



CIENCIAS AMBIENTALES  
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

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



# COMPARACIÓN DE LA ABSORCIÓN DE LA RADIACIÓN POR AEROSOLAS EN DOS ENTORNOS DEL SURESTE IBÉRICO

TRABAJO DE FIN DE GRADO

Autor: Manish Kandel

Tutores: Marina Alfosea Simón y Álvaro Clemente María

Curso Académico: 2024-2025

## RESUMEN

Los aerosoles atmosféricos juegan un papel clave en el balance radiativo terrestre debido a su capacidad para absorber y dispersar la radiación solar. Entre ellos, el *Black Carbon* (BC) y el *Brown Carbon* (BrC) destacan por su alto poder de absorción y su relación directa con fuentes antropogénicas como el tráfico rodado y la quema de biomasa. Este estudio analiza las diferencias en las propiedades ópticas de los aerosoles absorbentes entre dos entornos del sureste ibérico: uno urbano (Universidad Miguel Hernández, Elche) y otro rural (Benejama), durante el mes de febrero de 2024. Se emplearon aetalómetros AE33 para la medición espectral de absorción y se aplicaron métodos gravimétricos para cuantificar  $PM_{10}$ . Se calcularon indicadores como el exponente de Ångström (AAE) y el porcentaje de absorción atribuible a biomasa (% BB). Los resultados muestran valores similares de BC en ambas estaciones, lo que sugiere una posible influencia común del tráfico. No obstante, el entorno rural presentó mayores niveles de BrC, evidenciando una mayor presencia de emisiones por quema de biomasa. Las diferencias en los perfiles horarios y en la correlación AAE-% BB refuerzan esta interpretación. El trabajo subraya la necesidad de considerar tanto BC como BrC en evaluaciones de calidad del aire, y destaca el valor de las mediciones ópticas como herramienta para el análisis de fuentes y procesos atmosféricos en contextos urbanos y rurales.

**Palabras clave:** Carbono Negro (BC), Carbono Marrón (BrC), quema de biomasa,  $PM_{10}$ , Exponente de Ångström (AAE)

## ABSTRACT

Atmospheric aerosols play a key role in the Earth's radiative balance due to their ability to absorb and scatter solar radiation. Among them, Black Carbon (BC) and Brown Carbon (BrC) stand out for their high absorption power and their direct relationship with anthropogenic sources such as road traffic and biomass burning. This study analyzes the differences in the optical properties of absorbing aerosols between two environments in southeastern Iberia: one urban (Miguel Hernández University, Elche) and the other rural (Benejama), during the month of February 2024. AE33 aetalometers were used for spectral absorption measurements, and gravimetric methods were applied to quantify PM<sub>10</sub>. Indicators such as the Ångström exponent (AAE) and the percentage of absorption attributable to biomass (% BB) were calculated. The results show similar BC values at both stations, suggesting a possible common influence of traffic. However, the rural environment presented higher levels of BrC, demonstrating a greater presence of emissions from biomass burning. The differences in the hourly profiles and in the AAE-% BB application reinforce this interpretation. The study underscores the need to consider both BC and BrC in air quality assessments and highlights the value of optical measurements as a tool for analyzing atmospheric sources and processes in urban and rural contexts.

