

MEDIDAS DE LA CONCENTRACIÓN DE BLACK CARBON UTILIZANDO UN ETALÓMETRO PORTÁTIL



CIENCIAS AMBIENTALES
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES



UNIVERSITAS
Miguel Hernández

UNIVERSITAS
Miguel Hernández



Trabajo de Fin de Grado

Autor: David Gil Martínez

Tutores: Nuria Galindo Corral y Eduardo Yubero Funes

Grado en Ciencias Ambientales
Departamento de Física Aplicada
Facultad de Ciencias Experimentales



En primer lugar, me gustaría agradecer a mi familia y a las personas que he conocido en la universidad por todo el apoyo recibido durante mis años de carrera, especialmente a mi madre, ya que sin ella no hubiese sido posible. Gracias.

También quiero agradecer a Nuria Galindo y a Eduardo Yubero haberme brindado su confianza, la oportunidad que me han dado y por guiarme para conseguir que saliera adelante este proyecto.

Resumen:

En este estudio se han medido las concentraciones de *Black Carbon* (BC) en rutas realizadas a pie por las ciudades de Elche y Novelda y en una ruta realizada en coche entre ambas ciudades. Cada recorrido se ha repetido tres veces a la misma hora para evaluar los niveles de exposición a partículas atmosféricas de BC de la población en diferentes entornos. A partir de los resultados obtenidos, hemos determinado las zonas con mayor riesgo de exposición a estas partículas.

Palabras clave: Black Carbon, exposición, partículas, riesgo.

Abstract:

In this study, the concentrations of Black Carbon (BC) have been measured on routes made on foot through the cities of Elche and Novelda and on a route made by car between both cities. Each tour has been repeated three times at the same hour to assess the levels of exposure to atmospheric BC particles of the population in different environments. From the results obtained, we have determined the areas with the highest risk of exposure to these particles.

Key words: Black Carbon, analyzes, exposure, particles, risk.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	5
1.1.	Material particulado atmosférico	5
1.1.1.	Composición química del material particulado atmosférico.....	6
1.1.2.	Clasificación del PM en función del tamaño de partícula	6
1.1.3.	Efectos del material particulado atmosférico.....	7
1.2.	Compuestos carbonosos.....	8
1.3.	Black Carbon	9
1.3.1.	Fuentes principales del Black Carbon	9
1.3.2.	Efectos del Black Carbon.....	10
1.3.3.	Técnicas de medición de BC y EC.....	12
1.3.4.	Medidas en continuo de la concentración de BC: estudios previos.....	13
2.	OBJETIVOS	15
3.1.	Diseño del estudio	15
3.2.	Etalómetro portátil	16
3.3.	GPS (Physics Toolbox Sensor Suite)	18
3.4.	Quantum GIS.....	19
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	19
4.1.	Ruta 1: Recorrido a pie en Elche	19
4.2.	Ruta 2: Recorrido a pie en Novelda	24
4.3.	Ruta 3: Recorrido en vehículo de Novelda a Elche	29
5.	CONCLUSIONES.....	35
6.	PROYECCIÓN FUTURA.....	36
7.	BIBLIOGRAFÍA	36

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Material particulado atmosférico

El Material Particulado Atmosférico (PM) se define como “Cualquier sustancia a excepción del agua pura, presente en la atmósfera en estado sólido o líquido bajo condiciones normales y cuyo tamaño se considera está comprendido entre los 0,002-100 μm de diámetro” (Finlayson-Pitts, 2000). El término *aerosol* puede aplicarse al PM, ya que se define como un conjunto de partículas sólidas o líquidas suspendidas en un gas. Estas partículas pueden clasificarse de diferentes formas en función de su origen, tamaño o composición química.

El origen está relacionado con las fuentes emisoras de partículas; así, las partículas pueden ser *naturales* (cuando proceden de las erupciones volcánicas, la actividad geotérmica o sísmica, la resuspensión de polvo del suelo por el viento, el aerosol marino o los incendios naturales) o *antropogénicas* (si son emitidas por el transporte, las actividades industriales, la producción de energía eléctrica o la quema de biomasa). Por otra parte, las partículas emitidas directamente desde las fuentes reciben el nombre de partículas *primarias*, para distinguirlas de las *secundarias*, que son aquellas que se forman en la atmósfera por reacciones químicas de precursores gaseosos. A su vez, las partículas secundarias se pueden clasificar también en naturales y antropogénicas, dependiendo de cuáles sean las fuentes de emisión de sus precursores. Las partículas primarias son principalmente de origen natural mientras que la mayoría de las partículas secundarias tienen un origen antropogénico (González, 2011).

En los siguientes apartados se discute brevemente la composición química y la clasificación por tamaño del PM atmosférico.

1.1.1. Composición química del material particulado atmosférico

La composición química del material particulado atmosférico depende de su origen y es muy diversa. Está formado por materia orgánica e inorgánica, y se puede clasificar en diferentes grupos:

- La *materia mineral* varía según la zona y la composición de los suelos. Principalmente, está constituida por cuarzo (SiO_2), calcita (CaCO_3), fosfatos, sulfatos y óxidos metálicos (Formenti y col., 2003).
- El aerosol marino está formado por partículas originarias de mares y océanos, y está constituido mayoritariamente por cloruro de sodio (NaCl) y, en menor medida, por otros cloruros y sulfatos (Schiffer y col., 2018).
- Los iones sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) se forman mayoritariamente en reacciones químicas atmosféricas a partir de dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno y amoníaco, motivo por el cual se les llama comúnmente *iones inorgánicos secundarios* (Nicolás y col., 2009).
- Los *compuestos carbonosos* representan una importante fracción del aerosol atmosférico (Contini y col., 2018) y están constituidos principalmente por carbono, hidrógeno y oxígeno. El material carbonoso se divide frecuentemente en *carbono elemental* y *carbono orgánico*. Estos componentes del PM se describen con más detalle en el apartado 1.2 de este trabajo.

1.1.2. Clasificación del PM en función del tamaño de partícula

El PM atmosférico puede clasificarse también según el tamaño de las partículas, el cual pueden variar desde nanómetros hasta varias decenas de micrómetros. Se consideran *partículas finas* a aquellas cuyo diámetro aerodinámico es inferior a $1\ \mu\text{m}$ (una micra o micrómetro), y *partículas gruesas* cuando su diámetro es mayor de $1\ \mu\text{m}$ (Wilson y Suh, 1997). Atendiendo a la calidad del aire, las partículas se clasifican según el tamaño de corte de los sistemas de captación en: PST (Partículas en Suspensión Totales), PM_{10} (conjunto de partículas que atraviesa

un cabezal de tamaño selectivo para un diámetro aerodinámico de 10 μm con una eficiencia de corte de 50 %), $\text{PM}_{2,5}$ y PM_1 (definidas de forma análoga a la fracción PM_{10}). La figura 1 muestra el tamaño de las partículas atmosféricas con relación a un cabello humano y a un grano de arena.

Por lo general, el tiempo de residencia en la atmósfera es mayor para partículas finas, ya que las gruesas sedimentan más fácilmente. Las partículas de diámetro inferior a 10 μm (PM_{10}) pueden depositarse en los bronquios, pero solo aquellas de diámetro menor a 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$) tienen la capacidad de alcanzar los alveolos pulmonares. Por este motivo, las partículas $\text{PM}_{2,5}$ se consideran más peligrosas, ya que provocan efectos más nocivos sobre la salud (Englert, 2003).

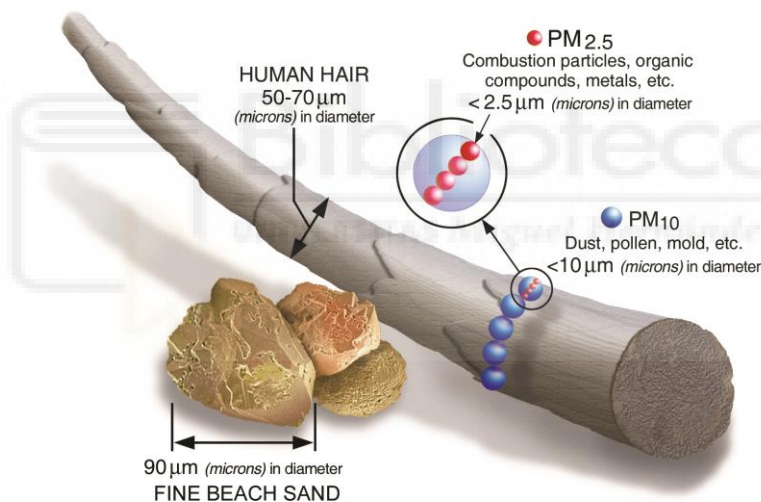


Figura 1. Representación gráfica de los diferentes tamaños de partículas respecto a un cabello humano y un grano de arena (EPA, 2002).

1.1.3. Efectos del material particulado atmosférico

La exposición a partículas en suspensión y a otros contaminantes de la atmósfera ha producido un aumento de la mortalidad a escala mundial. Solo en Europa, la exposición a elevadas concentraciones de $\text{PM}_{2,5}$ provoca al menos 400.000 muertes prematuras al año (EEA,

2020). Las partículas PM₁₀ pueden causar irritaciones pulmonares, daños celulares, reacciones del sistema inmunológico, asma, tos, enfermedades cardiovasculares, enfermedades respiratorias, bronquitis, cáncer y, en ocasiones, la muerte (Kampa y Castanas, 2008; Polichetti y col., 2009). La toxicidad de las partículas varía según su composición y tamaño (Kelly y Fussel, 2012). Los componentes del material particulado atmosférico que causan mayores daños en la salud humana son el carbono elemental, algunos compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, los sulfatos y nitratos, y algunos metales (Molina y col., 2020).

El material particulado atmosférico también genera impactos negativos sobre materiales, como bienes culturales o edificios, provocando el deterioro de estos; y sobre el medioambiente, ya que al tratarse de partículas capaces de dispersar o absorber radiación solar, pueden modificar el efecto albedo de la Tierra y la visibilidad (Titos y col., 2014).

1.2. Compuestos carbonosos

Los compuestos carbonosos son el componente principal del material particulado atmosférico, contribuyendo entre un 20% y un 50% en regiones continentales de latitudes medias, hasta un 90% en bosques tropicales (Kanakidou y col., 2005). Como se ha mencionado anteriormente, el carbono presente en el aerosol atmosférico suele clasificarse como carbono orgánico (OC) y carbono elemental (EC). El OC está constituido por una amplia variedad de compuestos (hidrocarburos aromáticos, alcoholes, ácidos carboxílicos...) y puede ser de origen primario y secundario. Las fuentes principales de OC primario incluyen la combustión de carburantes fósiles, la quema de biomasa y las emisiones biogénicas. Por lo que se refiere al OC secundario, su formación se debe a la oxidación de precursores gaseosos, concretamente de Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs), tanto de origen biogénico, como antropogénico (Jiang y col., 2019).

Al EC también se le conoce como carbono negro o *Black Carbon* (BC), a pesar de que existen distinciones entre ambos. El término EC hace referencia a los compuestos carbonosos que no se

volatilizan a temperaturas inferiores a unos 550 °C, por lo que para su medición se emplean métodos termo-ópticos. Por el contrario, para determinar las concentraciones de BC se usan métodos exclusivamente ópticos (Watson y col., 2005).

El EC tiene un origen casi exclusivamente primario y su emisión se debe a la combustión incompleta de combustibles fósiles y biomasa (Szidat y col., 2009). Las emisiones de EC se producen mayoritariamente en forma de partículas submicrométricas (Jaffrezo y col., 2005).

1.3. Black Carbon

En los siguientes apartados se comentan brevemente las fuentes y efectos sobre la salud humana y el medio ambiente del BC.

