

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



## **AEROSOLES CARBONOSOS EN EMPLAZAMIENTOS DE TRÁFICO Y FONDO URBANO DE LA CIUDAD DE ELCHE**

**Autora: LIDIA NORTES LIARTE**

**Tutora: Nuria Galindo Corral**

**Cotutor: Eduardo Yubero Funes**

**Curso: 2023/2024**

**Elche, Alicante**

## Resumen

En este estudio se han recogido muestras diarias de  $PM_1$  y  $PM_{10}$  en dos emplazamientos de la ciudad de Elche: una estación de tráfico situada en el centro de la ciudad y un emplazamiento de fondo urbano ubicado en el campus de la Universidad Miguel Hernández (UMH). Las muestras se recogieron entre finales de noviembre de 2023 y finales de abril de 2024. Tras la determinación gravimétrica de las concentraciones de  $PM_1$  y  $PM_{10}$ , las muestras se analizaron para determinar el contenido de carbono elemental, carbono orgánico total y carbono orgánico soluble en agua. Con los resultados de estas medidas se han analizado las diferencias entre las concentraciones de contaminantes en los dos emplazamientos, los factores que afectan a su variabilidad temporal y el efecto del tráfico en los niveles de material particulado y compuestos carbonosos. Aunque la variabilidad temporal de las concentraciones de contaminantes fue similar en ambos emplazamientos, en general se registraron niveles más bajos en el campus de la UMH, debido no solo al menor volumen de tráfico sino a la facilidad de dispersión de los contaminantes en un entorno más abierto y sin barreas arquitectónicas.

**Palabras clave:**  $PM_1$ ,  $PM_{10}$ , carbono orgánico, carbono elemental, carbono orgánico hidrosoluble, tráfico.

## Abstract

In the present study,  $PM_1$  and  $PM_{10}$  samples were collected at two sites in the city of Elche: a traffic station located in the city center and an urban background site situated in the campus of the Miguel Hernández University (UMH). Samples were collected between late November of 2023 and late April of 2024. After the gravimetric determination of  $PM_1$  and  $PM_{10}$  concentrations, samples were analysed to determine the content of elemental carbon, total organic carbon and water-soluble organic carbon. The results of these measurements allowed us to evaluate the differences in pollutant concentrations between both sites, the factors affecting their temporal variability and the impact of traffic on the levels of PM and carbonaceous species. Although temporal variations were similar at both locations, concentrations were generally lower at the UMH site due to lower traffic volumes and higher dispersion conditions in an open area without architectural barriers.

**Key words:**  $PM_1$ ,  $PM_{10}$ , organic carbon, elemental carbon, water-soluble organic carbon, traffic.

## **Agradecimientos**

Tras estos meses de aprendizaje, quiero agradecer a mi tutora, Nuria Galindo Corral, por compartir sus conocimientos conmigo siempre con tanta paciencia. Quiero agradecer a mi cotutor, Eduardo Yubero Funes, por dedicar el tiempo que fuera necesario para resolver todas mis dudas. Agradecer también a las compañeras del laboratorio por ayudarme siempre que han podido.

También quiero dar las gracias a mi familia y amigos por tener tanta paciencia y darme ánimos, todos esos días que no he podido pasar con vosotros por estar ocupada con este estudio, tengo toda la intención de recuperarlas.



## ÍNDICE

<b>1. Introducción</b> .....	<b>4</b>
1.1. Origen del material particulado atmosférico .....	4
1.2. Tamaño de las partículas atmosféricas .....	4
1.3. Composición química de las partículas .....	5
1.4. Compuestos carbonosos .....	6
1.5. Efectos del material particulado atmosférico .....	7
<b>2. Objetivos</b> .....	<b>10</b>
<b>3. Materiales y métodos</b> .....	<b>11</b>
3.1. Puntos de muestreo .....	11
3.2. Muestreos .....	12
3.3. Análisis .....	13
3.3.1. Medida de la concentración de pm <sub>1</sub> y pm <sub>10</sub> .....	13
3.3.2. Análisis termo-óptico .....	13
3.3.3. Determinación del carbono orgánico soluble en agua .....	14
<b>4. Resultados y discusión</b> .....	<b>15</b>
4.1. Valores promedio .....	15
4.2. Variabilidad temporal .....	18
4.3. Influencia del tráfico en los niveles de pm y compuestos carbonosos .....	21
<b>5. Conclusiones y proyección futura</b> .....	<b>23</b>
5.1. Conclusiones .....	23
5.2. Proyección futura .....	23
<b>6. Bibliografía</b> .....	<b>24</b>

## **1. INTRODUCCIÓN**

### **1.1. ORIGEN DEL MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO**

El material particulado atmosférico (PM) representa una compleja mezcla de partículas suspendidas en el aire constituidas por componentes orgánicos e inorgánicos y con tamaños que oscilan entre unos pocos nanómetros y varias decenas de micras.

Dependiendo de su origen las partículas se clasifican en primarias, cuando son emitidas directamente a la atmósfera desde las fuentes, y secundarias, si son el resultado de reacciones químicas producidas en la atmósfera (Seinfeld and Pandis, 2016). Por tanto, la correcta caracterización del PM exige no solamente determinar su concentración, sino también su tamaño y composición química (Salazar et al., 1993).

Las fuentes de partículas primarias son diversas y abarcan desde procesos naturales, como la formación de aerosol marino y el transporte de polvo mineral desde zonas desérticas (Adebisi et al., 2023; Fitzgerald, 1991), hasta emisiones producidas por la combustión de carburantes para el transporte, la generación de energía eléctrica y la calefacción residencial, la quema de biomasa, el desgaste de componentes de los vehículos, la resuspensión de polvo de la calzada por el tráfico y las actividades industriales (Bonvalot et al., 2019; Groma et al., 2022; Piscitello et al., 2021).

En cuanto a las partículas secundarias, estas se generan en la atmósfera mediante reacciones químicas de precursores gaseosos, emitidos tanto por fuentes naturales como antropogénicas, que dan lugar a productos poco volátiles, como ácido sulfúrico o compuestos orgánicos de elevado peso molecular, que se agregan para formar nuevas partículas (Dawson et al., 2012; Zhang et al., 2021). Todos estos procesos generan partículas atmosféricas de tamaños y composición química muy diversas; por tanto, la composición y la distribución por tamaños del PM es función de su origen.

### **1.2. TAMAÑO DE LAS PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS**

El tamaño de las partículas atmosféricas se define en base a su diámetro aerodinámico, que equivale al diámetro de una esfera de  $1 \text{ g/cm}^3$  de densidad, que tiene la misma velocidad de caída por acción de la gravedad en aire en calma que la partícula considerada, bajo las mismas condiciones de temperatura, presión y humedad relativa. Así, en el ámbito de las ciencias atmosféricas, las partículas se clasifican en finas y gruesas, dependiendo de si su diámetro aerodinámico es inferior o superior, respectivamente, a  $1 \text{ }\mu\text{m}$ . En el campo de la epidemiología, la distinción entre partículas finas y gruesas establece el límite en  $2,5 \text{ }\mu\text{m}$ .

En base a lo anterior, la legislación europea (Directiva 2008/50/CE) establece dos fracciones de tamaño de partícula asociadas a problemas de salud: las fracciones  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  (Fig. 1). Se define la fracción  $PM_{10}$  como las partículas que pasan a través del cabezal de tamaño selectivo definido en el método de referencia para el muestreo y la medición de  $PM_{10}$  de la norma EN 12341, para un diámetro aerodinámico de  $10\ \mu\text{m}$  con una eficiencia de corte del 50 %. Esto implica que, si se toma una muestra de partículas atmosféricas con un equipo provisto de un cabezal de  $PM_{10}$ , la mitad de las partículas con un tamaño de  $10\ \mu\text{m}$  atravesarán el cabezal y serán recogidas en el filtro. Una definición análoga puede hacerse para  $PM_{2.5}$  y para otras fracciones de tamaño, como  $PM_{1}$ , medidas con frecuencia en estudios ambientales.