**Keywords:** Black Carbon (BC), Brown Carbon (BrC), biomass burning, PM<sub>10</sub>, Ångström Exponent (AAE)

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	5
<b>1.1. Definición y características generales de los aerosoles</b> .....	5
<b>1.2. Composición química y fuentes principales</b> .....	7
1.2.1. Partículas primarias .....	7
1.2.2. Partículas secundarias .....	9
<b>1.3. <i>Black Carbon</i> y <i>Brown Carbon</i></b> .....	10
1.3.1. Definición y propiedades del <i>Black Carbon</i> .....	10
1.3.2. Definición y propiedades del <i>Brown Carbon</i> .....	10
<b>1.4. Fuentes de <i>Black Carbon</i></b> .....	11
<b>1.5. Efectos del BC y BrC sobre el clima</b> .....	12
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	15
<b>3. METODOLOGÍA</b> .....	16
<b>3.1. Localización geográfica y temporal del estudio</b> .....	16
<b>3.3. Variables estudiadas</b> .....	18
3.3.1. Determinación gravimétrica de la concentración de PM .....	18
3.3.2. Determinación de las propiedades de absorción óptica .....	19
3.3.3. Exponente de Absorción de Angstrom .....	21
3.3.4. Coeficiente de absorción del BrC .....	22
<b>3.4. Meteorología</b> .....	23
<b>3.5. Tests estadísticos</b> .....	23
<b>4. RESULTADOS Y DISCUSIONES</b> .....	24
<b>4.1. Análisis meteorológico</b> .....	24
<b>4.2. Concentraciones de PM<sub>10</sub></b> .....	25
<b>4.2 Parámetros ópticos de absorción</b> .....	27
4.2.1 Valores estadísticos .....	27
4.2.2 Distribución porcentual de frecuencias .....	29
4.2.3. Evolución temporal diaria .....	30
<b>4.3. Valores de absorción del BC y BrC</b> .....	32
4.3.1. Evolución horaria .....	33
<b>5. CONCLUSIONES</b> .....	35
<b>6. PROYECCIÓN FUTURA</b> .....	35
<b>7. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	36

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Definición y características generales de los aerosoles

Los aerosoles, son las partículas sólidas o líquidas suspendidas en el aire, quedando excluida el agua pura en forma de gotas o cristales de hielo (Galindo *et al.*, 2011; Mészáros, 1999; Popoola *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.*, 2007; Yadav y Devi, 2019). En el ámbito de la calidad del aire, el término material particulado (*particulate matter*, PM) se emplea con frecuencia como sinónimo de aerosoles. Estas partículas presentan una amplia variabilidad en su tamaño, que puede oscilar desde unos pocos nanómetros (nm) hasta decenas de micrómetros ( $\mu\text{m}$ ), dependiendo de factores como su origen o las transformaciones físico-químicas que experimentan durante su permanencia en la atmósfera (Rodríguez *et al.*, 2007). A pesar de que los aerosoles son ubicuos en la baja troposfera, sus concentraciones varían significativamente debido a la diversidad de fuentes emisoras y a su tiempo de residencia relativamente corto en el aire, el cual puede abarcar desde unas pocas horas hasta varias semanas.

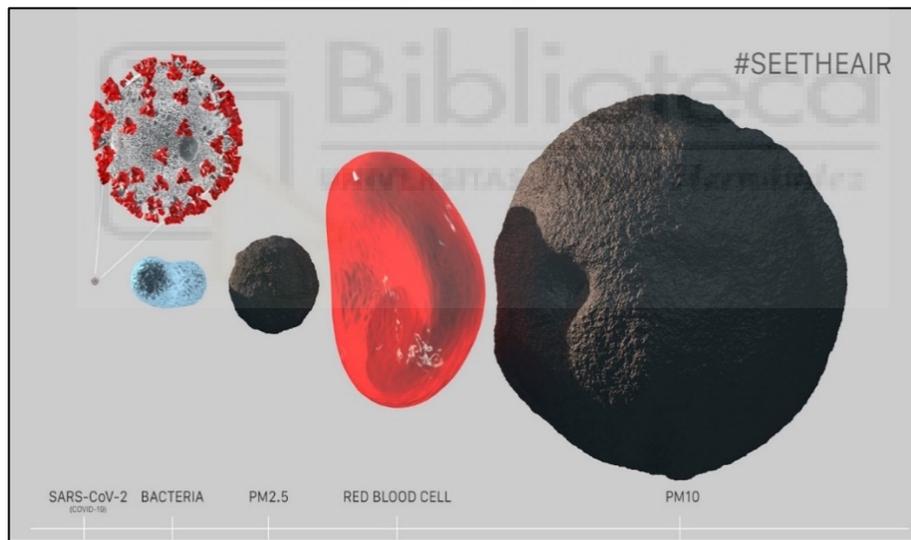
El material particulado puede clasificarse en función de su origen en partículas primarias y secundarias. Los aerosoles primarios son emitidos directamente a la atmósfera en forma de partículas. Ejemplos de estos incluyen aquellos generados por la acción del viento sobre superficies oceánicas o terrestres, así como las partículas liberadas durante procesos de combustión incompleta. Por el contrario, los aerosoles secundarios se forman en la atmósfera a partir de transformaciones físico-químicas de precursores gaseosos o particulados.