1.3.1. Fuentes principales del Black Carbon

Las fuentes móviles asociadas a la producción de BC son principalmente los motores diésel. En cuanto a las fuentes fijas, destacan los procesos de combustión en industrias, la generación de energía eléctrica, la quema residencial de biomasa y la quema de residuos agrícolas (Deng y col., 2020; EU, 2019).

Las emisiones de BC han disminuido a lo largo de las últimas décadas en diversos países desarrollados gracias a las regulaciones más estrictas respecto a la calidad del aire. En cambio, las emisiones de BC han aumentado en bastantes países en vías de desarrollo donde no hay una regularización sobre la calidad del aire. La quema de biomasa y la combustión de combustibles hacen que Asia, África y Latinoamérica contribuir en un 88% aproximadamente a las emisiones globales de BC (Climate & Clear Air Coalition, 2017).

Se espera que las concentraciones de BC disminuyan a partir de 2030 por encontrar legislaciones más estrictas y alternativas que reemplacen el uso de biocombustibles en el transporte y en el ámbito residencial y comercial, como la energía eléctrica procedente de

fuentes renovables (solar, eólica, geotérmica, etc.). Las tendencias regionales de emisiones de BC, por lo tanto, varían significativamente, y se espera que las emisiones disminuyan en América del Norte y Europa, América Latina y el Caribe, y en el noreste de Asia, Sudeste de Asia y el Pacífico, y que aumentarán en África y Asia meridional, occidental y central (Raes y col., 2011). En la Figura 2 podemos observar las emisiones de BC según su fuente y región, además de la evolución histórica de estas emisiones en porcentaje y su previsión de cambio para el año 2030.

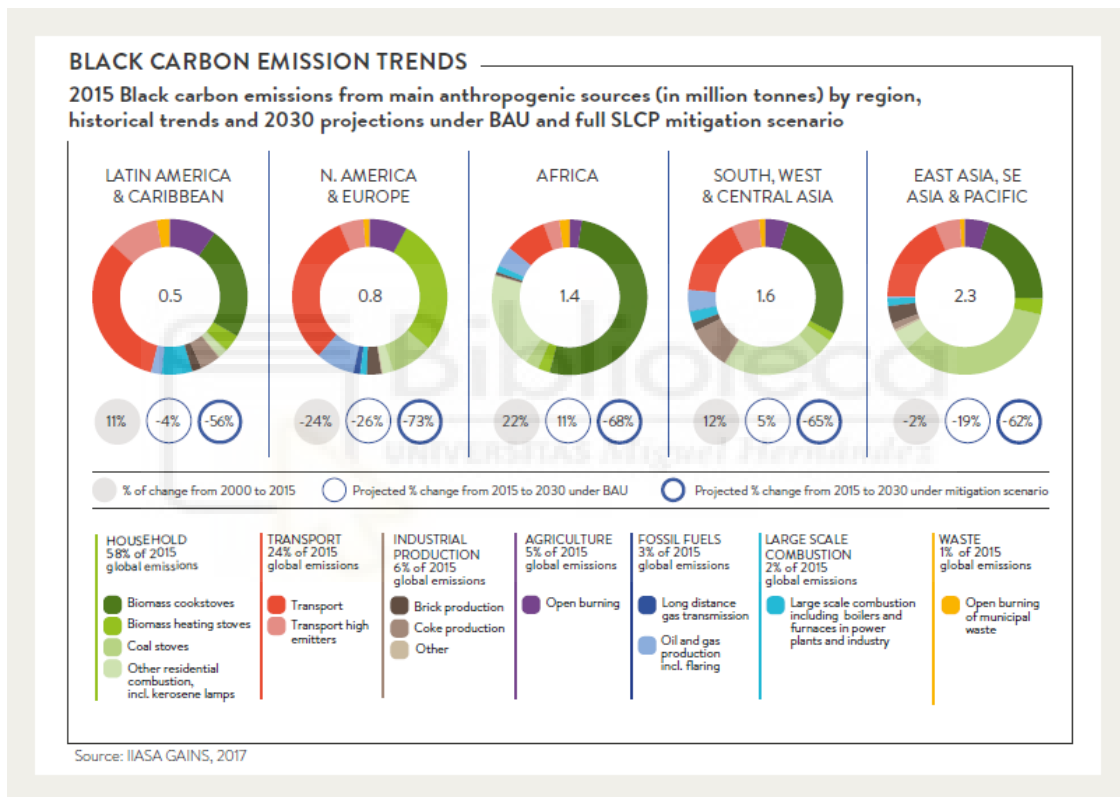


Figura 2. Emisiones de 2015 de BC de origen antropogénico según sus fuentes en diferentes regiones y su previsión de futuro para 2030 (Climate & Clear Air Coalition, 2017).

1.3.2. Efectos del Black Carbon

Diversos estudios indican que los actuales estándares de calidad del aire basados en la concentración de PM pueden no ser adecuados para caracterizar los riesgos sobre la salud humana de los contaminantes atmosféricos cerca de fuentes de combustión (Grahame y col.,

2014; Janssen y col., 2011). De hecho, en 2012 la Organización Mundial de la Salud clasificó las emisiones de los motores diésel como carcinogénicas y su oficina europea sugirió crear un estándar de salud pública para el BC atmosférico (WHO, 2012). Se ha estimado que una reducción de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración atmosférica de BC puede prolongar la vida entre 4 y 9 veces más que una reducción equivalente de la concentración de $\text{PM}_{2,5}$ o PM_{10} (Janssen y col., 2011). Un estudio reciente sugiere que las estrategias de reducción de las emisiones de BC podrían evitar entre 4 y 12 millones de muertes prematuras entre 2015 y 2030 (Harmsen y col., 2020).

La exposición al BC se ha relacionado con un incremento de la mortalidad por cáncer de pulmón y enfermedad cardiovascular, y un mayor riesgo de muerte por todas las causas. Asimismo, varios marcadores de las emisiones del tráfico se han asociado con un aumento del riesgo de partos prematuros y bajo peso al nacer (Grahame y col., 2014). Algunos estudios han establecido que la exposición al BC y a las emisiones vehiculares produce también efectos sobre el cerebro y daños cognitivos (Freire y col., 2010; Power y col., 2011).

Los estudios toxicológicos sugieren que los efectos adversos del BC se deben en gran medida a que las partículas de BC actúan como vehículos de transporte de otros contaminantes hacia el interior del sistema respiratorio humano, ya que son capaces de adsorber compuestos carbonosos altamente nocivos (como algunos compuestos orgánicos semivolátiles e hidrocarburos aromáticos policíclicos) (Grahame y col., 2014; WHO, 2012). Se cree que el BC y otros contaminantes procedentes del tráfico producen estrés oxidativo que causa un acortamiento de los telómeros, acelerando el envejecimiento biológico y reduciendo la esperanza de vida (Grahame y Schlesinger, 2012). Los telómeros son fragmentos situados al final de los cromosomas que impiden la pérdida de ADN durante la división celular. Con cada división celular, los telómeros se acortan; sin embargo, si su longitud se reduce demasiado las células dejan de dividirse y pierden gradualmente sus funciones, acelerando el envejecimiento biológico.

Además de los efectos sobre la salud humana, el BC tiene un importante impacto sobre el sistema climático ya que absorbe fuertemente la luz procedente del sol debido a los electrones de conducción asociados con su estructura gráfica (Watson y col., 2005). Por tanto, es capaz de alterar el balance radiativo de la Tierra y se considera en la actualidad uno de los principales contaminantes responsables del cambio climático. De hecho, es el segundo contribuyente más importante al calentamiento global, después del dióxido de carbono (Bond y col., 2013). Debido a su bajo tiempo de permanencia en la atmósfera, se considera que el BC puede tener una notable influencia sobre la temperatura media global a corto plazo. Por tanto, las políticas de mitigación destinadas a reducir las emisiones de BC podrían producir una rápida reducción del cambio esperado en la temperatura media global (Harmsen y col., 2020).

1.3.3. Técnicas de medición de BC y EC

El EC es determinado mediante el uso de métodos termo-ópticos, mientras que el BC por métodos exclusivamente ópticos.

Para determinar las concentraciones de EC se emplean analizadores de Carbono Orgánico y Elemental que funcionan por el método NIOSH 5040. Su principio de medida consiste en diferenciar el EC del OC y analizar estas partículas captadas en filtros de fibra de cuarzo. El filtro se calienta con Helio y se mide la intensidad de la luz transmitida durante el análisis, separándose el OC del EC, el cual se convierte en CO₂ y posteriormente es analizado para determinar la cantidad de EC que se encontraba previamente en la muestra (Jeong y col., 2004).

El etalómetro es un equipo óptico que realiza mediciones en un tiempo determinado y que mide la concentración de BC en siete longitudes de onda diferentes (370 nm, 470 nm, 520 nm, 590 nm, 660 nm, 880 nm y 950 nm). Su funcionamiento está basado en la medida de la atenuación de la luz absorbida por las partículas recogidas en un filtro. A partir de la absorción producida en la banda de 880nm y suponiendo que el BC es la única partícula que absorbe radiación en esa longitud de onda se puede obtener la concentración de BC en masa. El

fundamento de un etalómetro portátil es el mismo, pero solo mide en esa longitud de onda. (Toquinto-Manjarrez y col., 2020).

1.3.4. Medidas en continuo de la concentración de BC: estudios previos

Diversos trabajos previos han evaluado la exposición de la población al BC en diferentes entornos. En este apartado se describe el diseño de dichos estudios, así como los principales resultados.

Williams y Knibbs (2016) emplearon un etalómetro portátil para medir la concentración de BC a intervalos de 30 segundos durante la realización por parte de un individuo de sus tareas habituales. Se empleó un GPS y un diario de actividad en el que el individuo registraba su ubicación en cada momento. Se llevaron a cabo mediciones durante 24 horas y se determinó una concentración de exposición media diaria de 603 ng/m^3 . Se estimó que, sustituyendo el autobús por el tren como medio de transporte, la concentración media diaria de exposición al BC se reducía un 29%. Además, se llevó a cabo la medida de la concentración de BC dentro de un vehículo con las ventanillas abiertas y posteriormente cerradas, observándose una reducción del 32%. Finalmente, se tomaron muestras en distintas viviendas con y sin estufas de leña, y se comprobó que aquellas que no tenían calefacción de leña presentaban un 50% menos de partículas de BC en el ambiente.

En el estudio llevado a cabo por Yang y col. (2015) en la ciudad china de Hong Kong se determinó que los sistemas de transporte público contribuyen de forma importante a la emisión diaria de contaminantes atmosféricos. Se midió la exposición de los pasajeros a diferentes contaminantes atmosféricos, entre ellos el BC, en distintos microambientes y en cabinas de diferentes medios de transporte. Los monitores portátiles se transportaron en una maleta con ruedas y se realizaron 119 viajes durante el período de medida. Los microambientes a estudiar se clasificaron de 3 formas: 1) Paradas concurridas de autobús y paradas secundarias; 2) Terminales al aire libre y cerradas; 3) Andenes de transporte ferroviario exteriores y

subterráneos. Estos microambientes fueron estudiados para identificar qué factores contribuían a la exposición diaria de los pasajeros. También se determinaron los contaminantes presentes en el interior de las cabinas de trenes y autobuses. Las terminales más transitadas y las que estaban cerradas presentaron concentraciones de partículas más elevadas, obteniéndose los valores más bajos en el sistema ferroviario. Se observó que las concentraciones de BC eran muy variables a lo largo del entorno urbano. Los niveles más altos de BC se registraron en el interior de los autobuses diésel, por lo que se sugirió que estos vehículos sufrían auto-contaminación o entrada de contaminantes atmosféricos durante el viaje. Por tanto, se concluyó que la exposición de los viajeros de autobús al BC era superior a la de los usuarios del transporte ferroviario.