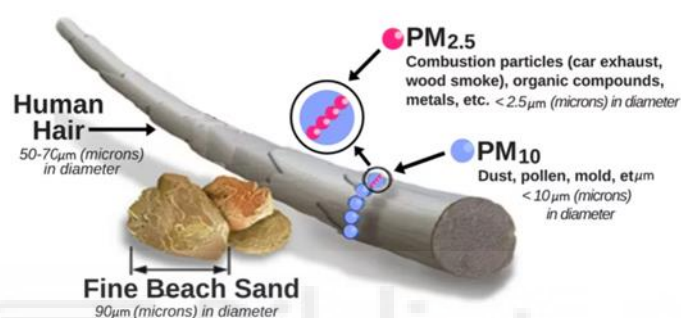


Figura 1. Tamaño de las partículas atmosféricas f (Fuente: EPA, 2023).

Existe una fuerte relación entre las fuentes o el origen de las partículas y su tamaño. Así, aquellas partículas con diámetros superiores a  $1\ \mu\text{m}$  se generan en procesos mecánicos como la erosión de la corteza terrestre, la dispersión producida por el viento, el desgaste del material de los vehículos, y la resuspensión de polvo de la calzada por el tráfico, entre otros. Por otro lado, las partículas con diámetros inferiores a  $1\ \mu\text{m}$  son el resultado de procesos de combustión de carburantes fósiles y biomasa, y de reacciones fotoquímicas de precursores gaseosos que originan productos poco volátiles dando lugar a aerosoles secundarios (Seinfeld and Pandis, 2016).

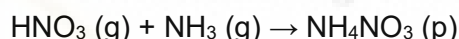
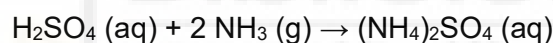
### 1.3. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LAS PARTÍCULAS

Las partículas atmosféricas están formadas por una gran variedad de compuestos químicos que incluyen especies orgánicas e inorgánicas. Los componentes químicos mayoritarios son iones inorgánicos (principalmente, sulfato, nitrato y amonio), polvo mineral, sal marina, y aerosoles carbonosos; es decir, carbono orgánico y elemental. Además, las partículas contienen pequeñas cantidades de elementos metálicos, como hierro, cobre, zinc o níquel que, aunque contribuyen muy poco a la masa total de partículas, pueden presentar efectos adversos muy significativos sobre la salud (Fuzzi et al., 2015).

El polvo mineral procede de la erosión de la corteza terrestre y su composición química depende de la ubicación. Estas partículas están constituidas por una compleja mezcla de minerales cuyas proporciones varían en función de la composición del suelo del que proceden, aunque el cuarzo (SiO<sub>2</sub>) y la calcita (CaCO<sub>3</sub>) suelen ser los más abundantes (Adebiyi et al., 2023).

El aerosol marino se genera por la explosión de burbujas en la superficie del agua oceánica. Su composición refleja la composición química del agua de los mares y océanos y está constituido mayoritariamente por cloruro de sodio y, en menor medida, por cloruro de magnesio y otras sales de sodio y magnesio (Fitzgerald, 1991).

Los iones inorgánicos mayoritarios (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) son de origen principalmente secundario y se producen en la atmósfera mediante reacciones fotoquímicas de precursores gaseosos (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno y amoníaco). Así, el SO<sub>2</sub> y los NO<sub>x</sub>, emitidos en gran medida por fuentes de combustión antropogénicas, pueden ser oxidados en la atmósfera dando lugar a los correspondientes ácidos sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) y nítrico (HNO<sub>3</sub>). La posterior neutralización de dichos ácidos con especies básicas como el amoníaco atmosférico genera partículas finas de sulfato y nitrato de amonio (Khoder, 2002), tal y como puede verse en las siguientes reacciones:



Los aerosoles de carbono son componentes muy mayoritarios del PM atmosférico, representando entre el 20 % y más del 50 % de la masa total de partículas, sobre todo de la fracción submicrométrica o PM<sub>1</sub> (De Gouw y Jiménez, 2009; Contini et al., 2018). En los siguientes apartados se describe el origen y efectos medioambientales de los aerosoles carbonosos.

#### 1.4. COMPUESTOS CARBONOSOS

Los aerosoles carbonosos son aquellas partículas cuyo componente principal es el carbono, excluyendo el presente en la fracción inorgánica que forma parte de la estructura de los carbonatos como la calcita y dolomita. Las partículas carbonosas se dividen en dos fracciones: carbono elemental (EC, del inglés *Elemental Carbon*) y carbono orgánico (OC, del inglés *Organic Carbon*). El carbono elemental que alcanza la atmósfera, de origen primario, se genera en procesos de combustión incompleta de carburantes fósiles y biomasa para la producción de energía eléctrica, el transporte, la industria y la calefacción doméstica (Contini et al., 2018). El EC tiene una estructura química idéntica a la del grafito impuro

(Ramachandran et al., 2009) y se acumula principalmente en partículas de tamaños inferiores a 1  $\mu\text{m}$  (Chen et al., 1997).

Por otro lado, el carbono orgánico, cuyo origen puede ser primario o secundario, presenta fuentes diversas, tanto naturales como antrópicas. Las emisiones directas de carbono orgánico primario (POC) se deben a procesos biogénicos y a la quema de combustible fósiles y biomasa, mientras que el carbono orgánico secundario (SOC) se produce en la atmósfera a partir de la oxidación y conversión de gas a partículas de compuestos orgánicos volátiles, de origen tanto natural como antropogénico (De Gouw y Jiménez, 2009; Contini et al., 2018). Como resultado, el OC está formado por una compleja mezcla de cientos de compuestos diferentes que incluyen desde especies no polares, como hidrocarburos alifáticos y aromáticos, hasta especies altamente polares como ácidos carboxílicos, azúcares y polialcoholes (Dong et al., 2024). Los procesos de generación de aerosoles orgánicos dan lugar a partículas mayoritariamente finas, por lo que el OC se distribuye principalmente en la fracción submicrométrica del aerosol atmosférico (Fuzzi et al., 2015).

Una fracción importante del OC son las especies solubles en agua (WSOC o *Water Soluble Organic Carbon*). Se considera que una parte significativa del WSOC está ligado a la generación de aerosoles orgánicos secundarios, aunque también puede tener un origen primario ya que se emite en procesos de combustión, principalmente por la quema de biomasa (Miyazaki et al., 2006; Yan et al., 2015). El WSOC está formado por una mezcla de compuestos polares altamente oxigenados, tanto alifáticos como aromáticos, que incluyen especies como ácidos carboxílicos, compuestos carbonílicos y alcoholes (Graham et al., 2002).

## 1.5. EFECTOS DEL MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO

Según estimaciones de 2019, la contaminación atmosférica genera anualmente más de 4 millones de muertes prematuras, tanto en ciudades como en zonas rurales de todo el planeta. En gran medida, esta mortalidad precoz se atribuye a la exposición al material particulado fino, que causa enfermedades cardiovasculares y respiratorias, e incluso distintos tipos de cáncer (Contaminación del aire ambiente (exterior), 2022). Según el análisis de La Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA), la contaminación atmosférica en Europa genera importantes riesgos para la salud, provocando muertes prematuras y enfermedades crónicas. En 2020, el 96% de la población urbana europea estuvo expuesta a concentraciones de  $\text{PM}_{2,5}$  superiores al valor guía de la OMS de 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , atribuyéndose como la causa de la muerte prematura de 238.000 personas (Air Quality in Europe, 2022).



Numerosos estudios epidemiológicos han demostrado una fuerte asociación entre las altas concentraciones de partículas en la atmósfera y el aumento de muertes prematuras y hospitalizaciones por patologías pulmonares (Dockery et al., 1993). Existen grupos de población específicos, particularmente los niños y los ancianos, que son más susceptibles que la población general a los efectos adversos inducidos por el PM (Kim et al., 2015; Zhang et al., 2016).

Cabe mencionar que este tipo de contaminantes no solo generan problemas a las personas, sino que también pueden causar perjuicio a otros seres vivos, así como daños sobre materiales y estructuras. El material particulado atmosférico deteriora el patrimonio histórico-cultural, ya que es propenso a depositarse sobre la superficie de edificios y construcciones expuestas (Dolske, 1995; Rodríguez y Sebastián, 1996; Del Monte et al., 2001). Las partículas depositadas producen ensuciamiento de las superficies ya que dan lugar a la formación de costras negras, generando daños estéticos (Böke et al., 1999). Está considerablemente aceptado que el EC, es un factor decisivo en la suciedad y formación de dichas costras negras (Grossi et al., 2003; Sabbioni, 2003). En general, sobre la capa más superficial de los monumentos prevalece la fracción de OC sobre EC (Bonazza et al., 2005).