Otra clasificación relevante del material particulado se basa en el tamaño de las partículas (Figura 1), dividiéndolo en tres categorías principales: partículas submicrométricas ( $\text{PM}_{1}$ ), partículas finas ( $\text{PM}_{2,5}$  -  $\text{PM}_{1}$ ) y partículas gruesas ( $\text{PM}_{10}$  -  $\text{PM}_{2,5}$ ) (Galindo *et al.*, 2011). Esta clasificación es particularmente significativa debido a la relación directa entre el tamaño de las partículas, su capacidad para penetrar en el sistema respiratorio y sus potenciales efectos adversos sobre la salud humana. Las fracciones más finas, como  $\text{PM}_{2,5}$  y  $\text{PM}_{1}$ , son capaces de llegar a las regiones más profundas del sistema respiratorio, incluyendo los alvéolos pulmonares, lo que incrementa el riesgo de desarrollar enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Wichmann y Peters, 2000).

En este contexto, la Directiva 2008/50/CE de la Unión Europea subraya la importancia de monitorizar dos fracciones específicas de material particulado:  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2,5}$ .

La fracción  $PM_{10}$  se refiere al conjunto de partículas que quedan retenidas en un filtro después de atravesar un cabezal que las selecciona en función de su tamaño y que tiene una eficiencia de corte del 50 % para las partículas de  $10\ \mu m$  de diámetro aerodinámico (Galindo et al., 2011). Puede emplearse una definición equivalente para la fracción  $PM_{2,5}$  siendo en este caso  $2,5\ \mu m$  de diámetro aerodinámico de corte (Figura 1). Cabe destacar que el diámetro aerodinámico se define como el tamaño de una esfera de densidad  $1\ g/cm^3$  que presenta la misma velocidad de deposición por gravedad que la partícula analizada, bajo las mismas condiciones de temperatura, humedad relativa y presión (DeCarlo et al., 2004).

Numerosos estudios epidemiológicos han evidenciado una correlación entre la exposición a altas concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$  con un aumento en la incidencia de mortalidad y morbilidad en la población (Liu et al., 2022; Polichetti et al., 2017; Yang et al., 2021). Investigaciones recientes destacan que estas fracciones de partículas están asociadas con enfermedades respiratorias, cardiovasculares y otros efectos nocivos en la salud (Feng et al., 2016; Kim et al., 2015; Popoola et al., 2018).



**Figura 1.** Comparación de tamaños entre distintas partículas y estructuras biológicas. Fuente: See The Air.

Las partículas gruesas tienen su origen principalmente en procesos mecánicos: erosión de la corteza terrestre; explosión de burbujas en la superficie de mares y océanos, y fragmentación y transporte por parte del viento de materiales orgánicos biogénicos. Por otro lado, las partículas finas derivan, en su mayoría, de procesos de combustión y de la conversión de gases en partículas en la atmósfera. Dentro de esta fracción, destacan compuestos como el carbono orgánico (OC) y el carbono elemental (EC), entre otros (Rodríguez et al., 2007; Galindo et al., 2011).

Las características del material particulado dependen, no solo de las fuentes presentes en una región específica, sino también de fenómenos como el transporte regional o continental de partículas y las condiciones meteorológicas particulares de cada área geográfica. Factores como la dirección y velocidad del viento, la estabilidad atmosférica y la presencia de fenómenos de inversión térmica influyen en la variabilidad temporal de la concentración del PM (Yadav y Devi, 2019).