En un estudio realizado en Tesalónica (Grecia) por Vouitsis y col. (2014) se evaluó la exposición a partículas asociadas al transporte. Se monitorizaron tres rutas en diferentes medios de transporte: bicicleta, automóvil y autobús. La duración de los viajes osciló entre 18 y 34 minutos, y la longitud de cada ruta fue de 8 km aproximadamente. Los desplazamientos se realizaron con las ventanillas cerradas y el sistema de ventilación en ajuste moderado, y con la ventanilla del copiloto abierta. Como resultado, se obtuvo que la dosis media de inhalación de partículas fue más alta para los desplazamientos en bicicleta que para los desplazamientos en autobús y automóvil. Además, se determinó que los niveles de exposición más bajos a partículas y BC se registraban en vehículos particulares con las ventanillas cerradas.

Targino y col. (2018) realizaron un estudio en una avenida muy transitada de la ciudad de Sao Paulo (Brasil) en la que en 2015 se instaló un carril bici. Los autores utilizaron el BC como indicador de las emisiones producidas por la combustión de carburantes fósiles. Las concentraciones de BC se midieron a lo largo de la ruta del carril para bicicletas. Los resultados obtenidos fueron alarmantes: se comprobó que la concentración promedio de BC era de 8,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, llegando a alcanzar valores extremos de hasta 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este estudio es evaluar las dosis de Black Carbon a las que estamos expuestos en ciertos entornos urbanos y en algunas actividades cotidianas para poder elaborar proyectos futuros que puedan ayudar a reducir la exposición a este tipo de partículas en las zonas con mayores fuentes emisoras.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Diseño del estudio

Para llevar a cabo este estudio se realizaron medidas de la concentración de BC en dos ciudades de la provincia de Alicante (Elche y Novelda). Se seleccionaron zonas del casco urbano con elevada densidad de tráfico en las que se preveía encontrar altas concentraciones de BC. Las medidas de los niveles de BC se realizaron siguiendo diferentes rutas cuyas características fueran cambiando a lo largo del trayecto (mayor o menor circulación de vehículos, áreas más abiertas frente a otras con más edificaciones, etc.).

En la ruta realizada en Elche se recorrió el trayecto comprendido entre el campus de la Universidad Miguel Hernández y el Puente del Ferrocarril, siendo el trayecto: Edificio Altabix de la UMH – Avenida de la Universidad (estación de autobús) – Avenida del Alcalde Vicente Quiles – Puente del Ferrocarril (ida y vuelta) – Avenida del Alcalde Vicente Quiles (acera norte) Avenida de la Universidad (acera norte) – Senda del Poeta de la UMH.

En Novelda se llevó a cabo un recorrido por la Avenida de la Constitución, llevando a cabo una trayectoria en zigzag por las calles de detrás de la avenida, realizando el siguiente recorrido: Calle Pau Casals – Avenida de la Constitución (hasta el final) – Calle Poeta Miguel Hernández – Calle Maestro Ramis – Calle Valle Inclán – Avenida de la Constitución – Calle Sentenero – Calle Maestro Ramis – Calle Manuel Falla – Avenida de la Constitución – Calle María Auxiliadora – Calle Maestro Ramis – Calle Almoina – Avenida de la Constitución – Calle Jaime II – Calle de la Virgen de los Desamparados – Calle Sta. Rosalía – Rotonda Pío XII.

Por otra parte, se midieron los niveles de BC en un vehículo con las ventanillas cerradas durante el trayecto entre Novelda y Elche. La distancia recorrida fue de 19,45 km realizando el siguiente recorrido: Calle Pau Casals de Novelda – Carretera nacional N-325 – Carretera autonómica CV-84 – Calle Almansa de Elche – Carretera autonómica CV-8615 – Camí del Pantà Avenida del Alcalde Vicente Quiles.

En la Tabla 1 se resumen las características de las rutas realizadas.

Ruta	Fecha	Hora de inicio	Hora de final	Punto de inicio	Punto Final
1	16/03/2021	11:35	12:10	Edificio Altabix (UMH)	Senda del Poeta (UMH)
1	17/03/2021	11:35	12:10	Edificio Altabix (UMH)	Senda del Poeta (UMH)
1	22/03/2021	11:35	12:10	Edificio Altabix (UMH)	Senda del Poeta (UMH)
2	21/04/2021	12:00	12:30	C/ Pau Casals (Novelda)	Rotonda Pío XII (Novelda)
2	23/04/2021	12:00	12:30	C/ Pau Casals (Novelda)	Rotonda Pío XII (Novelda)
2	30/04/2021	12:00	12:30	C/ Pau Casals (Novelda)	Rotonda Pío XII (Novelda)
3	27/03/2021	7:15	7:35	Rotonda Pío XII (Novelda)	Camí del Pantà (Elche)
3	28/03/2021	7:15	7:35	Rotonda Pío XII (Novelda)	Camí del Pantà (Elche)
3	29/03/2021	7:15	7:35	Rotonda Pío XII (Novelda)	Camí del Pantà (Elche)

Tabla 1. Fecha, hora inicial y final, y punto inicial y final de cada ruta de medida.

3.2. Etalómetro portátil

Para este estudio se utilizó un microetalómetro Modelo AE51 de AethLABs (figura 3), cuyo pequeño tamaño y peso ligero permiten que se emplee para recopilar datos en una amplia diversidad de escenarios operativos. El microetalómetro puede adquirir datos en diferentes periodos de tiempo (1, 10, 30, 60 y 300 segundos) con caudales de muestreo de 50, 100, 150 y 200 mL/min. La recogida y el análisis de la muestra se realizan en una tira de filtro que consiste

en una pequeña porción de material filtrante sujeto en un soporte. La muestra de aerosol recogida sobre el filtro genera una mancha de 3 mm de diámetro. La transmisión óptica a través de la mancha de partículas se mide mediante una fuente de luz estabilizada de 880 nm y un detector basado en un fotodiodo. Para determinar la atenuación de la luz debida a la mancha de partículas (absorbancia) es necesario medir también la transmisión de luz a través de una porción de filtro limpio. La acumulación gradual de partículas sobre el filtro conduce a un aumento de la atenuación de la luz de un período de medida al siguiente. El microprocesador registra y almacena los datos en cada periodo para determinar el incremento de un periodo a otro. Estos datos se convierten posteriormente a concentración másica de BC expresada en nanogramos por metro cúbico (ng/m^3) utilizando la absorbancia óptica por unidad de masa de BC.

En la Figura 3 podemos observar el aspecto del microetalmómetro portátil del estudio.



Figura 3. Fotografía del microetalmómetro portátil Modelo AE51 de AethLabs.

Los parámetros de funcionamiento del instrumento se configuran mediante una aplicación de software externa (microAethCOM) que se conecta al microetalmómetro mediante un cable de

interfaz USB. El funcionamiento es completamente automático en cuanto el instrumento se pone en marcha. Durante el funcionamiento, el microprocesador realiza las mediciones ópticas, mide y estabiliza el flujo de aire, calcula la concentración de masa de BC y registra los datos en la memoria interna. Los datos pueden descargarse posteriormente mediante el mismo paquete de software externo. El microetalómetro obtiene su energía de una batería interna recargable. El mismo cable de interfaz USB sirve para recargar la batería desde el puerto USB de una computadora externa conectada o desde una fuente de alimentación. El instrumento tiene una autonomía de entre 6 y 24 horas, según la configuración operativa.

En el presente estudio el etalómetro se ajustó para realizar medidas cada 30 segundos con un caudal de 150 mL/min.

3.3. GPS (*Physics Toolbox Sensor Suite*)

Esta herramienta es útil para estudiantes y profesores en materia de ciencia, tecnología, ingeniería y matemáticas, y para investigadores académicos o industriales. Esta aplicación para el móvil utiliza entradas de sensores de dispositivos para recopilar, registrar y exportar datos en formato de valores separados por comas (*csv*) a través de un archivo “.*csv*” que se puede compartir. Los datos pueden trazarse gráficamente en función del tiempo o mostrarse digitalmente. Los usuarios pueden exportar datos para su posterior análisis a una hoja de cálculo o una herramienta de trazado.

Physics Toolbox Sensor Suite consta de medidor de fuerza G, acelerómetro lineal, giroscopio, barómetro, proxímetro, magnetómetro, inclinómetro, detector de color, detector de tono, osciloscopio, analizador de espectro, AR, generador de tono, brújula y GPS (Figura 3). Este último es el que se ha empleado para registrar las coordenadas de las diferentes rutas de medida de BC que se llevaron a cabo. Al finalizar la medición, se puede exportar el archivo como *csv* para poder relacionar las coordenadas obtenidas en un tiempo concreto con las concentraciones de BC registradas al mismo tiempo con el etalómetro portátil. De esta manera,

los datos de coordenadas obtenidos con el GPS y las concentraciones de BC registradas simultáneamente por el microetalómetro pueden transferirse a un archivo de Excel.

En la Figura 4 podemos observar el menú completo de esta aplicación.

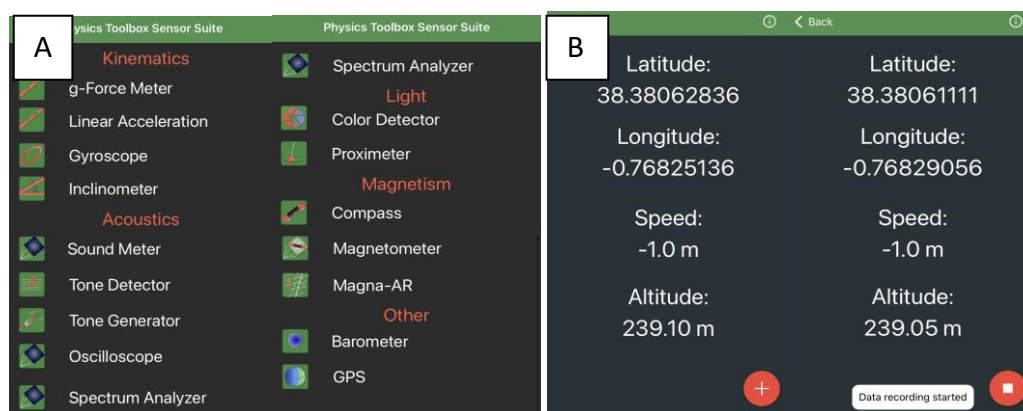


Figura 4. A) Menú completo de la aplicación Physics Toolbox Sensor Suite. B) Vista de la herramienta GPS de la aplicación Physics Toolbox Sensor Suite.

3.4. Quantum GIS

QGIS es un Sistema de Información Geográfica (SIG) distribuido bajo la Licencia Pública General (GNU). QGIS es un proyecto oficial de Open Source Geospatial Foundation (OSGeo). Puede utilizarse en Linux, Unix, Mac OSX, Windows y Android y soporta numerosos formatos y funcionalidades de datos vector, datos ráster y bases de datos. QGIS ofrece una gran cantidad de funciones GIS, proporcionadas por complementos y funciones principales. Permite realizar mapas y explorar datos espaciales. En este estudio se ha empleado para elaborar mapas de concentración de BC de las diferentes rutas realizadas.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Ruta 1: Recorrido a pie en Elche

En este estudio se evaluaron las concentraciones de BC (ng/m^3) registradas en la ruta a pie realizada en Elche, concretamente a lo largo de la Avenida de la Universidad. Las mediciones se realizaron a partir de las 11:35 y terminaron aproximadamente 35 minutos después. La ruta se

inició en el campus de la UMH y se continuó por la acera de la estación de autobuses de Altabix (acera sur) hasta el final de la Avenida del Alcalde Vicente Quiles. Una vez en el Puente del Ferrocarril, se realizó la ruta inversa por la acera norte. Con el fin de obtener resultados concluyentes se repitió la misma ruta en tres días diferentes. Las figuras 5, 6 y 7 muestran la variación temporal de los niveles de BC medidos en la ruta realizada en Elche. Por otra parte, en las figuras 8, 9 y 10 se representa la variación espacial de las concentraciones de BC a lo largo del recorrido realizado.

