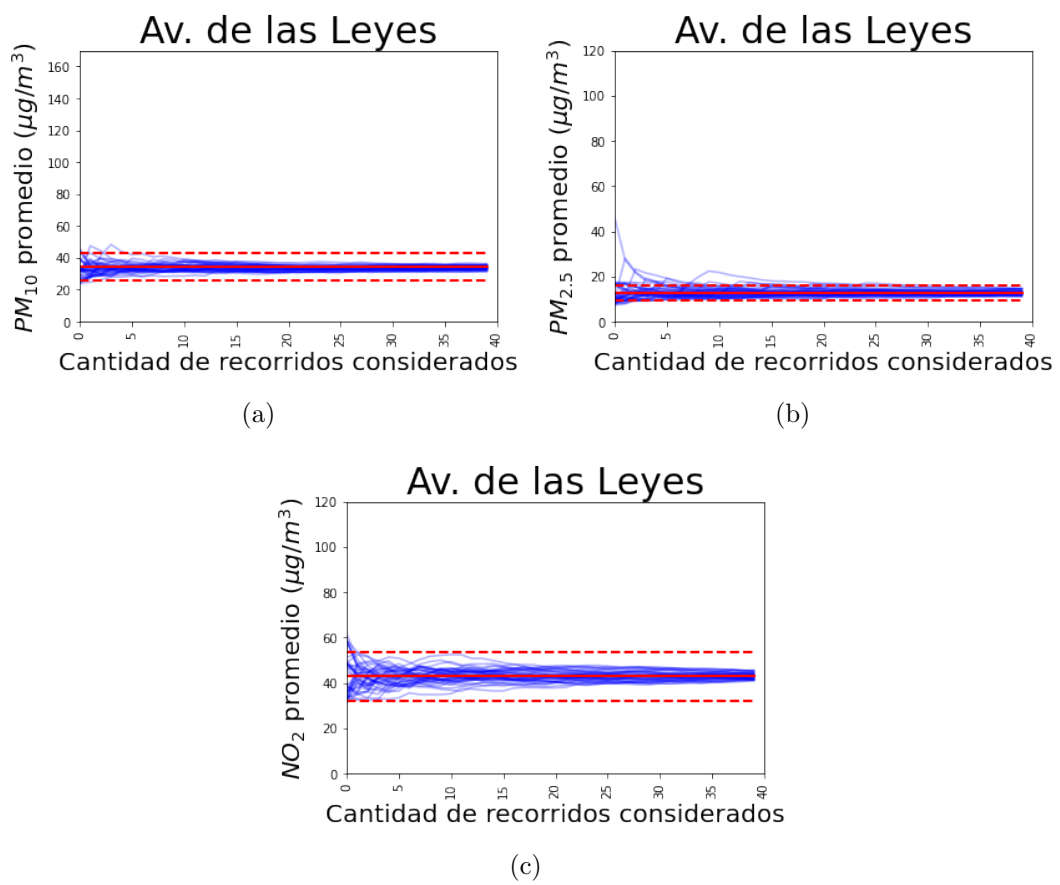


Figura H4: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. de las Leyes. Fuente: elaboración propia.