## 1.2. Composición química y fuentes principales

Los aerosoles, tanto primarios como secundarios, son una mezcla compleja de partículas constituidas por iones hidrosolubles ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , etc.), compuestos carbonosos (OC y EC) y metales (Si, Al, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, etc.).

Algunos de estos componentes son emitidos directamente en forma particulada por fuentes naturales: mares y océanos y corteza terrestre; y otros, por fuentes antropogénicas: tráfico rodado, quema de biomasa e industrias. Las partículas emitidas por estas fuentes se clasifican como primarias.

Otros de los componentes del aerosol como sulfatos, nitratos y algunos compuestos orgánicos se forman en la atmósfera partir de precursores gaseosos como  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  y compuestos orgánicos volátiles (COVs), respectivamente. Estos precursores pueden ser emitidos por fuentes naturales o antropogénicas.

### 1.2.1. Partículas primarias

#### a) Tráfico rodado

El transporte de personas y mercancías mediante vehículos a motor es una fuente importante de material particulado primario y secundario, especialmente en entornos urbanos.

Por un lado, la combustión incompleta de los carburantes emite partículas ricas en compuestos de carbono orgánico y hollín, cuyo principal componente es EC. Además, produce gases como óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), precursor de nitratos secundarios en la atmósfera.

Por otro lado, la abrasión de los frenos de los vehículos emite Cr, Fe, Cu, Ba y Sb, mientras que el Zn es el principal trazador del desgaste de neumáticos (Grigoratos y Martini, 2015).

Las partículas emitidas por el transporte, especialmente las más finas ( $\text{PM}_{2,5}$  y  $\text{PM}_1$ ), tienen impactos significativos en la salud al penetrar profundamente en el sistema respiratorio (Chirico *et al.*, 2010).

## **b) Industrias**

Las actividades industriales, particularmente la combustión de carbón en plantas energéticas, emiten partículas primarias como cenizas y metales pesados (cadmio, plomo, mercurio). Además, en la combustión de carbón se emite  $\text{SO}_2$ , que en la atmósfera se oxida para dar lugar a aerosoles secundarios de sulfato. Estos contaminantes no solo afectan la calidad del aire local y regional, sino que también tienen efectos en la salud debido a su toxicidad y bioacumulación (Calvo *et al.*, 2013).

## **c) Quema de biomasa**

La quema de biomasa, tanto doméstica como agrícola, libera partículas carbonosas ricas en compuestos carbonosos (OC y EC), entre los que destaca el levoglucosano, un anhidroazúcar generado en la pirólisis de la celulosa y la hemicelulosa (Bhattarai *et al.*, 2019; Galindo *et al.*, 2021). Además, la quema de madera y otros residuos vegetales emite hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), compuestos orgánicos volátiles altamente tóxicos y cancerígenos. Este proceso es una fuente importante de partículas primarias en áreas rurales, pero también de aerosoles orgánicos secundarios, procedentes de la oxidación de los COVs emitidos (Bond *et al.*, 2013).

## **d) Fuentes naturales**

Las fuentes naturales de partículas incluyen diversos procesos que contribuyen significativamente a las concentraciones y composición química del aerosol, especialmente en la fracción  $\text{PM}_{10}$ .

El polvo mineral se origina en regiones desérticas y semiáridas, donde las partículas son arrastradas por el viento, siendo transportadas grandes distancias y afectando tanto a regiones cercanas a la zona de emisión, como a regiones remotas. Los elementos que más abundan en las partículas minerales son Mg, Si, Al, K, Ca, Ti, Mn y Fe, entre otros.

Por su parte, el aerosol marino es generado por el oleaje, que emite pequeñas gotas con sales disueltas a la atmósfera y tiene una influencia importante en las regiones costeras. Estas partículas están enriquecidas en  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Mg}^{2+}$ .

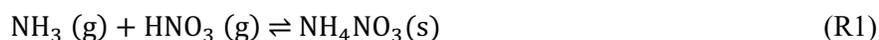
Finalmente, las erupciones volcánicas emiten grandes cantidades de cenizas y  $\text{SO}_2$ , precursor de partículas secundarias de sulfato, alterando significativamente la composición atmosférica a escala local, regional o global, dependiendo de la magnitud del evento (Calvo *et al.*, 2013).