Respecto a los efectos específicos de los aerosoles carbonosos sobre la salud y el medio ambiente, estos componentes han captado la atención mundial en las últimas décadas debido a su capacidad para alterar el balance radiativo terrestre, afectando al clima, y a que son agentes tóxicos potenciales para la salud de las personas (Li y Bai, 2009). El EC posee una gran capacidad de absorber la radiación solar y se ha demostrado que ejerce un papel importante en el cambio climático global, ya que ocasiona un forzamiento radiativo positivo (Bond et al., 2013). Además, se asocia con la reducción de la visibilidad atmosférica (Han et al., 2012), así como con un aumento de la mortalidad y los ingresos hospitalarios por causas respiratorias y cardiovasculares (Atkison et al., 2016).

Los aerosoles orgánicos presentan efectos adversos sobre la salud, que incluyen enfermedades respiratorias y cardiovasculares, como demuestran diferentes estudios epidemiológicos (Mauderly y Chow, 2008). Asimismo, se ha documentado que el OC contribuye de manera importante al aumento del riesgo de cáncer asociado con la contaminación del aire y tiene efectos sobre el sistema reproductivo (Mauderly y Chow, 2008; Weitekamp et al., 2020). Respecto a los efectos específicos de la fracción orgánica hidrosoluble, el WSOC se ha relacionado con la capacidad del PM de producir especies de oxígeno reactivas que generan estrés oxidativo en las células (Velali et al., 2016). Además, la presencia de aerosoles orgánicos solubles en agua tiene impacto sobre el clima debido a su

capacidad para absorber radiación solar en el rango UV cercano y visible, y a su influencia en la formación de nubes (Kanakidou et al., 2005; Laskin et al., 2015).



## 2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es determinar el contenido de compuestos carbonosos (EC, OC y WSOC) en las fracciones  $PM_1$  y  $PM_{10}$  en dos puntos de la ciudad de Elche con distintas características: un emplazamiento de tráfico y una estación de fondo urbano. Los objetivos específicos del estudio son los siguientes:

- (1) Comparar los valores de concentración de  $PM_1$  y  $PM_{10}$ , así como de compuestos carbonosos, en ambos emplazamientos.
- (2) Estudiar la evolución temporal de las concentraciones de PM y compuestos carbonosos.
- (3) Evaluar la influencia del tráfico en las concentraciones de los parámetros medidos.

Por otra parte, con el presente estudio se contribuye al cumplimiento de los siguientes Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 (Fig. 2): (1) Objetivo número 3 “Salud y bienestar”, (2) Objetivo número 11 “Ciudades y comunidades sostenibles”. (3) Objetivo número 13 “Acción por el clima”.

La contribución a los mencionados ODS se basa en que el presente trabajo incluye la medición en la ciudad de Elche de contaminantes atmosféricos de especial relevancia para la salud humana y el clima.



**Figura 2.** Objetivos de desarrollo sostenible a los que se contribuye con el presente estudio.

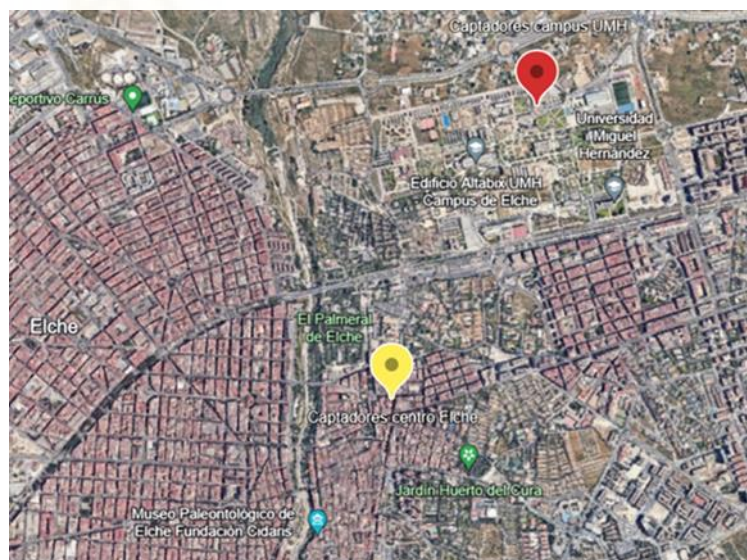
### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. PUNTOS DE MUESTREO

Se tomaron muestras de aerosoles atmosféricos en dos puntos de la ciudad de Elche con diferentes características. En la Fig. 3 se muestra la ubicación exacta de ambos emplazamientos.

El primero está ubicado en el centro de Elche, concretamente en la calle Puente Ortices, y puede considerarse un emplazamiento de tráfico. Esta calle cuenta con dos carriles de un único sentido, uno de los cuales está habilitado para la circulación únicamente de autobuses y taxis. La velocidad de la vía está limitada a 30 km/h. El punto de muestreo está situado aproximadamente a unos 5 m de altura sobre la acera, en el primer piso de unas oficinas pertenecientes a la Concejalía de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Elche. La calle tiene aproximadamente 7 m de ancho y está rodeada por edificios a ambos lados de unos 25 m de altura (Fig. 4).

El segundo punto de muestreo es una estación situada de forma permanente en el campus de la Universidad Miguel Hernández de Elche, junto al edificio Alcudia (Fig. 4). Se trata de una zona abierta, bien ventilada y con una influencia limitada de las emisiones directas del tráfico, por lo que puede considerarse un emplazamiento de fondo urbano. La carretera más cercana al punto de muestreo se encuentra aproximadamente a unos 40 m.



**Figura 3.** Ubicación de los puntos de muestreo (rojo campus de la UMH y amarillo centro de Elche) en Elche.



Figura 4. Puntos de muestreo en el centro de Elche (A y B) y en el campus de la UMH (C).

### 3.2. MUESTREOS

En ambos emplazamientos se tomaron simultáneamente muestras diarias de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  con una frecuencia de 3 veces a la semana, tanto en días laborables como en fines de semana y festivos. El periodo de muestreo abarca desde el 26 de noviembre de 2024 hasta el 28 de abril de 2025.

Las muestras se recogieron mediante dos captadores de bajo volumen ( $2,3 \text{ m}^3/\text{h}$ ) de la marca Comde-Derenda, con cabezal adecuado en función de la fracción a muestrear (Fig. 5). Se utilizaron filtros de fibra de cuarzo de 47 mm de diámetro. Los captadores se programaron para iniciar el muestreo cada día de medida a las 00:00 hora local y muestrearon las 24 horas siguientes.



Figura 5. Captadores de bajo volumen en el centro de Elche (izquierda) y en el campus de la UMH (derecha).



### 3.3. ANÁLISIS

#### 3.3.1. MEDIDA DE LA CONCENTRACIÓN DE PM<sub>1</sub> Y PM<sub>10</sub>.

La concentración de partículas se determinó mediante gravimetría (Norma UNE-EN 12341:2015). Para ello, los filtros se pesaron antes y después del muestreo en una balanza analítica Ohaus, serie Analytical Plus, modelo AP250D, con una sensibilidad de 10 µg. Antes de cada pesada, los filtros se acondicionaron durante al menos 24 h en una sala con una humedad relativa de entre 45 y 55%, y una temperatura de entre 19 y 21 °C.

Cada filtro se pesó 4 veces, dejando al menos un día entre dos pesadas consecutivas. La masa de cada filtro se determinó como la media aritmética de los cuatro valores. La concentración de PM<sub>1</sub> y PM<sub>10</sub> de las muestras (en µg/m<sup>3</sup>) se calculó dividiendo la masa de partículas, obtenida por diferencia de las pesadas post- y pre-captación, por el volumen de aire muestreado.

#### 3.3.2. ANÁLISIS TERMO-ÓPTICO

Los filtros se analizaron mediante un analizador termo-óptico de aerosoles de carbono de *Sunset Laboratory* que permite determinar el contenido de OC y EC de las muestras (Fig. 6). Se empleó el protocolo de análisis EUSAAR\_2 (Cavalli et al., 2010). Para ello, se cortó una porción rectangular de 1,5 cm<sup>2</sup> de cada filtro, la cual se introdujo en el horno del equipo. El procedimiento analítico se describe a continuación.