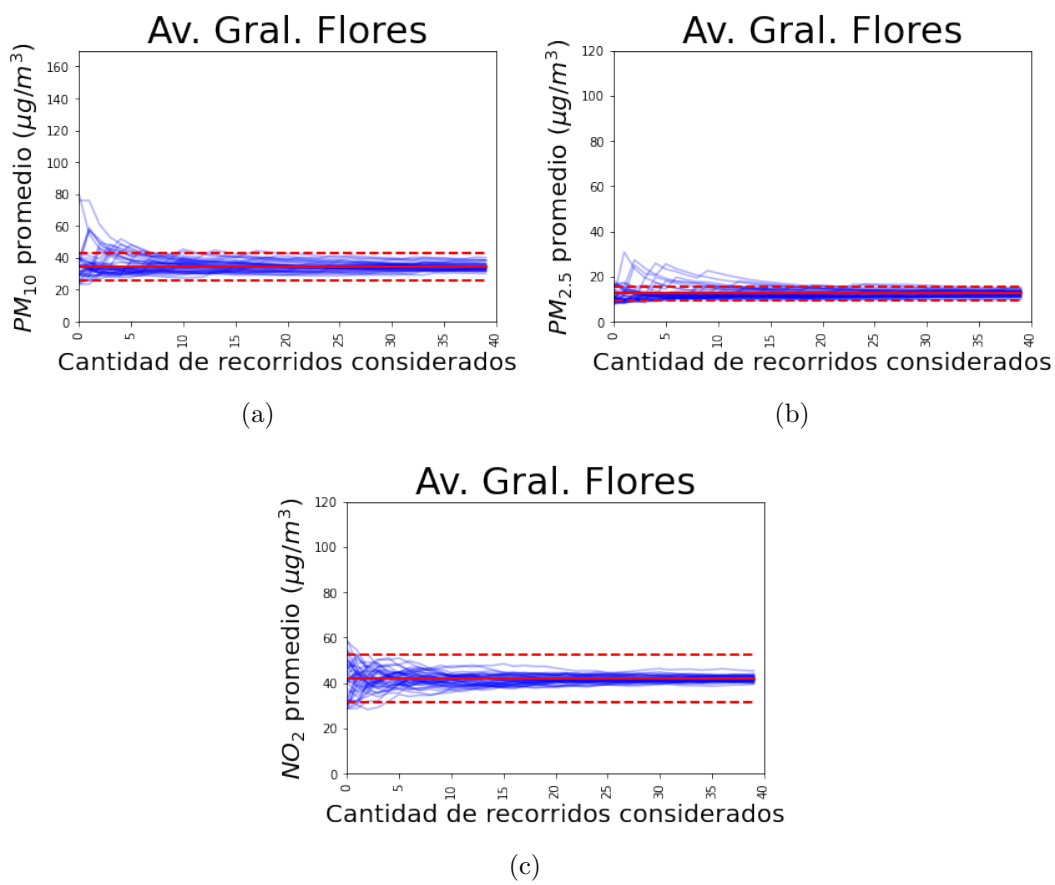


Figura H5: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. Gral. Flores. Fuente: elaboración propia.

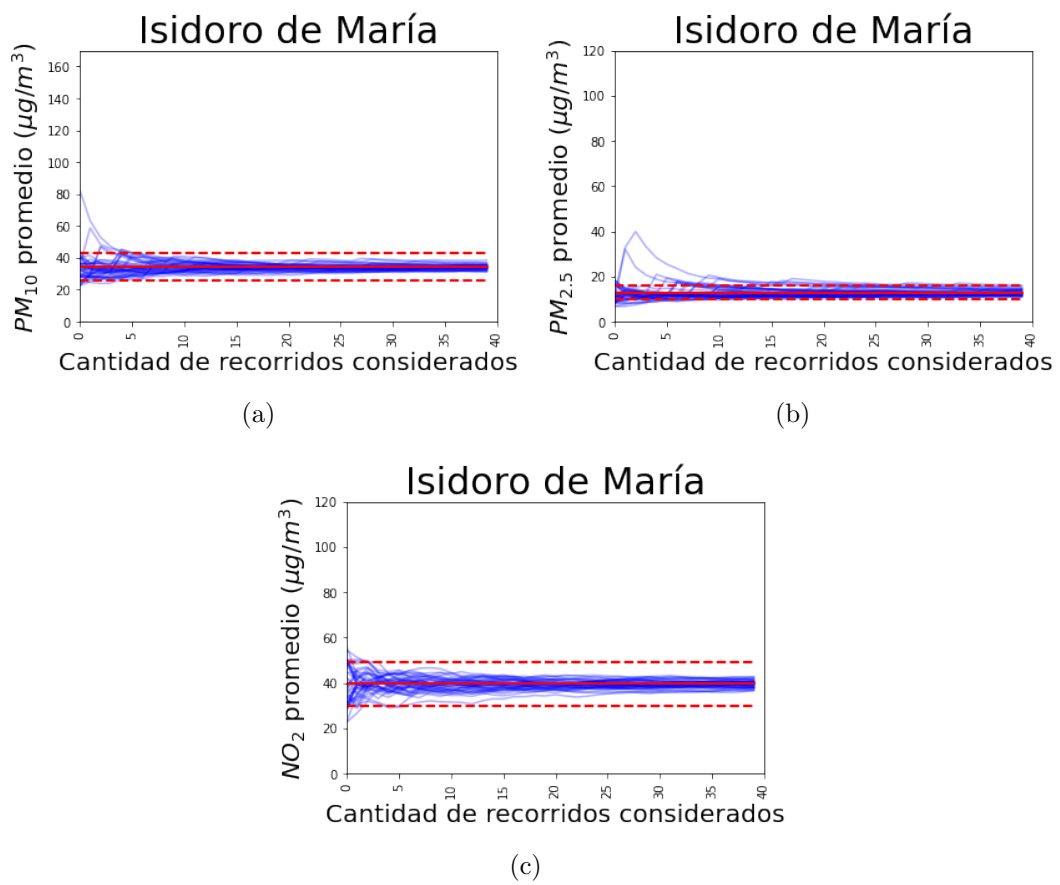


Figura H6: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Isidoro de María. Fuente: elaboración propia.