## 1.2.2. Partículas secundarias

Las partículas secundarias se forman en la atmósfera como resultado de transformaciones físico-químicas de compuestos gaseosos emitidos por fuentes primarias. Los principales precursores gaseosos de aerosoles secundarios son:

### a) Óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>)

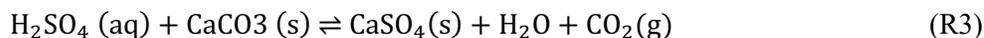
Los NO<sub>x</sub>, procedentes principalmente de actividades antropogénicas, se oxidan en la atmósfera en fase gaseosa dando lugar a HNO<sub>3</sub>, el cual puede reaccionar con amoníaco para dar lugar a partículas finas de nitrato de amonio (R1):



El nitrato de amonio es un compuesto térmicamente inestable, por lo que su formación se ve favorecida en las estaciones frías. En las estaciones cálidas o en ausencia de amonio, el ácido nítrico puede reaccionar con partículas gruesas de origen mineral (e.g. CaCO<sub>3</sub>) o de origen marino (NaCl) dando lugar a partículas secundarias de Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> y NaNO<sub>3</sub>, respectivamente (Galindo et al, 2008; Querol *et al.*, 2004a).

### b) Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>)

El SO<sub>2</sub>, liberado principalmente en erupciones volcánicas y la combustión de carbón, se oxida en la atmósfera dando lugar a H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Posteriormente, el ácido sulfúrico puede intervenir en distintas reacciones, favoreciendo la formación de partículas finas de sulfato de amonio (R2) o de partículas gruesas de sulfato de calcio (R3), por ejemplo (Viana, 2003).



### c) Compuestos orgánicos volátiles (COVs)

Los COVs pueden tener origen antropogénico, como la fracción BTEX (Benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos), emitida en la combustión de carburantes fósiles, u origen biogénico, como el isopreno y los terpenos. Una vez emitidos, estos compuestos son susceptibles de ser oxidados en la atmósfera para dar lugar a compuestos menos volátiles que condensan en forma de aerosoles orgánicos secundarios (Guenther *et al.*, 2006).

### 1.3. *Black Carbon y Brown Carbon*

El carbono negro (BC) (black carbon) y el carbono marrón (BrC) (brown carbon) son componentes importantes del material particulado atmosférico que influyen significativamente en el clima y la calidad del aire. Ambos tienen características y efectos distintos, por lo que es fundamental entender sus definiciones y propiedades para evaluar su impacto ambiental.

#### 1.3.1. Definición y propiedades del *Black Carbon*

El BC se define como una sustancia idealmente absorbente de luz compuesta únicamente por carbono. Se genera durante la combustión incompleta de materiales carbonosos, así como por pirólisis, donde la estructura química del material particulado sufre modificaciones por la pérdida de hidrógeno y/u oxígeno a temperaturas superiores a 250 °C (Chow *et al.*, 2004). También puede formarse a partir de procesos como la deshidratación de azúcares o el calentamiento de madera en atmósferas sin oxígeno (Schwartz y Lewis, 2012; Petzold *et al.*, 2013).

El BC no es soluble en agua ni en solventes orgánicos comunes, como metanol y acetona, y permanece estable en presencia de oxígeno puro a temperaturas de hasta 350 °C (Watson *et al.*, 2005). Sus propiedades ópticas, como su alta capacidad para absorber luz en el espectro visible, lo convierten en un componente importante en el estudio del forzamiento radiativo (Yang *et al.*, 2006).