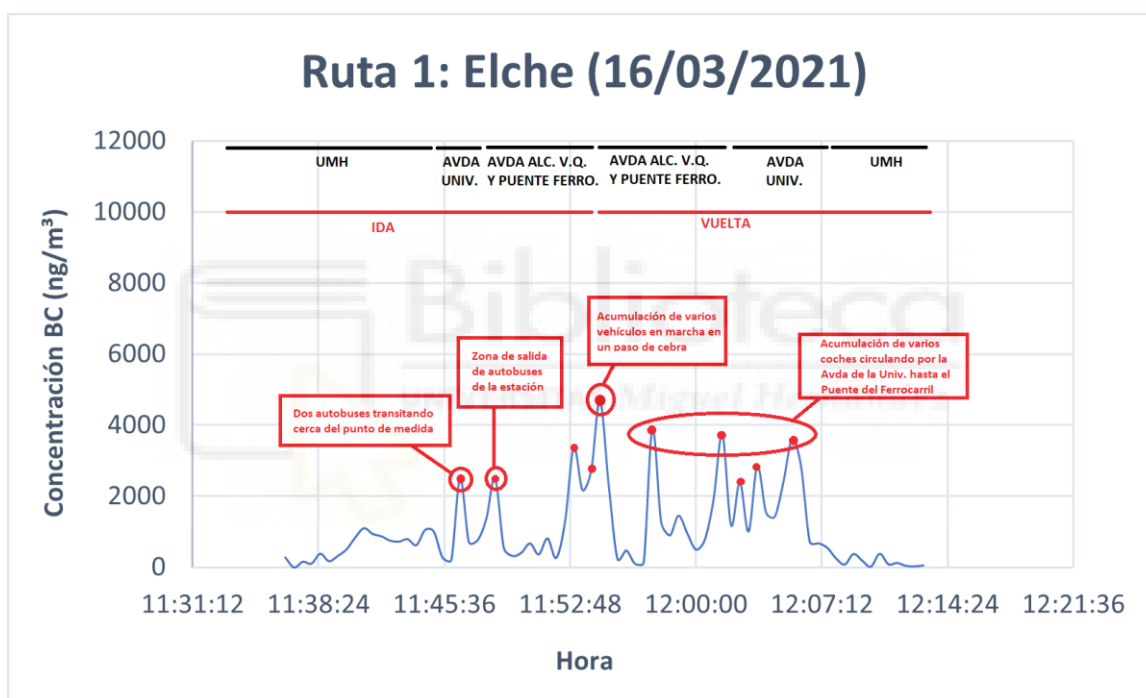


Figura 5. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Elche a pie el 16 de marzo de 2021.

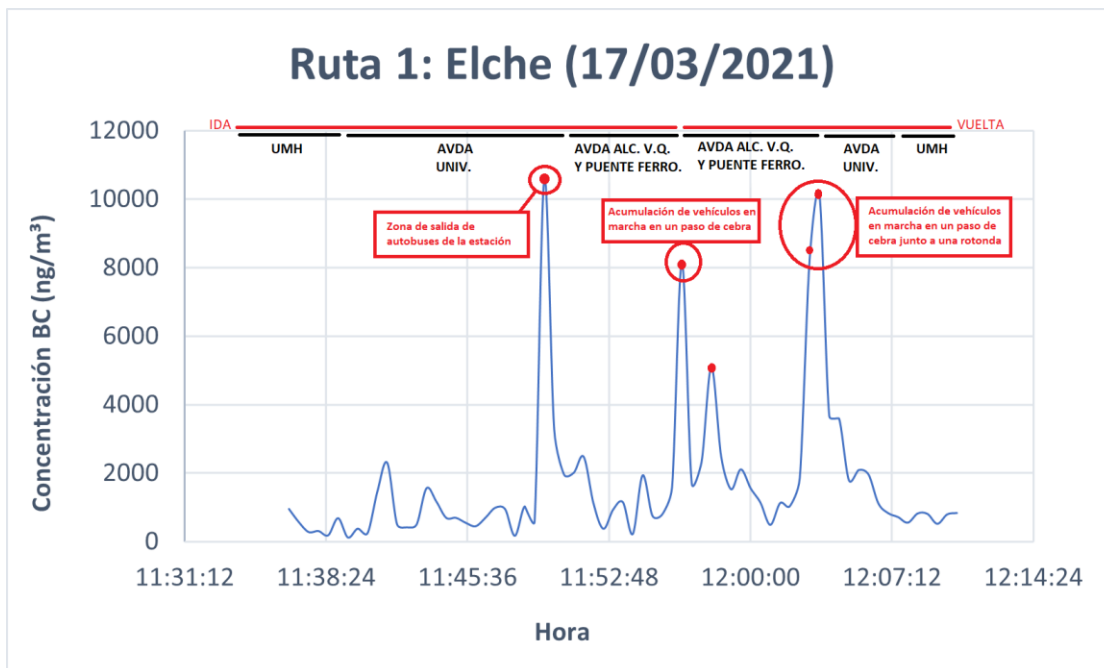


Figura 6. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Elche a pie el 17 de marzo de 2021.

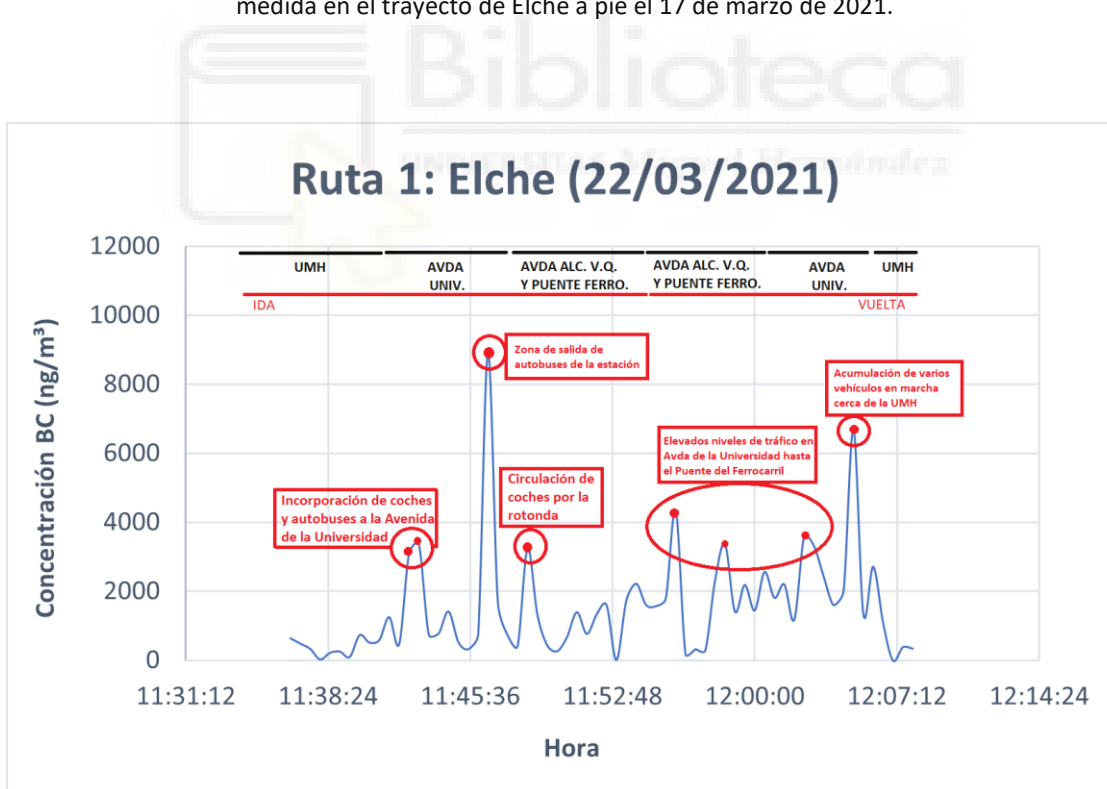


Figura 7. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Elche a pie el 22 de marzo de 2021.



Figura 8. Mapa de concentraciones de BC (ng/m³) en la ruta a pie en Elche el 16 de marzo de 2021.



Figura 9. Mapa de concentraciones de BC (ng/m³) en la ruta a pie en Elche el 17 de marzo de 2021.

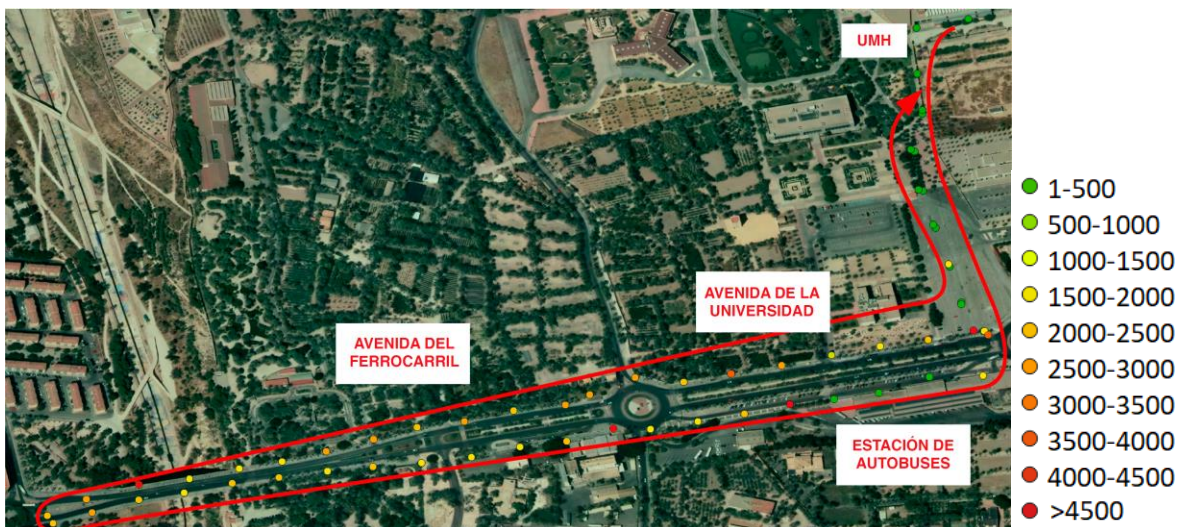


Figura 10. Mapa de concentraciones de BC (ng/m^3) en la ruta a pie en Elche el 22 de marzo de 2021.

La variación de valores entre los diferentes días de una misma ruta suele deberse a diferencias en la cantidad de tráfico o en la meteorología.

Como podemos observar en las imágenes, hay una desigualdad muy evidente en las concentraciones halladas en la universidad y en la avenida. En la Universidad Miguel Hernández, las concentraciones de BC son inferiores a $2000 \text{ ng}/\text{m}^3$. En el tramo en el que se halla la estación de autobuses tienden a encontrarse niveles de BC bastante bajos. Esto puede deberse a que la está situada a cierta distancia de la avenida, sin embargo, por la zona por la que los autobuses salen de la estación para incorporarse a la rotonda situada entre la Avenida de la Universidad y la Avenida del Alcalde Vicente Quiles, suelen encontrarse concentraciones más elevadas de BC. Esto puede deberse a que, el continuo tránsito de los autobuses por esta zona junto con los elevados niveles de tráfico en esta rotonda y en la Avenida de la Universidad hacen que las concentraciones atmosféricas de BC en esta área se disparen.