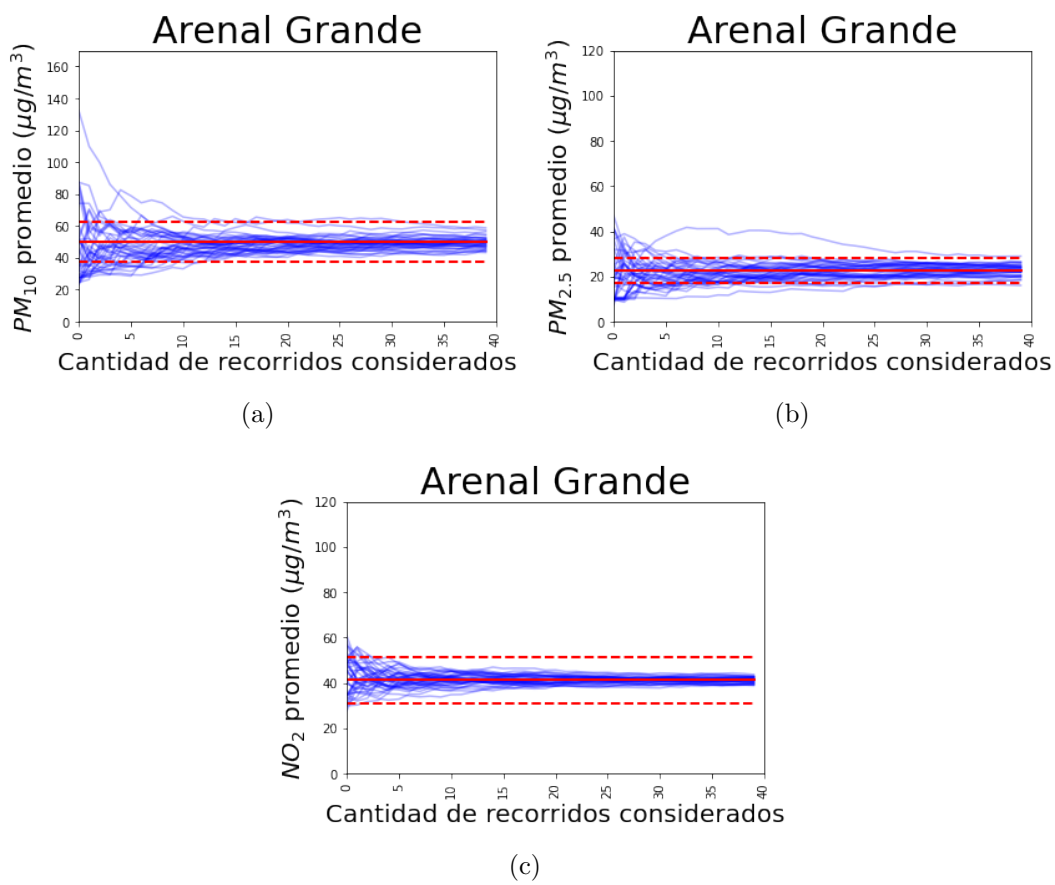


Figura H7: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Arenal Grande. Fuente: elaboración propia.