#### 1.3.2. Definición y propiedades del *Brown Carbon*

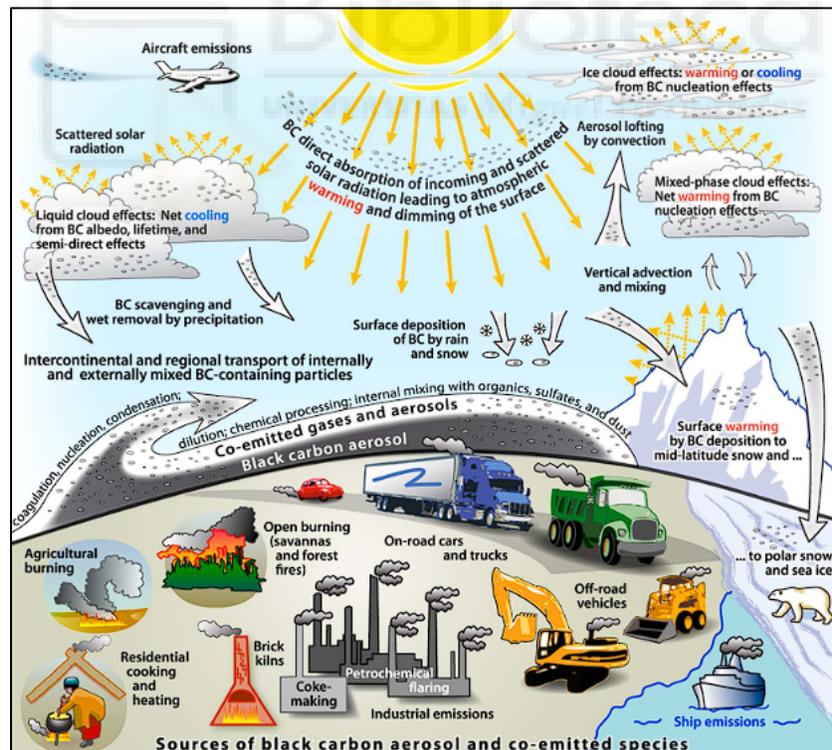
El BrC es una subfracción del carbono orgánico (OC) que se caracteriza por su capacidad de absorber radiación solar en las regiones del ultravioleta (UV) y del visible (VIS), especialmente en longitudes de onda cortas. Esta propiedad óptica lo diferencia del resto del OC, que es mayoritariamente no absorbente (Andreae & Gelencsé, 2006)

Desde el punto de vista de su origen, el BrC se emite principalmente durante procesos de combustión incompleta de biomasa, como la quema de leña, rastrojos o residuos agrícolas. No obstante, también puede estar presente en emisiones procedentes de combustibles fósiles (como el gasóleo) y en aerosoles orgánicos secundarios (SOA) formados en la atmósfera por oxidación de compuestos orgánicos volátiles (COVs).

## 1.4. Fuentes de *Black Carbon*

En la Figura 2 se observan las principales fuentes de emisión de BC: la quema de biomasa en bosques y sabanas; el uso de combustibles sólidos para calefacción y cocina; los motores diésel en vehículos y maquinaria; y las actividades industriales. En menor medida, el transporte aéreo y marítimo también contribuyen a su emisión. Sin embargo, cuantificar con precisión la cantidad de BC liberado a la atmósfera sigue siendo un desafío, ya que su emisión varía según las condiciones de combustión y las características de cada fuente emisora.

Una vez emitido, el BC puede viajar grandes distancias antes de ser eliminado de la atmósfera por deposición seca o húmeda (a través de la precipitación), con una vida media aproximada de una semana. Durante su permanencia en la atmósfera, el *Black Carbon* puede ejercer un efecto directo, semi-directo o indirecto sobre el balance radiativo terrestre alterando también el ciclo hidrológico, la formación de nubes, la circulación atmosférica y los patrones de precipitación (Bond et al., 2013).



**Figura 2.** Resumen esquemático de las principales fuentes de emisión de carbono negro y de los procesos que controlan su distribución en la atmósfera y determinan su papel en el sistema climático. (Bond et al., 2013).