En la cara sur de la Avenida de la Universidad y de la Avenida del Alcalde Vicente Quiles, por lo general, se han encontrado concentraciones más bajas que en la acera del norte. Esto puede deberse a que la acera del sur está más alejada de la carretera, y por lo tanto de los vehículos, que son los principales emisores de BC. Sin embargo, encontramos picos de concentración muy

elevados en momentos de la ruta en las que hemos circulado cerca de autobuses o de aglomeraciones de automóviles.

Además, se puede observar que en ciertos puntos clave las concentraciones aumentan, como en la rotonda que separa la Avenida de la Universidad y la Avenida del Alcalde Vicente Quiles, o al final del Puente del Ferrocarril, donde encontramos una intersección en la que hay varios pasos de peatones donde tienden a aumentar las aglomeraciones de vehículos, alcanzando concentraciones de entre 3000 y 8000 ng/m³ aproximadamente. Los niveles de BC hallados en la rotonda que conecta la Avenida del Alcalde Vicente Quiles y la Avenida de la Universidad pueden deberse a la gran cantidad de vehículos que circulan por aquí, además de situarse el paso de cebrá que da al Camí del Pantà, calle con gran afluencia de automóviles (entre 3000 y 10000 ng/m³ aproximadamente).

Por último, en la zona cercana a la puerta de salida de los autobuses de la estación se registraron sistemáticamente concentraciones elevadas de BC, llegando a alcanzar concentraciones superiores a 8000 ng/m³. Esto puede deberse a que los vehículos diésel son una de las principales fuentes emisoras de este contaminante.

4.2. Ruta 2: Recorrido a pie en Novelda

Las concentraciones de BC (ng/m³) se registraron en una ruta a pie por la Avenida de la Constitución de Novelda entre las 12:00 y las 12:30 aproximadamente. El tramo de ida comenzó en la calle Pau Casals. Tras llegar a la rotonda de la avenida, nos dirigimos hacia el Este hasta el final de la avenida. Sin embargo, la ruta de vuelta no se realizó en sentido inverso por la misma avenida, como en el estudio llevado a cabo en Elche, sino que se realizó un recorrido aproximadamente en zigzag para evaluar la variación en los niveles de BC al alejarnos de la avenida principal del municipio (ver mapas de las figuras 14 a 16). A lo largo de dicha ruta se recorrieron tres tramos de la Calle Maestro Ramis y un tramo de la calle de la Virgen de los Desamparados, dirigiéndonos de nuevo a la calle Pau Casals por la calle Sta. Rosalía. Al final de esta calle se sitúa la rotonda donde finalizó el recorrido. En las figuras 11, 12 y 13 se muestra la

variación temporal de las concentraciones de BC a lo largo de la ruta a pie realizada en la ciudad de Novelda. La variación espacial de los niveles de BC durante el recorrido se presenta en las figuras 14, 15 y 16.

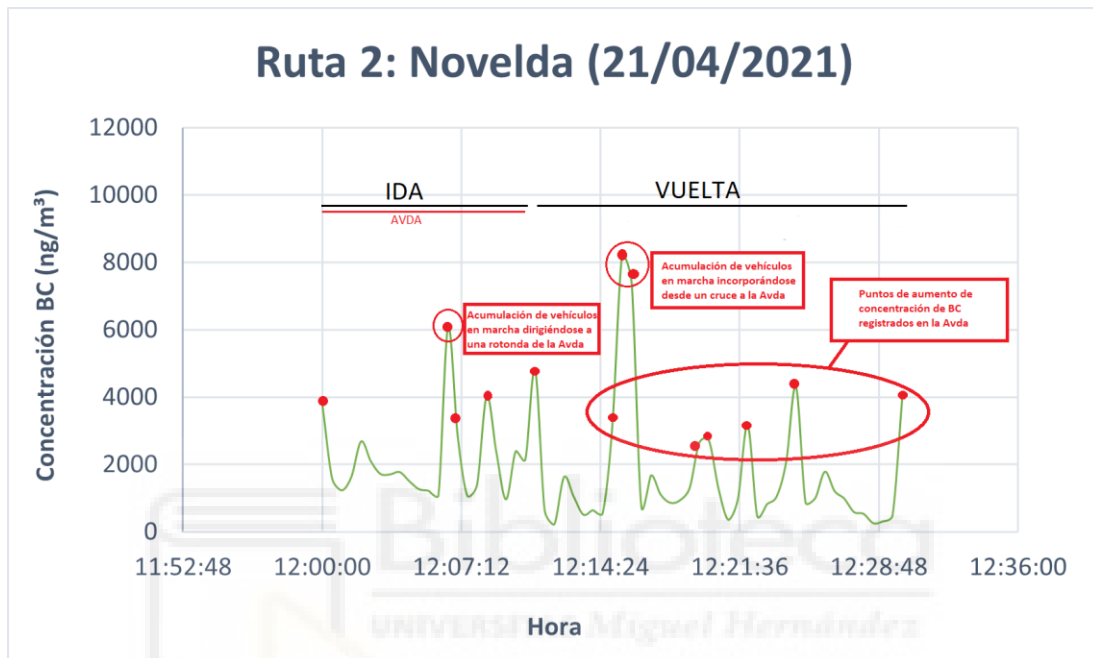


Figura 11. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Novelda a pie el 21 de abril de 2021.

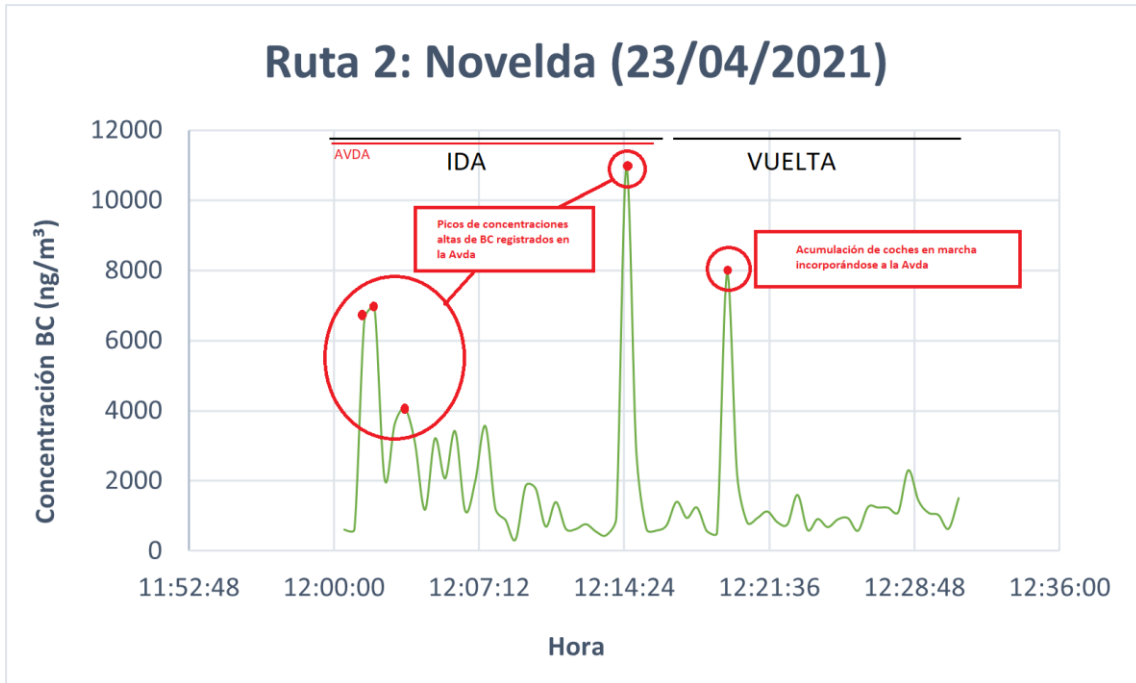


Figura 12. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Novelda a pie el 23 de abril de 2021.

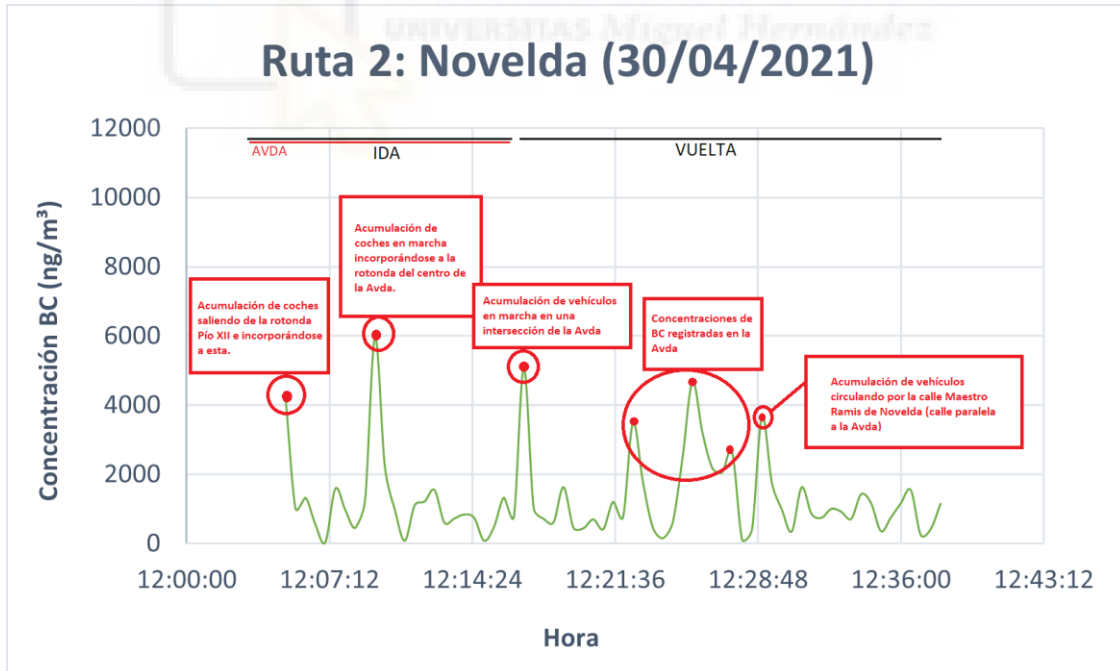


Figura 13. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Novelda a pie el 30 de abril de 2021.



Figura 14. Mapa de concentraciones de BC (ng/m^3) en la ruta a pie en Novelda el 21 de abril de 2021.

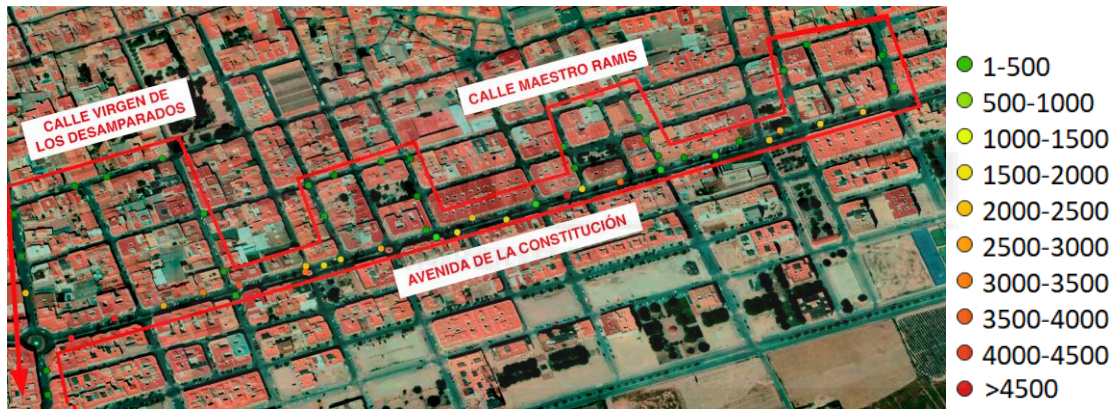


Figura 15. Mapa de concentraciones de BC (ng/m^3) en la ruta a pie en Novelda el 23 de abril de 2021.