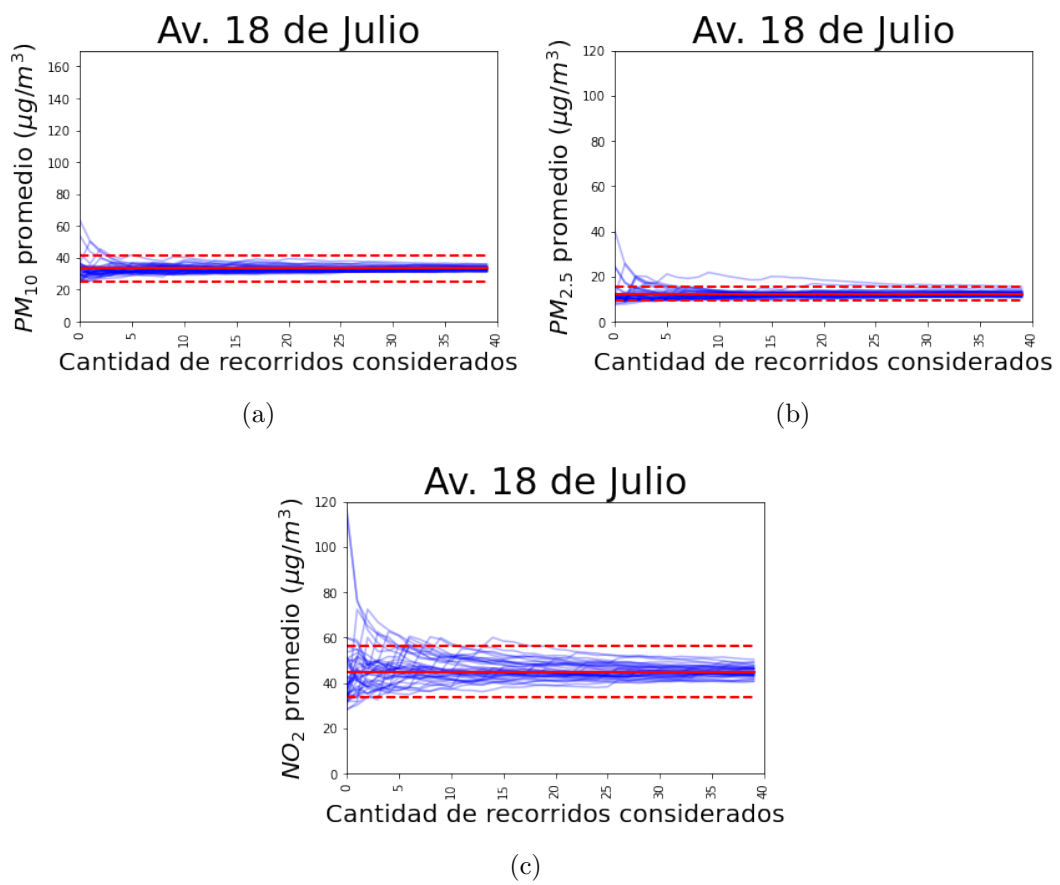


Figura H8: Determinación del número mínimo de recorridos ciclistas necesarios (la línea roja sólida representa el valor objetivo, y las líneas rojas punteadas representan el margen de exactitud aceptado) para la calle Av. 18 de Julio. Fuente: elaboración propia.

ANEXOS

Anexo 1

Certificados de calibración de los equipos Aeroqual Series 500



Aeroqual Limited
460 Rosebank Road, Auckland 1026, New Zealand.
Phone: +649-623 3013 Fax: +64-9-623 3012
www.aeroqual.com

Calibration Certificate

Calibration Date: 14 August 2020

Model: PM2.5 PM10 0-1.000 mg/m3

Serial No: SHPM 5003-6193-001

Measurements

	PM2.5 mg/m3	PM10 mg/m3
Reference Zero	0.000	0.000
AQL Sensor Zero	0.000	0.000
Reference Span	0.121	0.170
AQL Sensor Span	0.121	0.165

Calibration Standard

Standard	Manufacturer	Model	Serial number
Optical Particle Counter	Met One Instruments	9722-1	U11996
Test aerosol	ATI	0.54 µm latex microspheres	n/a

QC Approval: _____ TY _____

Date: _____ 14-Aug-20 _____

Figura AA1: Certificado de calibración del equipo Aeroqual Series 500 con cabezal de PM. Fuente: documento suministrado por la empresa Aeroqual Limited.



Aeroqual Limited
460 Rosebank Road, Avondale, Auckland, New Zealand
Phone: +64-9-623 3013 Fax: +64-9-623 3012
www.aeroqual.com

Calibration Certificate No. 44576

Calibration Date: 29 Jul 2020 06:51

Model: Nitrogen dioxide 0-1 ppm

Serial No: ENW-0206201-044

Environmental Conditions

Temperature 25.1 °C

Relative Humidity 34.5 %

Measurements

Calibration Standard /ppm	0.021	0.501	0.000	0.000
AQL Sensor (Mean) /ppm	0.018	0.498	0.000	0.000
AQL Sensor (Std. Dev) /ppm	0.003	0.002	0.000	0.000

*The Mean and Standard Deviation are calculated from three consecutive readings.

Calibration Standard

The Aeroqual sensor is calibrated against a chemiluminescence NOx analyser. The calibration of this analyser is traceable to primary standards.

QC Approval: Takao Yamasaki

Date: 29 Jul 2020

Figura AA2: Certificado de calibración del equipo Aeroqual Series 500 con cabezal de NO₂. Fuente: documento suministrado por la empresa Aeroqual Limited.