En primer lugar, el filtro se calienta en atmósfera inerte (helio) hasta una temperatura de 650 °C. Los compuestos orgánicos vaporizados en esta fase son oxidados catalíticamente a CO<sub>2</sub>, el cual es posteriormente reducido a metano en el metanizador del instrumento. El metano generado se mide entonces por medio de un detector de ionización de llama (*Flame Ionization Detector* o FID). En la segunda fase, la muestra se calienta hasta 800 °C en atmósfera oxidante (98 % helio y 2 % oxígeno), de manera que el EC de la muestra se oxida a CO<sub>2</sub>. De igual manera que en la primera fase, el dióxido de carbono se reduce a continuación a metano, el cual se mide mediante el FID.

Hay que tener en cuenta que durante la primera fase del análisis una fracción del OC piroliza, dando lugar a un grupo de compuestos con propiedades similares a las del EC y que reciben el nombre de carbono pirolítico o PC (del inglés, *Pyrolytic Carbon*). La distinción entre el PC y el EC se lleva a cabo por medio de un láser óptico que permite medir la transmisión de luz a través del filtro. Así, durante la primera fase del análisis se observa una reducción de la transmitancia a medida que se produce la pirólisis de parte del OC. El valor de la transmitancia vuelve a incrementarse al inicio de la segunda fase, debido a la oxidación a CO<sub>2</sub> del PC y el EC. Cuando el valor de transmitancia se iguala con el medido al inicio de la primera

fase se fija el conocido como *Split point*. La cantidad de metano medida durante la primera fase y durante la segunda fase hasta el *Split point* se considera proporcional al OC (e incluye el PC), mientras que el metano formado tras el *Split point* representa el EC real de la muestra.



Figura 6. Analizador termo-óptico Sunset Laboratory.

### 3.3.3. DETERMINACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO SOLUBLE EN AGUA

La determinación del WSOC se llevó a cabo mediante un analizador de carbono orgánico total TOC-L CHS de Shimadzu (Fig. 7). Para ello, se cortó un cuarto de cada filtro y se extrajo con 7,5 mL de agua milli-Q mediante agitación por ultrasonido durante 45 minutos. Los extractos se filtraron a través de un filtro de jeringa de 13 mm de diámetro y un tamaño de poro de 0,45  $\mu\text{m}$  para eliminar partículas insolubles y restos de fibras desprendidas del filtro. La concentración de WSOC en las muestras se determinó como el contenido de carbono orgánico no purgable (*Non-Purgeable Organic Carbon* o NPOC). Para ello, la muestra se acidifica con una disolución de HCl 1 M (lo que produce la transformación del carbonato presente en la muestra en  $\text{CO}_2$ ) y se burbujea con aire puro para eliminar el carbono orgánico volátil junto con el  $\text{CO}_2$  formado. A continuación, el NPOC se oxida mediante un catalizador de platino a  $680^\circ\text{C}$  para obtener  $\text{CO}_2$ , el cual se cuantifica mediante un sensor infrarrojo no dispersivo (*Non-Dispersive Infrared Sensor* o NDIR). La señal analógica del sensor NDIR forma un pico cuya área es proporcional a la concentración de carbono de la muestra.



Figura 7. Analizador de Carbono Orgánico Total (TOC).

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. VALORES PROMEDIO

Los valores medios de concentración de partículas PM<sub>1</sub> y PM<sub>10</sub> en los dos emplazamientos de medida durante el periodo de muestreo, así como las concentraciones de compuestos carbonosos en ambas fracciones, se muestran en la Tabla 1. Los promedios de cada uno de los parámetros medidos en los dos emplazamientos se compararon utilizando la prueba t de Student.

**Tabla 1.** Resumen estadístico de las concentraciones de PM y compuestos carbonosos entre finales de noviembre de 2023 y finales de abril de 2024 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

	Elche centro (Tráfico)							
	PM <sub>1</sub>				PM <sub>10</sub>			
	PM	OC	EC*	WSOC	PM*	OC*	EC*	WSOC*
Media	8,9	3,85	1,03	1,90	25,1	5,79	1,32	2,55
$\sigma$	4,8	1,40	0,57	0,66	11,3	2,21	0,74	1,05
Max	27,5	9,41	2,67	4,20	56,6	13,86	3,21	5,82
Mín	2,2	2,43	0,25	1,10	4,5	2,68	0,29	1,22
	UMH (Fondo urbano)							
	PM <sub>1</sub>				PM <sub>10</sub>			
	PM	OC	EC*	WSOC	PM*	OC*	EC*	WSOC*
Media	7,4	3,44	0,55	1,89	19,8	4,35	0,61	2,21
$\sigma$	4,8	1,41	0,35	0,74	10,0	1,69	0,36	0,96
Max	28,6	9,35	1,51	4,46	46,8	10,64	1,46	5,16
Mín	1,5	1,90	0,06	0,88	2,2	1,91	0,08	0,36

\* Diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) entre los valores promedio en el emplazamiento de tráfico y la estación de fondo urbano.

Puede observarse que las concentraciones de PM<sub>10</sub> fueron más altas en el emplazamiento del centro de Elche que en el campus de la Universidad Miguel Hernández, lo que puede atribuirse, por un lado, a la mayor intensidad de tráfico en el centro de la ciudad y, por otro, a que el emplazamiento de fondo urbano está situado en una zona abierta, en la que se facilita la dispersión de los contaminantes atmosféricos por el viento. Es importante tener en cuenta que una fracción importante de las emisiones directas de partículas por parte de los vehículos a motor se producen por la resuspensión de polvo de la calzada y el desgaste de componentes (como frenos y neumáticos). Estos procesos generan partículas mayoritariamente gruesas y, por tanto, tienen una mayor influencia sobre las concentraciones de PM<sub>10</sub> que de PM<sub>1</sub>. De hecho, para la fracción PM<sub>1</sub> no se observaron diferencias significativas en los valores promedio en ambos emplazamientos, debido a una mayor contribución en esta fracción de aerosoles secundarios, tanto orgánicos como inorgánicos



(Yubero et al., 2015; Majewski et al., 2018), cuyas concentraciones no se ven afectadas de manera inmediata por las emisiones directas de las fuentes.

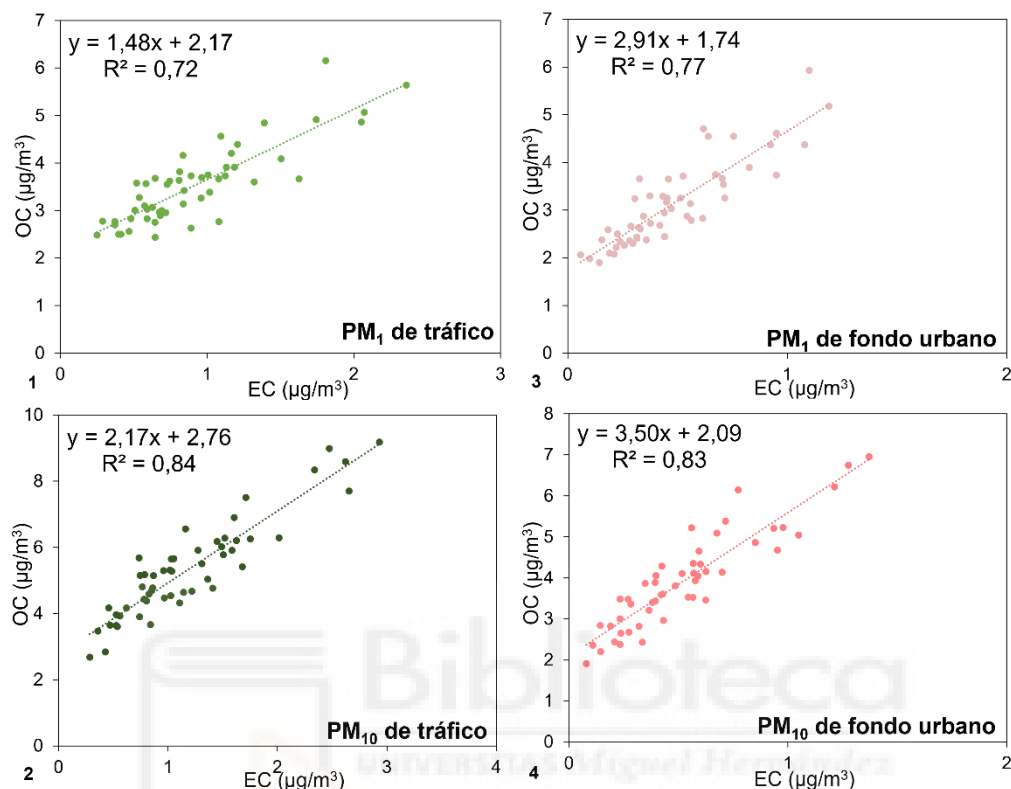
Los niveles promedio de OC también fueron superiores en  $PM_{10}$  en la estación de tráfico urbano, debido a las mayores emisiones directas de carbono orgánico primario (POC) por el tráfico. Además, como se ha comentado anteriormente, este emplazamiento se encuentra rodeado de edificios altos a ambos lados de la calle que dificultan la dispersión de los contaminantes atmosféricos, favoreciendo un aumento de sus concentraciones. Respecto a la concentración de OC en la fracción  $PM_1$ , los niveles fueron similares en las dos estaciones de medida. La causa más probable, tal y como se ha comentado anteriormente, es que la proporción de aerosoles orgánicos secundarios en esta fracción es mayor que en  $PM_{10}$ . De hecho, si consideramos al carbono orgánico hidrosoluble como un indicador de los niveles de compuestos orgánicos secundarios (García-Gálvez, 2023; Miyazaki et al., 2006), podemos observar que la contribución de WSOC a los niveles de OC fue superior en  $PM_1$  (50 % y 55% en los emplazamientos de tráfico y fondo urbano, respectivamente) que en  $PM_{10}$  (44 % y 50% en los emplazamientos de tráfico y fondo urbano, respectivamente).