Figura 16. Mapa de concentraciones de BC (ng/m^3) en la ruta a pie en Novelda el 30 de abril de 2021.

Como puede observarse en las figuras anteriores, los valores de concentración más altos se registraron en la Avenida de la Constitución, mientras que en las calles paralelas (Maestro Ramis y Virgen de los Desamparados) los niveles fueron en general inferiores y más estables. Esto se debe muy posiblemente a que la circulación de vehículos en estas calles es mucho menor que en la Avenida. Encontramos una gran diferencia entre los niveles de BC de la rotonda Pío XII (Entre la Avenida y las calles Sta. Rosalía y Pau Casals) y la rotonda del centro de la avenida, donde se encuentran concentraciones mucho mayores. Esto puede deberse a que, hacia el oeste de la rotonda de Pío XII ya suele encontrarse una menor cantidad de tráfico al tratarse de una zona más alejada del centro del pueblo. Por este motivo, pese a que esta rotonda está conectada a dos avenidas y a dos calles amplias de doble sentido, el nivel de tráfico parece ser menor que en la rotonda del centro de la Avenida de la Constitución. Otro motivo puede ser que, precisamente al estar conectada a carreteras más amplias haya una mayor dispersión de los contaminantes atmosféricos, y por lo tanto niveles de BC menores. Por este motivo, es probable que cuando haya una aglomeración de coches en los pasos de cebra de la rotonda Pío XII, aumenten drásticamente la concentración de BC, pero que se disperse más fácilmente que en el resto de la avenida, donde las calles colindantes son más estrechas y se dificulta la dispersión de contaminantes. No se han encontrado puntos exactos dónde aumente drásticamente la contaminación, sino que hay una concentración generalizada muy alta a lo largo de la Avenida de la Constitución, sobre todo en el centro de esta.

En Novelda se ha hallado unas concentraciones medias de BC próximas a 1700 ng/m^3 . En Elche, en cambio, se han encontrado unos niveles medios de BC atmosféricos de 1500 ng/m^3 . Aunque puedan parecer unos resultados parecidos, hay que tener en cuenta que Novelda es un municipio cuya población es muchísimo menor que la de Elche, por lo que cabría esperar niveles de contaminación por tráfico menor, pero no es así, pese a haber solo una diferencia de 30 minutos de la hora de muestreo de ambas. Esto puede deberse a que las calles de Elche son más amplias que las de Novelda y es más fácil que los contaminantes atmosféricos se dispersen. En Novelda, además, se han recogido datos de los niveles de BC de la calle más transitada del

municipio (la Avenida de la Constitución), mientras que en Elche podemos encontrar otras calles con un índice de tráfico estimado similar o incluso mayor al de la Avenida de la Universidad y de la Avenida del Alcalde Vicente Quiles, como la Avenida de la Libertad o la Avenida de Alicante.

4.3. Ruta 3: Recorrido en vehículo de Novelda a Elche

Para evaluar la exposición a los niveles de BC en el interior de un vehículo, se midieron las concentraciones de este contaminante (ng/m^3) en el trayecto en coche entre Novelda y Elche. El vehículo se condujo con las ventanillas cerradas y con la calefacción encendida al mínimo. La variación temporal de las concentraciones de BC registradas durante el recorrido los tres días de medidas se muestran en las figuras 17, 18 y 19. En las figuras 20, 21 y 22 se representa la variación espacial de los niveles de BC a lo largo de la ruta.

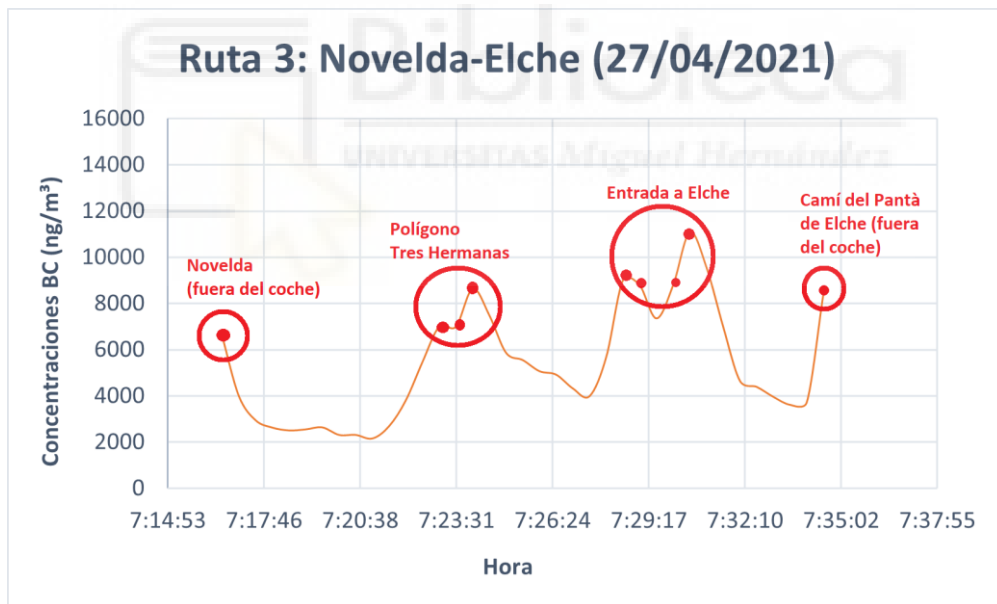


Figura 17. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Novelda a Elche en vehículo el 27 de abril de 2021.



Figura 18. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Novelda a Elche en vehículo el 28 de abril de 2021.

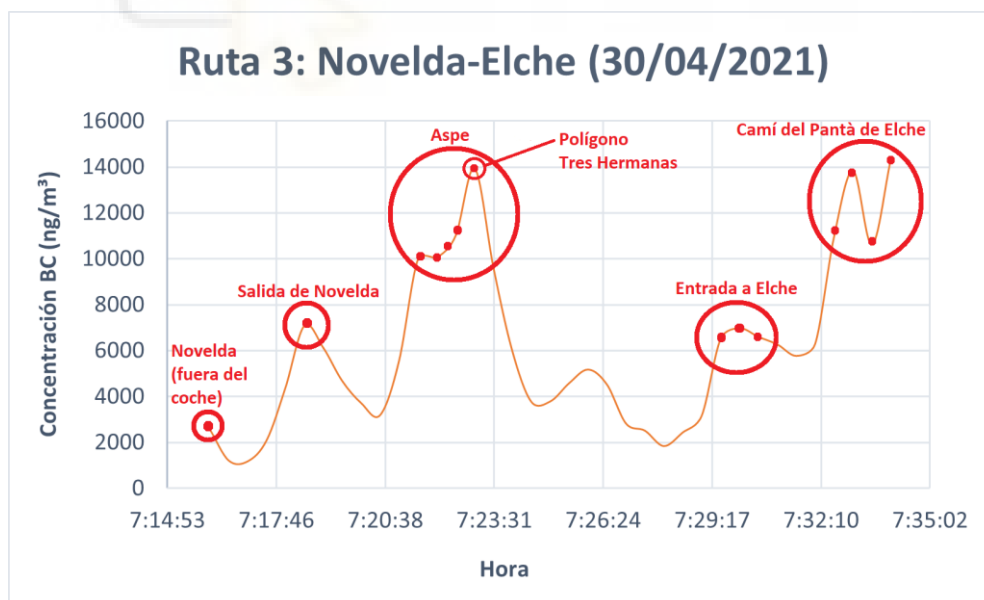


Figura 19. Representación gráfica de las concentraciones de BC captadas por el etalómetro respecto a la hora de medida en el trayecto de Novelda a Elche en vehículo el 29 de abril de 2021.

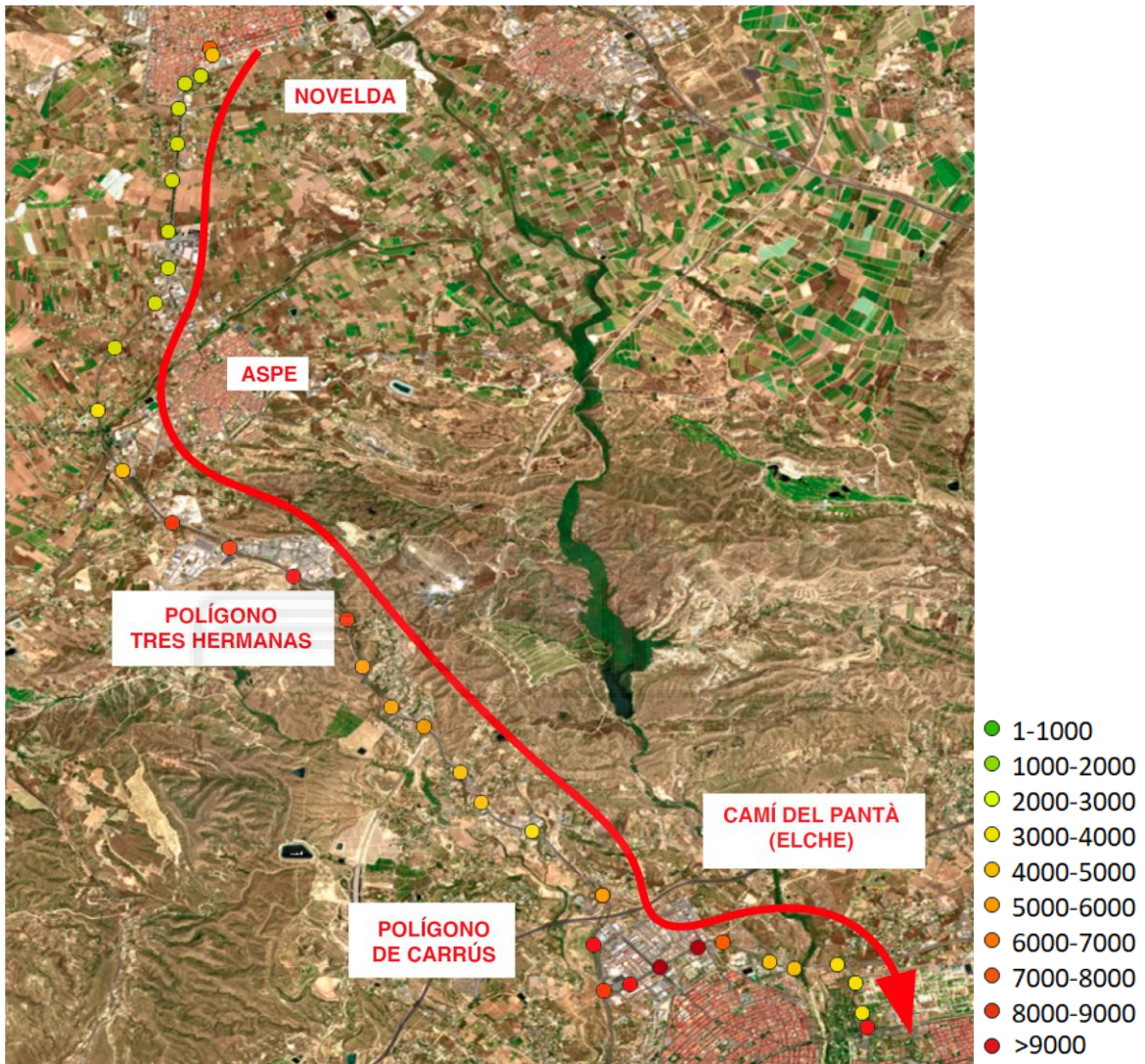


Figura 20. Mapa de concentraciones de BC (ng/m^3) en la ruta en coche desde Novelda a Elche el 27 de abril de 2021.