Como puede observarse en la Tabla 1, los niveles de WSOC en ambos emplazamientos fueron muy similares, no registrándose diferencias significativas en la fracción  $PM_1$ . Hay que tener en cuenta que una fracción importante del carbono hidrosoluble puede formarse en reacciones fotoquímicas en la atmósfera (secundario), tal y como se acaba de mencionar, y los aerosoles secundarios pueden tener un origen regional, presentando concentraciones similares en emplazamientos de distinta tipología dentro de la misma área geográfica (Clemente et al., 2022; Zhang et al., 2021).

Respecto a los niveles de EC, considerado como un buen indicador de las emisiones del tráfico (Jones y Harrison, 2005), puede observarse que es el componente que experimentó un mayor aumento proporcional de su concentración en el emplazamiento de tráfico respecto a la estación de fondo urbano. Estos datos demuestran que el EC en ambas zonas está muy influenciado por el tráfico.

La fracción carbonosa (OC + EC) contribuyó alrededor de un 53 % a la concentración de  $PM_1$  en ambos emplazamientos, mientras que en la fracción  $PM_{10}$  dicha contribución representó menos del 30 % de la masa total de partículas. Este resultado puede explicarse teniendo en cuenta que la fracción  $PM_{10}$  contiene una mayor proporción de otros componentes, como polvo mineral o aerosol marino, que son más abundantes en la fracción gruesa ( $> 1 \mu m$ ).

La relación entre las concentraciones promedio diarias de OC y EC en los emplazamientos de tráfico y fondo urbano se muestra en la Fig. 8. Los elevados coeficientes de determinación, superiores a 0,72 en todos los casos, sugieren que, durante el periodo de medida, una fracción significativa del OC se debió a las emisiones del tráfico.



**Figura 8** Correlación entre el OC y EC de ambas fracciones en ambos emplazamientos.

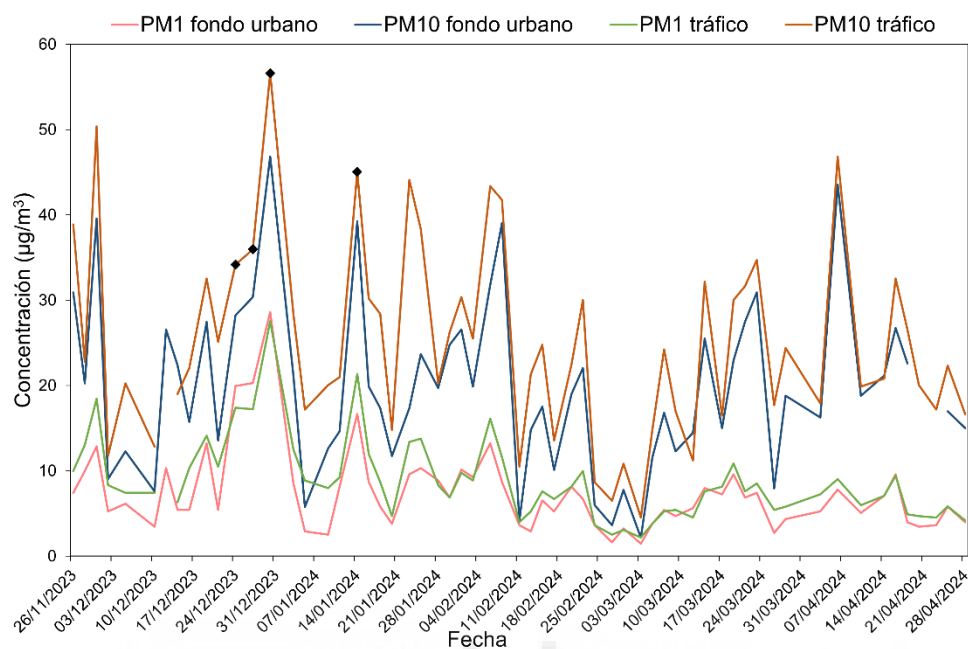
La tabla 2 muestra los ratios promedio entre las concentraciones de WSOC y OC durante el periodo de estudio. Los ratios en ambas fracciones fueron algo inferiores en el emplazamiento de tráfico que en la estación de fondo urbano, muy probablemente debido a que en el centro de Elche la influencia de las emisiones primarias de compuestos orgánicos por el tráfico son superiores, siendo menor la proporción de OC secundario.

**Tabla 2.** Ratios WSOC/OC en los emplazamientos de tráfico (Elche centro) y fondo urbano (UMH).

	ELCHE CENTRO	UMH
$\text{PM}_1$	0,49	0,55
$\text{PM}_{10}$	0,43	0,51

## 4.2. VARIABILIDAD TEMPORAL

La variabilidad temporal de las concentraciones de  $PM_1$  y  $PM_{10}$  en los dos emplazamientos se muestra en la Fig. 9.



**Figura 9.** Variabilidad temporal del material particulado en los emplazamientos de tráfico y fondo urbano.

Los niveles medios diarios registrados en el centro de Elche fueron superiores a los obtenidos en el campus de la UMH durante todo el periodo de medida. En general, al comienzo de la campaña de muestreo las concentraciones de  $PM_1$  y  $PM_{10}$  fueron superiores, produciéndose un descenso progresivo a medida que se produce el cambio de estación, particularmente en la fracción submicrométrica. Uno de los posibles factores que explican este comportamiento es el aumento de la altura de la capa de mezcla al pasar del invierno a la primavera, debido al aumento de la radiación solar que alcanza la superficie terrestre. La altura de la capa de mezcla puede considerarse una medida de la turbulencia vertical dentro de la capa límite atmosférica (Geiß et al., 2017), de manera que un aumento de esta favorece la dilución de los contaminantes atmosféricos, reduciendo sus concentraciones (Salvador et al., 2020).

Se puede observar que la variabilidad diaria de las concentraciones de PM fue similar en ambos emplazamientos, lo que se vio confirmado por los elevados coeficientes de correlación entre las concentraciones registradas en las dos estaciones de medida (Tabla 3). Esto sugiere que dicha variabilidad está fuertemente influenciada por las condiciones meteorológicas, tal y como se ha documentado en estudios previos. Así, en la Ciudad de Temuco (Chile), se encontró una fuerte asociación entre la concentración de  $PM_{2.5}$  y las variables meteorológicas (Quinteros et al., 2023). Por otra parte, Becker et al. (2021)

demonstraron también que la variabilidad temporal de los niveles de  $PM_{2.5}$  en Katmandú (Nepal) está principalmente condicionada por factores meteorológicos, puesto que el volumen de tráfico y las actividades industriales apenas varían durante el año.

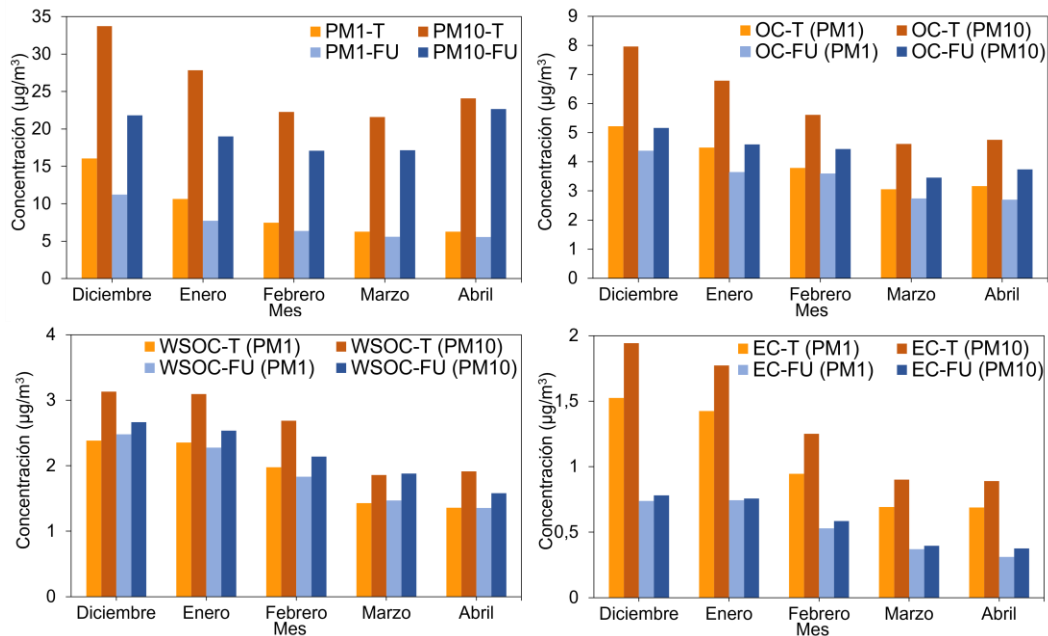
Los niveles de PM especialmente elevados que se registraron en las dos estaciones de medida en el periodo del 24 al 30 de diciembre y el 14 de enero de 2024 (puntos marcados en la Fig. 9), la península se encontró bajo la influencia un anticiclón. Esta situación meteorológica tan estable dificulta la dispersión de los contaminantes atmosféricos, aumentando su concentración en la atmósfera.

La relación entre los parámetros medidos ( $PM_1$ ,  $PM_{10}$  y compuestos carbonosos en ambas fracciones) en los dos emplazamientos se estudió utilizando el coeficiente de correlación de Pearson (Tabla 3). Por otra parte, la variación de las concentraciones promedio mensuales se muestra en la Fig. 10.

Las especies carbonosas asociadas a  $PM_1$  y  $PM_{10}$  presentaron una variación temporal muy similar en los dos emplazamientos, como se deduce de los resultados presentados en la Tabla 3 y la Fig. 10. Esto sugiere que dicha variabilidad está más influenciada por las condiciones meteorológicas en la zona de estudio que por las fuentes de emisiones de contaminantes en cada emplazamiento.

**Tabla 3.** Coeficientes de correlación de Pearson entre las concentraciones medidas en el emplazamiento de tráfico y la estación de fondo urbano.

	Fracción $PM_1$	Fracción $PM_{10}$
PM	0,79	0,89
EC	0,90	0,84
OC	0,84	0,83
WSOC	0,88	0,83



**Figura 10.** Variabilidad mensual de la concentración de contaminantes.  
T: zona de tráfico urbano y FU: zona de fondo urbano.

En la Fig. 10 se observa, tal y como se ha comentado anteriormente, una reducción progresiva de los niveles de PM y especies carbonosas al pasar del invierno a la primavera, lo que puede explicarse por el aumento de la altura de la capa de mezcla a medida que se incrementan la intensidad de la radiación solar y el número de horas de luz. En el caso de las fracciones orgánicas (OC y WSOC), otro factor que pudo contribuir a la reducción observada de las concentraciones es el aumento de las temperaturas, que favorece la evaporación de compuestos orgánicos semivolátiles de la fase particulada (Ruehl et al., 2011). La fracción submicrométrica se vio más afectada que la fracción  $PM_{10}$ ; de hecho, los niveles medios mensuales de  $PM_{10}$  experimentaron un aumento en abril. Esta variación puede atribuirse a un incremento de los niveles de partículas gruesas causado por:

- Un aumento de los procesos de resuspensión, favorecidos por la subida de las temperaturas.
- Una mayor proporción de aerosol marino, debido al establecimiento del régimen de brisas durante la primavera.
- Un incremento de las concentraciones de algunos compuestos secundarios, como los nitratos de calcio y sodio, que son más abundantes en la fracción gruesa y cuya formación se ve favorecida por el aumento de la radiación solar ya que se forman en reacciones fotoquímicas.

### 4.3. INFLUENCIA DEL TRÁFICO EN LOS NIVELES DE PM Y COMPUESTOS CARBONOSOS

Con el objetivo de estudiar el efecto del tráfico sobre las concentraciones de PM y compuestos carbonosos, se calcularon los niveles promedio en días laborables y en fines de semana y festivos, tanto en el emplazamiento de tráfico como en el de fondo urbano. Los resultados se muestran en la tabla 4.

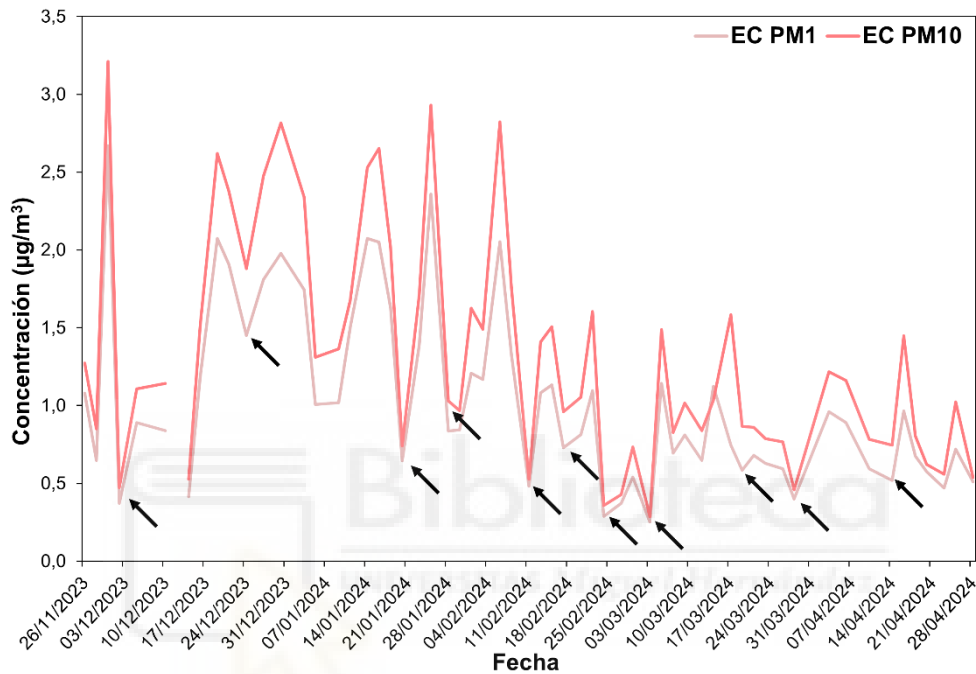
**Tabla 4.** Valores medios de concentración ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en días laborables y fines de semana/festivos.