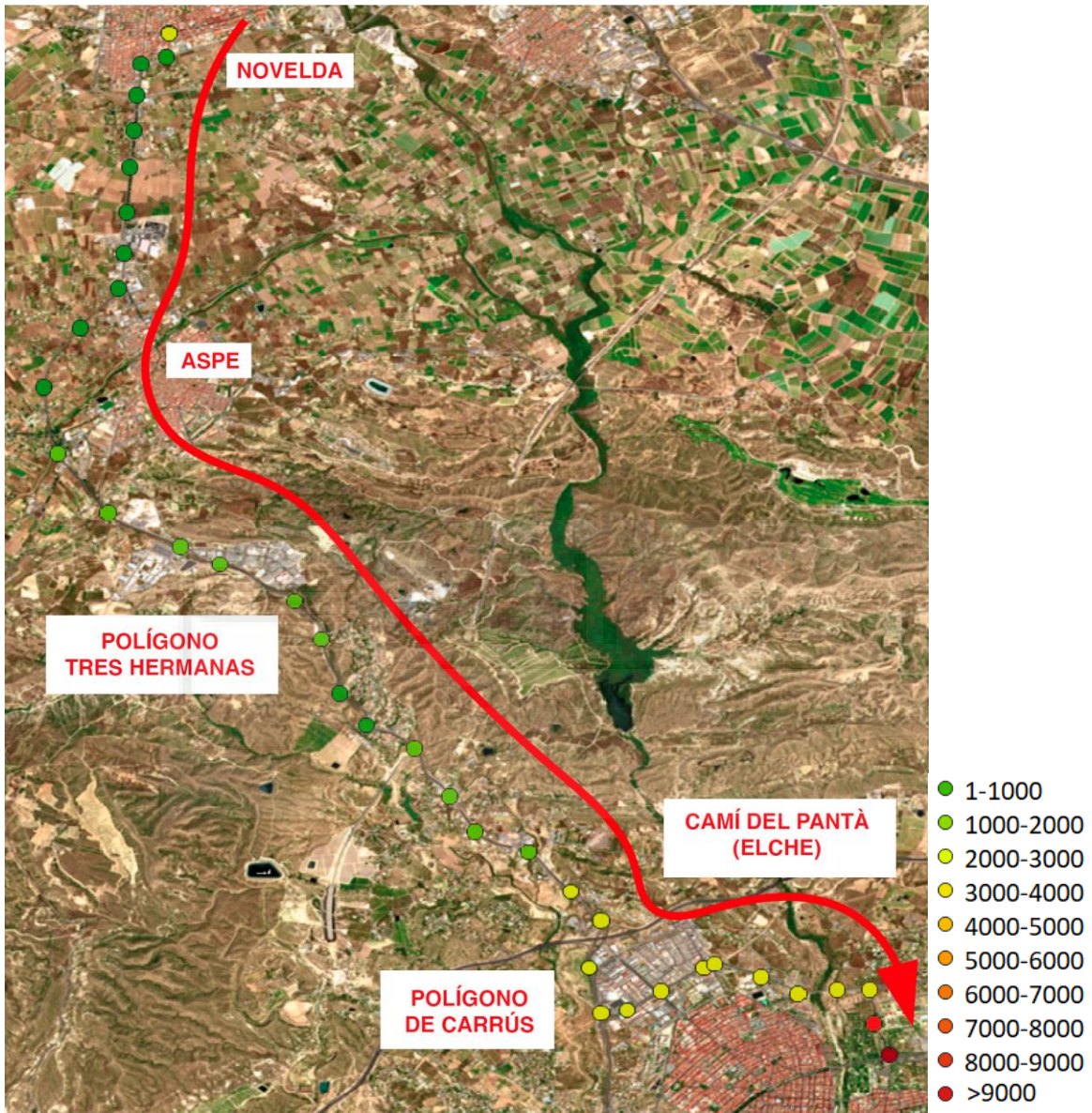


Figura 21. Mapa de concentraciones de BC (ng/m^3) en la ruta en coche desde Novelda a Elche el 28 de abril de 2021.

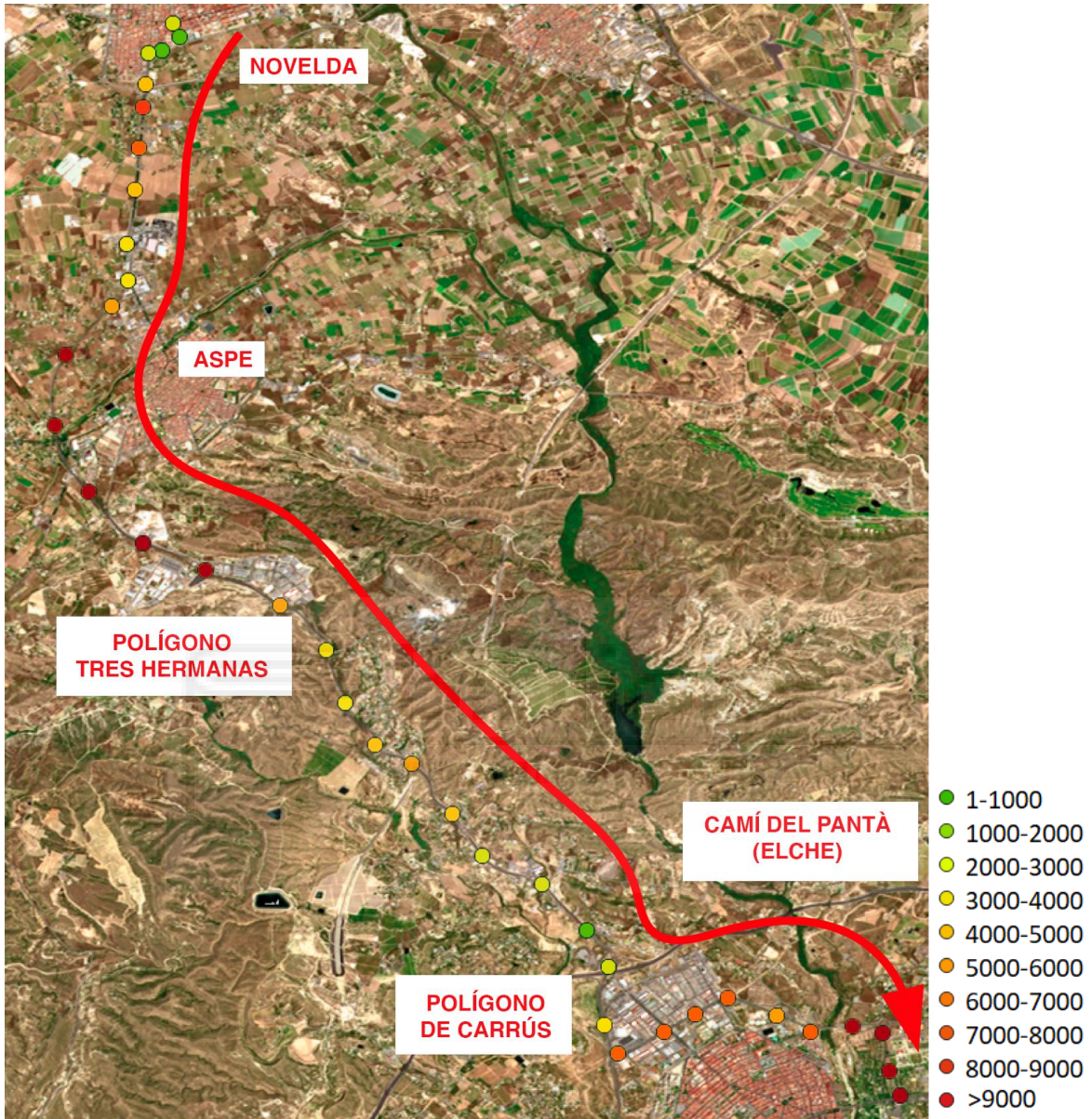


Figura 22. Mapa de concentraciones de BC (ng/m^3) en la ruta en coche desde Novelda a Elche el 29 de abril de 2021.

Como se puede observar en los mapas, en los primeros puntos de los tres días de ruta que se tomaron en el exterior del coche, se encontraron unas concentraciones de BC de 6597, 2286 y 2566 ng/m^3 , mientras que cuando se midió en el interior del coche en los puntos consiguientes

se halló una disminución de las concentraciones de BC, midiéndose 2958, 757 y 1200 ng/m³ respectivamente. Esto evidencia que estar en el interior del vehículo con las ventanillas cerradas ayuda a proteger a las personas de la exposición a las partículas atmosféricas de BC, ya que actúa como barrera física contra estas.

Puede observarse que hay tres puntos clave en los que se registraron aumentos significativos de las concentraciones de BC. El primer punto se sitúa pasando el municipio de Aspe, concretamente en el polígono industrial *Tres Hermanas*. En este punto se estima que el principal motivo por el que se alcanzan niveles tan elevados de BC es a causa de su gran cantidad de tráfico, concretamente de camiones, alcanzando niveles superiores a 14000 ng/m³.

El segundo punto que registró habitualmente elevadas concentraciones de BC fue la entrada a la ciudad de Elche, donde se halla el polígono de Carrús, además de varias intersecciones con elevada densidad de tráfico. Por ello, las concentraciones atmosféricas de BC alcanzaron valores de 10000 ng/m³.

El último punto se localiza en la rotonda que conecta el Camí del Pantà con la Avenida de la Universidad de Elche y la Avenida del Alcalde Vicente Quiles. En este punto, en los tres días en que se llevaron a cabo las mediciones, se registraron concentraciones fuera del vehículo de entre 8000 y 14000 ng/m³, motivo que, como se ha comentado antes, es determinante para observar un aumento de las concentraciones de BC. Estos valores fueron muy superiores a los medidos en el mismo emplazamiento durante la ruta a pie realizada en Elche, muy probablemente debido a que las mediciones se realizaron a diferentes horas del día. En la ruta realizada en coche, se llegó a este punto a las 7:30, hora en que la densidad de tráfico en esta zona es máxima debido a que coincide con el comienzo de la jornada laboral y de los centros de educación secundaria.

Atendiendo a cada uno de los diferentes días de medición, se observó que, pese a tratarse de días laborables a horarios similares, el segundo día de ruta hubo una cantidad de tráfico mucho menor, sobre todo respecto al tercer día, en el que hubo un aumento de la circulación de automóviles, principalmente dirigiéndose al municipio de Aspe. A pesar de que, en el segundo

día de ruta, los puntos en los que se observa un aumento de niveles de BC atmosférico coinciden con los de los demás días de muestreo (el Polígono Tres Hermanas, el Polígono de Carrús y el Camí del Pantà), en este último destaca un aumento muy notable de las concentraciones de BC. El motivo se debe a que, aparte de tomarse estos últimos datos fuera del vehículo, también había una gran acumulación de coches situada en el paso de cebra del Camí del Pantà, además de una elevada circulación de automóviles por la rotonda de enfrente.