FIN DE SEMANA Y FESTIVOS ELCHE CENTRO (N=23)									
	PM <sub>1</sub>				PM <sub>10</sub>				
	PM	OC	EC	WSOC	PM	OC	EC	WSOC	
Media	8,9	3,97	0,81	1,91	22,9	5,66	1,07	2,50	
$\sigma$	5,6	1,78	0,51	0,75	12,1	2,67	0,66	1,26	
LABORABLES ELCHE CENTRO (N=38)									
	PM <sub>1</sub>				PM <sub>10</sub>				
	PM	OC	EC	WSOC	PM	OC	EC	WSOC	
Media	9,7	3,97	1,14	1,93	27,2	6,08	1,45	2,60	
$\sigma$	7,43	1,67	0,69	0,68	15,35	2,74	0,86	1,03	
FIN DE SEMANA Y FESTIVOS UMH (N=22)									
	PM <sub>1</sub>				PM <sub>10</sub>				
	PM	OC	EC	WSOC	PM	OC	EC	WSOC	
Media	7,8	3,54	0,45	1,89	18,7	4,36	0,50	2,22	
$\sigma$	5,52	1,65	0,35	0,87	10,96	1,95	0,31	1,14	
LABORABLES UMH (N=37)									
	PM <sub>1</sub>				PM <sub>10</sub>				
	PM	OC	EC	WSOC	PM	OC	EC	WSOC	
Media	7,3	3,42	0,58	1,89	20,1	4,34	0,63	2,20	
$\sigma$	4,65	1,36	0,34	0,72	9,79	1,64	0,37	0,92	

En el emplazamiento de tráfico se produjo un aumento generalizado de los niveles de PM y compuestos carbonosos los días laborables (excepto para el WSOC), aunque dicho incremento solo fue estadísticamente significativo en el caso del EC, tanto en PM<sub>1</sub> como en PM<sub>10</sub>. Este resultado no es sorprendente y puede explicarse considerando que la fuente más importante de este contaminante en el caso urbano de la ciudad es la combustión de carburantes en los vehículos a motor. En la Fig. 11 se muestra la variación temporal del EC en el emplazamiento de tráfico durante el periodo de estudio. Se puede observar que aquellos

días no laborables coinciden con los mínimos de concentración, lo cual confirma que en esta zona el efecto de las emisiones vehiculares sobre los niveles de EC es importante.

La escasa variabilidad de los niveles de WSOC entre días laborables y festivos se debe a que el tráfico no se considera una fuente significativa de compuestos orgánicos hidrosolubles ya que, como se ha indicado en la *Introducción*, estos componentes se generan mayoritariamente en reacciones fotoquímicas o por la quema de biomasa.



**Figura 11.** Variabilidad temporal del EC en el emplazamiento de tráfico. Las flechas indican los fines de semana y festivos.

Por lo que se refiere al emplazamiento de fondo urbano, no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre días laborables y fines de semana para ninguno de los contaminantes medidos, lo que puede explicarse teniendo en cuenta que en este emplazamiento el impacto de las emisiones del tráfico es mucho menor que en la estación situada en el centro de la ciudad.

## 5. CONCLUSIONES Y PROYECCIÓN FUTURA

### 5.1. CONCLUSIONES

- Las concentraciones de  $PM_{10}$  en un emplazamiento de tráfico situado en el centro de Elche fueron superiores a los registrados en una estación de fondo urbano ubicada en el campus de la UMH, debido a que las emisiones de partículas primarias por el tráfico son mayores ya que la presencia de edificios dificulta la dispersión de contaminantes.
- En la fracción  $PM_1$  no se observaron diferencias significativas en ambos emplazamientos, muy probablemente debido a la mayor proporción en esta fracción de aerosoles secundarios cuyas concentraciones no están directamente influenciadas por las emisiones desde las fuentes.
- Las concentraciones de EC, cuya fuente principal en el casco urbano son las emisiones de los vehículos a motor, fueron significativamente superiores en el emplazamiento de tráfico que en la estación de fondo urbano.
- La contribución de WSOC a la concentración total de OC fue superior en la fracción submicrométrica que en  $PM_{10}$ , lo que confirma que la proporción de aerosoles orgánicos secundarios es mayor en esta fracción.
- La variabilidad temporal de los niveles de PM y especies carbonosas fue similar en los dos emplazamientos de medida, lo que apunta que dicha variabilidad está condicionada principalmente por factores meteorológicos.
- Las concentraciones de EC en la estación de tráfico fueron superiores los días laborables que los fines de semana/festivos, debido al mayor volumen de tráfico. Por el contrario, en el emplazamiento de fondo urbano no se registraron diferencias significativas, lo que indica que el impacto de las emisiones del tráfico en esta zona es muy inferior.

### 5.2. PROYECCIÓN FUTURA

Los resultados del presente trabajo pueden complementarse con estudios futuros que incluyan:

- Ampliación del periodo de medida con el objetivo de analizar en profundidad las variaciones estacionales de las concentraciones de PM y compuestos carbonosos.
- Análisis de otros componentes químicos del PM que permitan aplicar modelos estadísticos para identificar las fuentes de aerosoles en los dos emplazamientos, así como su contribución a los niveles medidos.
- Realización de campañas de muestreo en emplazamientos de distinta tipología a los estudiados en este trabajo como, por ejemplo, zonas rurales que permitan estimar los niveles de fondo regional de los parámetros medidos.



## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Adebiyi, A., Kok, J., Murray, B., Ryder, C., Stuu, J., Kahn, R., Knippertz, P., Formenti, P., Mahowald, N., Pérez C., Klose, M., Ansmann, A., Samset, B., Ito, A., Balkanski, Y., Biagio, C., N. Romanias, M., Huang, Y., Meng, J. (2023). A review of coarse mineral dust in the Earth system. *Aeolian Res.* 60, 100849.
- Air Quality in Europe, 2022. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022>. (Acceso el 13/06/2024).
- Atkinson, R.W., Analistis, A., Samoli, E., Fuller, G.W., Green, D.C., Mudway, I.S., Andreson, H.R., Kelly, F.J. (2016). Short-term exposure to traffic-related air pollution and daily mortality in London, UK. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 26, 125-132.
- Becker, S., Sapkota, R.P., Pokharel, B., Adhikari, L., Pokhrel, R.P., Khanal, S., Giri, B. (2021). Particulate matter variability in Kathmandu based on in-situ measurements, remote sensing and reanalysis data. *Atmos. Res.* 258, 105623.
- Böke, H., Hale, E., Caner-Saltik, E.N., Demirci, S. (1999). Effect of airborne particle on SO<sub>2</sub>-calcite reaction. *Appl. Surf. Sci.* 140, 70-82.
- Bonazza, A., Sabbioni, C., Ghedini, N. (2005). Quantitative data on carbon fractions in interpretation of black crusts and soiling on European built heritage. *Atmos. Environ.* 39, 2607-2618.
- Bond, T.C., Doherty, S.J., Fahey, D.W., Forster, P.M., Berntsen, T., DeAngelo, B.J., Flanner, M.G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P.K., Sarofim, M.C., Schultz, M.G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikinda, S.K., Hopke, P.K., Jacobson, M.Z., Kaiser, J.W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J.P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S.G., Zender, C.S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: a scientific assessment. *J. Geophys. Res. Atmos.* 118, 5380-5552.
- Bonvalot, L., Tuna, T., Fagault, Y., Sylvestre, A., Mesbah, B., Wortham, H., Jaffrezo, J.L., Marchand, N., Bard, E. (2019). Source apportionment of carbonaceous aerosols in the vicinity of a Mediterranean industrial harbor: A coupled approach based on radiocarbon and molecular tracers. *Atmos. Environ.* 2012, 250-261.
- Cavalli, F., Viana, M., Yttri, K.E.; Genberg, J., Putaud, J.P. (2010). Toward a standardised thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol. *Atmos. Meas. Tech* 3, 79-89.
- Chen, S.J., Liao, S.H., Jian, W.J., Lin, C.C. (1997). Particle size distribution of aerosol carbons in ambient air. *Environ. Internat.* 23, 1475-488.
- Clemente, A., Galindo, N., Nicolás, J.F., Crespo, J., Pastor, C., Yubero, E. (2023). Local versus regional contributions to PM<sub>10</sub> levels in the Western Mediterranean. *Aerosol Air Qual. Res.* 23, 230218.
- Contaminación del aire ambiente (exterior), 2022. [https://www.who.int/es/news-room/factsheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/factsheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). (Acceso el 13/06/2024).
- Contini, D., Vecchi, R., Viana, M. (2018). Carbonaceous aerosols in the atmosphere. *Atmos.* 9, 181.
- Dawson, M.L., Varner, M.E., Perraud, V., Ezell, M.J., Gerber, R.B., Finlayson-Pitts, B.J. (2012). Simplified mechanism for new particle formation from methanesulfonic acid, amines, and water via experiments and ab initio calculations. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 109, 18719-18724.

- De Gouw, J. Jiménez, J.L. (2009). Organic aerosols in the Earth's Atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7614-7618.
- Del Monte, M., Ausset, P., Forti, P., Lèfevre, R.A., Tolomelli, M. (2001). Air pollution records on selenite in the urban environment. *Atmos. Environ.* 35, 3885-3896.
- Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L152/1, de 11 de junio de 2008. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2008-81053>
- Dolske, D.A. (1995). Deposition of atmospheric pollutants to monuments, statues and buildings. *Sci. Total Environ.* 167, 15-31.
- Dockery, D.W., Arden, C., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G. Speizer, F.E. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.* 329, 1754-1759.
- Dong, Z., Li, X., Su, F., Kong, Z., Shang, L., Li, Z., Zhang, R. (2024). Molecular-scale investigation on the composition, sources and secondary generation of organic aerosols in polluted central China. *J. Clean. Prod.* 434,139830.
- Fitzgerald, J. (1991). Marine aerosols: A review. *Atmos. Environ.* 25, 533-545.
- Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M.C., Fowler, D., Koren, I., Langford, B., Lohmann, U., Nemitz, E., Pandis, S., Riipinen, I., Rudich, Y., Schaap, M., Slowik, J.G., Spracklen, D. V., Vignati, E., Wild, M., Williams, M., Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs, *Atmos. Chem. Phys.* 15, 8217–8299.
- García-Gálvez, A. (2023). Niveles de carbono orgánico soluble asociado al material particulado atmosférico en la ciudad de Elche. Trabajo de Fin de Grado, Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Geiß, A., Wiegner, M., Bonn, B., Schäfer, K., Forkel, R., von Schneidmesser, E., Münkel, C., Chan, K. L., Nothard, R. (2017). Mixing layer height as an indicator for urban air quality? *Atmos. Meas. Tech.* 10, 2969-2988.
- Graham, B., Mayol-Bracero, O.L., Guyon, P., Roberts, G.C., Decesari, S., Facchini, M.C., Artaxo, P., Maenhaut, W., Köll, P., Andreae, M.O. (2002). Water-soluble organic compounds in biomass burning aerosols over Amazonia 1. Characterization by NMR and GC-MS. *J. Geophys. Res. Atmos.* 107, 8047.
- Groma, V., Aföldi, B., Börcsök, E., Czömpöly, O., Fűri, P., Kéri, A.H., Kovács, G., Török, S., Osán, J. (2022). Sources and health effects of fine and ultrafine aerosol particles in an urban environment. *Atmos. Pollut. Res.* 13, 101302.
- Grossi, C.M., Esbert, R.M., Díaz-Pache, F., Alonso, F.J. (2003). Soiling of building stones in urban environments. *Build. Environ.* 38, 147-159.
- Han, S., Bian, H., Zhang, Y., Wu, J., Wang, Y., Tie, X., Li, Y., Li, X., Yao, Q., (2012). Effect of aerosols on visibility and radiation in spring 2009 in Tianjin, China. *Aerosol Air Qual. Res.* 12, 211-217.

- Jones, A.M., Harrison, R.M. (2005). Interpretation of particulate elemental and organic carbon concentrations at rural, urban and kerbside sites. *Atmos. Environ.* 39, 7114-7126.
- 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.
- Khoder, M.I. (2002). Atmospheric conversion of sulfur dioxide to particulate sulfate and nitrogen dioxide to particulate nitrate and gaseous nitric acid in an urban area. *Chemosphere* 49, 675-684
- Kim, K.H., Kabir, E., Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environ. Internat.* 74, 136-143.
- Laskin, A., Laskin, J., Nizkorodov, S.A. (2015). Chemistry of atmospheric brown carbon. *Chem. Rev.* 115, 4335-4382.
- Li, W., Bai, Z. (2009). Characteristics of organic and elemental carbon in atmospheric fine particles in Tianjin, China. *Particuology*, 7, 432-437.
- Majewski, G., Rogula-Kozłowska, W., Rozbicka, K., Rogula-Kopiec, P., Mathews, B., Brandyk, A. (2018). Concentration, chemical composition and origin of PM<sub>1</sub>: Results from the first long-term measurement campaign in Warsaw (Poland). *Aerosol Air Qual. Res.* 18, 636-654.
- Mauderly, J.L., Chow, J.C. (2008). Health effects of organic aerosols. *Inhal. Toxicol.* 20, 257-258.
- Miyazaki, Y., Kondo, Y., Takegawa, N., Komazaki, Y., Fukuda, M., Kawamura, K., Mochida, M., Okuzawa, K., Weber, R.J. (2006). Time-resolved measurements of water-soluble organic carbon in Tokyo. *Journal of Geophysical Research* 111, D23206
- Piscitello, A., Bianco, C., Casasso, A., Sethi, R. (2021). Non-exhaust traffic emissions: Sources, characterization, and mitigation measures. *Sci. Total Environ.* 766, 144440.
- Quinteros, M.E., Blanco, E., Sanabria, J., Rosas-Díaz, F., Blazquez, C.A., Ayala, S., Cárdenas-R, J.P., Stone, E.A., Sybesmah, K., Delgado-Saborit, J.M., Harrison, R.M., Ruiz-Rudolph, P. (2023). Spatio-temporal distribution of particulate matter and wood-smoke tracers in Temuco, Chile: A city heavily impacted by residential wood burning. *Atmos. Environ.* 294, 119529.
- Ramachandran, S., Rengarajan, R., Sarin, M.M. (2009). Atmospheric carbonaceous aerosols: issues, radiative forcing and climate impacts. *Curr. Sci.* 97, 18-20.
- Rodríguez, C., Sebastian, E. (1996) Role of particulate matter from vehicle exhaust on porous building stones (limestone) sulfation. *Sci. Total Environ.* 187, 79-91.
- Ruehl, C. R., Ham, W. A., Kleeman, M. J. (2011). Temperature-induced volatility of molecular markers in ambient airborne particulate matter. *Atmos. Chem. Phys.* 11, 67-76.
- Sabbioni, C. (2003). Mechanisms of air pollution damage to stone. En: *The effects of air pollution on the built environment. Air Pollution Reviews Vol. 2*, Ed. Peter Brimblecombe, 63-106.
- Salazar, S., Manriquez, F., Carrera, L.M., Bravo, J.L. (1993). Elemental and morphological Analyses of Atmospheric Particles from southwestern Part of Mexico City. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 247-254.

- Salvador, P., Pandolfi, M., Tobías, A., Gómez-Moreno, F.J., Molero, F., Barreiro, M., Pérez, N., Revuelta, M.A., Martínez Marco, I., Querol, X., Artíñano, B. (2020). Impact of mixing layer height variations on air pollutant concentrations and health in a European urban area: Madrid (Spain), a case study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 41702–41716.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, Third Edition. Wiley, New York.
- Velali, E., Papachristou, E., Pantazaki, A., Choli-Papadopoulou, Planou, S., Koura, A., Manoli, E., Besis, A., Voutsas, D. (2016). Redox activity and in vitro bioactivity of the water-soluble fraction of urban particulate matter in relation to particle size and chemical composition. *Environ. Pollut.* 208, 774-786.
- Weitekamp, C.A., Stevens, T., Stewart, M.J., Bhave, P., Gilmour, M.I. (2020). Health effects from freshly emitted versus oxidatively or photochemically aged air pollutants. *Sci. Total Environ.* 704, 135772.
- Yan, C., Zheng, M., Sullivan, A.P., Bosch, C., Desyaterik, Y., Andersson, A., Li, X., Guo, X., Zhou, T., Gustafsson, O., Collett, J.L. (2015). Chemical characteristics and light-absorbing property of water-soluble organic carbon in Beijing: Biomass burning contributions. *Atmos. Environ.* 121, 4-12.
- Yubero, E., Galindo, N., Nicolás, J.F., Crespo, J., Calzolari, G., Lucarelli, F. (2015). Temporal variations of PM<sub>1</sub> major components in an urban street canyon. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 13328-13335.
- Zhang, S., Li, L., Gao, W., Wang, Y., Yao, X. (2016). Interventions to reduce individual exposure of elderly individuals and children to haze: a review. *J. Thorac. Dis.* 8, E62-E68.
- Zhang, X., Murakami, T., Wang, J., Aikawa, M. (2021). Sources, species and secondary formation of atmospheric aerosols and gaseous precursors in the suburb of Kitakyushu, Japan. *Sci. Total Environ.* 763, 143001.