5. CONCLUSIONES

A partir de las medidas de concentración de BC realizadas en continuo con un etalómetro portátil en dos rutas a pie por las ciudades de Elche y Novelda, se puede concluir que, como cabía esperar, las zonas en las que se registraron mayores niveles de este contaminante fueron aquellas con mayor densidad de tráfico. Los emplazamientos con tráfico elevado (como rotondas, pasos de peatones o intersecciones de varias calles) presentaron concentraciones en ocasiones superiores a 10000 ng/m^3 , mientras que, en aquellos puntos con escasa afluencia de vehículos, los niveles habituales se encontraron generalmente muy por debajo de 2000 ng/m^3 . Además, los valores registrados están influenciados por la configuración urbana, ya que las áreas con barreras físicas, como edificios, dificultan la dispersión de contaminantes y contribuyen a elevar las concentraciones de BC.

En el estudio realizado en el interior de un vehículo en el trayecto por carretera que une las ciudades de Novelda y Elche, y a pesar de circular con las ventanillas cerradas, se registraron concentraciones de BC de hasta 14000 ng/m^3 . Los niveles más elevados se midieron generalmente a la salida y entrada de las ciudades de Novelda y Elche, respectivamente, y al paso del vehículo cerca de polígonos industriales. Esto puede deberse, en el primer caso, a que el tráfico se intensifica y es más lento a la salida y entrada de las ciudades, sobre todo en horas punta. En los tramos de carretera próximos a polígonos industriales el aumento de los niveles de BC pudo deberse, por un lado, al aumento del número de vehículos. Por otra parte, en estos tramos la circulación de camiones que transportan mercancías hacia o desde las empresas del polígono industrial suele ser elevada. Este tipo de vehículos utiliza habitualmente gasoil como

combustible, por lo que produce mayores emisiones de BC que los vehículos de gasolina. En este estudio también se observó que los niveles de BC fueron inferiores en el interior del coche, por lo que se puede deducir que las ventanillas cerradas disminuyen considerablemente la exposición al BC.

Esta información puede resultar útil para establecer pautas que reduzcan la exposición de la población al BC en determinados entornos. Por ejemplo, se pueden recomendar trayectos a pie en las ciudades a través de zonas con niveles más bajos de EC, o circular en coche con las ventanillas cerradas siempre que sea posible. La localización de puntos con concentraciones especialmente elevadas de BC podría utilizarse también para llevar a cabo una reorganización del tráfico.

6. PROYECCIÓN FUTURA

Con la finalidad de completar los resultados de este trabajo y ampliar el conocimiento sobre la variabilidad espacio-temporal de los niveles de BC en diferentes entornos se plantea la realización de medidas de la concentración de BC en las siguientes circunstancias:

- Rutas en coche con las ventanillas abiertas y cerradas.
- Rutas a pie por distintas zonas de la ciudad y en diferentes épocas del año.
- Rutas a pie por distintas zonas de la ciudad a diferentes horas del día.

También se podrían incluir medidas en zonas de la ciudad con características específicas como paradas de autobús, estaciones de tren y autobús, calles peatonales, y zonas de carga y descarga.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Bond, T.C., Doherty, S.H., Fahey, D.W., Forster, P.M., Berntsen, et al. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *J. Geophys. Res.: Atmosphere* 118, 5380–5552.

- Contini, D., Vecchi, R., Viana, M. (2018). Carbonaceous aerosols in the atmosphere. *Atmosphere* 9, 181.
- Deng, J., Guo, H., Zhang, H., Zhu, J., Wang, X., Fu, P. (2020). Source apportionment of black carbon aerosols from light absorption observation and source-oriented modeling: an implication in a coastal city in China. *Atmos. Chem. Phys.* 20, 14419–14435.
- EEA (2020). Air Quality in Europe – 2020 report. EEA report No 09/220.
- Englert, N. (2004). Fine particles and human health--a review of epidemiological studies. *Toxicol Lett.* 149, 235-242.
- EU, 1999. 1999/30/EC Council Directive relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. *Official Journal L* 163, 29/06/1999 P. 0041 – 0060.
- EU Action on Black Carbon in the Arctic, 2019. Review of Reporting Systems for National Black Carbon Emissions Inventories: EU Action on Black Carbon in the Arctic - Technical Report 2.
- Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N., 2000. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications*. Academic Press. 969pp.
- Formenti, P., Elbert, W., Maenhaut, W., Haywood, J. Andreae, M.O. (2003). Chemical composition of mineral dust aerosol during the Saharan Dust Experiment (SHADE) airborne campaign in the Cape Verde region, September 2000. *J. Geophys. Res.* 108(D18), 8576.
- Friere, C., Ramos, R., Puertas, López-espinos, M.J., Julvez, J., Aguilera, I., Cruz, F., Fernández, M.F., Sunyer, J., Olea, N. (2010). Association of traffic-related air pollution with cognitive development in children. *J. Epidemiol Community Health.* 64, 223-228.
- González, Y. (2011). *Caracterización Físico-Química del Material Particulado Atmosférico de Origen Industrial en Andalucía [Tesis Doctoral]*. Universidad de Huelva.

- Grahame, T.J., Klemm, R., Schlesinger, R.B. (2014). Public health and components of particulate matter: The changing assessment of black carbon. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 64, 620–660.
- Grahame, T.J., Schlesinger, R.B. (2012). Oxidative stress-induced telomeric erosion as a mechanism underlying airborne particulate matter-related cardiovascular disease. *Particle Fibre Toxicol.* 9, 21.
- Harmsen, M.J.H.M., van Dorst, P., van Vuuren, D.P., van den Berg, M., Van Dingenen, R., Klimont, Z. (2020). Co-benefits of black carbon mitigation for climate and air quality. *Clim. Change* 163, 1519-1538.
- Jaffrezo, J.L., Aymoz, G., Cozic, J. (2005). Size distribution of EC and OC in the aerosol of Alpine valleys during summer and Winter. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 2915-2925.
- Janssen, N.A.H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R.W., Anderson, H.R., Brunekreef, B., Cassee, F.R. (2011). Black Carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM₁₀ and PM_{2.5}. *Environ. Health Perspect.* 119, 1691–1699.
- Jeong, C.H., Hopke, P.K., Kim, E., Lee, D.W. (2004). The comparison between thermal-optical transmittance elemental carbon and Aethalometer black carbon measured at multiple monitoring sites. *Atmos. Environ.* 38, 5193-5204.
- Jiang, J., Aksoyoglu, S., El-Haddad, I., Ciarelli, G., Denier van der Gon, H.A.C., Canonaco, F., Gilardoni, S., Paglione, M., Minguillón, M.C., Favez, O., Zhang, Y., Marchand, N., Hao, L., Virtanen, A., Florou, K., O'Dowd, C., Ovadnevaite, J., Baltensperger, U., Prévôt, A.S.H. (2020). Sources of organic aerosols in Europe: a modeling study using CAMx with modified volatility basis set scheme. *Atmos. Chem Phys.* 19, 15249-15270.
- Kampa, M., Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.* 151, 362-367.

- Kanakidou, M., Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., Barnes, I., Dentener, F.J., Facchini, M.C., Van Dingenen, R., Ervens, B., Nenes, A., Nielsen, C.J., Swietlicki, E., Putaud, J.P., Balkanski, Y., Fuzzi, S., Horth, J., Moortgat, G.K., Winterhalter, R., Myhre, C.E.L., Tsigaridis, K., Vignati, E., Stephanou, E.G., Wilson, J. (2005). Organic aerosol and global climate modelling: a review. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 1053–1123
- Kelly, F.J., Fussell, J.C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmos. Environ.* 60, 504-526.
- Molina, C., R, Toro, R., Manzano, C.A., Silvia Canepari, S., Massim, L., Leiva-Guzmán, M.A. (2020). Airborne aerosols and human health: leapfrogging from mass concentration to oxidative potential. *Atmosphere* 11, 917.
- Nicolás, J.F., Galindo, N., Yubero, E., Pastor, C. (2009). Aerosol inorganic ions in a semiarid region on the southeastern Spanish Mediterranean coast. *Water Air Soil Pollut.* 201, 149-159.
- Polichetti, G., Coccoa, S., Spinali, A., Trimarco, V., Nunziata, A. (2009). Effects of particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁) on the cardiovascular system. *Toxicology* 261, 1-8ñ.
- Power, M.C., Weiskopf, M.G., Alexeeff, S.E., Coull, B.A., Spiro III, A., Schwartz, J. (2011). Traffic-related air pollution and cognitive function in a cohort of older men. *Environ. Health Perspect.* 119, 682–687.
- Raes, F. Streets, D., Fowler, D., Emberson, L., Williams, M., Akimoto, H., Amann, M., Anenberg, S., Artaxo, P., Carmichael, G., Collins, W., Flanner, M., Janssens-Maenhout, G., Hicks, K., Klimont, Z., Kupiainen, K., Kuylenstierna, J.C.I., Muller, N., Ramanathan, V., Rosenthal, E., Schwartz, J., Terry, S., Vallack, H., Van Dingenen, R., Vignati, E., Wang, C. (2011). Integrated Assessment of Black Carbon and Tropospheric Ozone. 8-9.

- Schiffer, J.M., Mael, L.E., Prather, K.A., Amaro, R.E., Grassian, V.H. (2018). Sea spray aerosol: where marine biology meets atmospheric chemistry. *ACS Cent. Sci.* 4, 1617–1623.
- Szidat, S., Ruff, M., Perron, N., Wacker, L., Sýnal, H.A., Hallquist, M., Shannigrahi, A.S., Yttri, K.E., Dye, C., Simpson, D. (2009). Fossil and non-fossil sources of organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) in Goteborg, Sweden. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 1521-1535.
- Targino, A.C., Krecl, P., Danziger, J.E., Segura, J.F., Gibson, M.A. (2018). Spatial variability of on-bicycle black carbon concentrations in the megacity of Sao Paulo: A pilot study. *Environ. Pollut.* 242, 539-543.
- Titos, G., Lyamani, H., Pandolfi, M., Alastuey, A., Alados-Arboledas, L. (2014). Identification of fine (PM₁) and coarse (PM₁₀₋₁) sources of particulate matter in an urban environment. *Atmos. Environ.* 89, 593-602.
- Toquinto-Manjarrez, F.Y., Vázquez-Gálvez, F.A., Hernández-García, Y.G., Bernadac-Villegas, L.G., Solís, S.S., Soto-Padilla, M.Y., Domínguez-Acosta, M., Velázquez-Angulo, G., Flores-Tavizón, E., Granados-Olivas, A. (2020). Patrones de concentración de carbono negro y principales fuentes de emisión en Ciudad Juárez, Chihuahua, México. *Tecnociencia Chihuahua.* 14, 92-107.
- Vouitsis, I., Taimisto, P., Kelessis, A., Samaras, Z. (2014). Microenvironment particle measurements in Thessaloniki, Greece. *Urban Climate.* 10, 608-620.
- Watson, J.G., Chow, J.C., Chen, L.W.A. (2005). Summary of organic and elemental carbon/black carbon analysis methods and intercomparisons. *Aerosol Air Qual. Res.* 5, 65-102.
- Williams, R.D., Knibbs, R.D. (2016). Daily personal exposure to black carbon: A pilot study. *Atmos. Environ.* 132, 296-299.

- Wilson, W.E., Suh, H.H. (1997). Fine Particles and Coarse Particles: Concentration Relationships Relevant to Epidemiologic Studies. *J. Air Waste Manage* 47, 1238-1249.
- World Health Organization (European Office) (2012). *Health Effects of Black Carbon*. Copenhagen, Denmark: WHO.
- Yang, F., Kaul, D.; Wong, K.C., Westerdahl, D., Sun L., Ho, K., Tian, L., Brimblecombe, P., Ning, Z. (2015). Heterogeneity of passenger exposure to air pollutants in public transport microenvironments. *Atmos. Environ.* 109, 42-51.