## 1.5. Efectos del BC y BrC sobre el clima

Aunque el BC representa aproximadamente un 10 % de la masa de los aerosoles atmosféricos, tiene un impacto desproporcionadamente alto en el medio ambiente. Esto se debe a su capacidad única de absorber radiación solar en un amplio rango de longitudes de onda, desde el ultravioleta hasta el infrarrojo, lo que lo diferencia de los gases de efecto invernadero como el CO<sub>2</sub> y el CH<sub>4</sub>, que absorben para bandas concretas del infrarrojo (Bond *et al.*, 2013; Hess *et al.*, 1998; Wei *et al.*, 2020). Como el aerosol con mayor capacidad de absorción de luz, el BC transforma la energía electromagnética absorbida en energía térmica, generando un forzamiento radiativo positivo en la troposfera y alterando el balance energético del sistema atmósfera-Tierra (Andreae y Gelencsér, 2006; Buseck *et al.*, 2014; McConnell *et al.*, 2007).

Como se ha comentado anteriormente, el BC puede ejercer distintos tipos de efecto sobre el forzamiento radiativo terrestre. No obstante, se debe tener en cuenta que el BrC también contribuye al forzamiento radiativo, en particular en regiones con emisiones significativa de biomasa o combustión incompleta (Feng *et al.*, 2016).

A continuación, se describen los principales tipos de forzamiento radiativo asociados al BC, los cuales también pueden aplicarse, en menor medida, al BrC:

- a) **Forzamiento radiativo directo:** consiste en la absorción de la radiación procedente del Sol, lo que contribuye a calentar la troposfera y reduce la cantidad de radiación de onda corta que llega a la superficie terrestre. Este efecto directo supone un forzamiento radiativo positivo, ya que la emisión de radiación IR por parte del BC hacia la superficie terrestre supone el calentamiento de esta.
- b) **Forzamiento radiativo semi-directo:** con este concepto se hace referencia a la evaporación de las gotas de agua o la fusión de los cristales de hielo que constituyen las nubes como consecuencia del calentamiento de la troposfera ocasionado por la presencia de partículas de BC.
- c) **Forzamiento radiativo indirecto:** se basa en la propiedad del BC de actuar como núcleo de condensación de gotas y cristales de hielo en la formación de nubes. La presencia de BC en la atmósfera puede modificar tanto la cantidad como el tamaño de las gotas de agua, lo que a su vez altera la reflectividad y la vida media de las nubes.

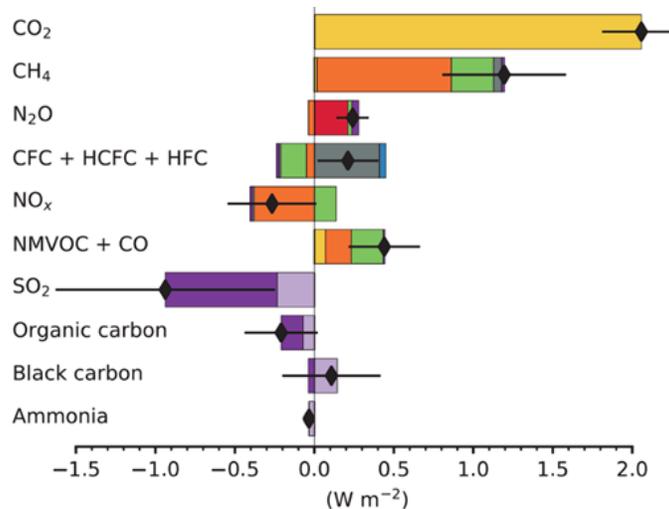
La capacidad del BC de actuar como núcleo de condensación de nubes y como núcleo de congelación puede conllevar un aumento de la cubierta nubosa y de la reflectividad de la nube, tanto de nubes en fase líquida como en fase mixta (gotas de agua y cristales de hielo) o nubes de hielo (a altitudes de más de 6.000 m) (Bond *et al.*, 2013). La mayor cobertura nubosa y su mayor reflectividad supondría un forzamiento radiativo negativo (enfriamiento) ya que reduciría la cantidad de radiación de onda corta que llega a la superficie terrestre.

A mayor cantidad de núcleos de condensación/congelación, más gotas de agua o cristales de hielo y de menor tamaño compondrán la nube, lo que se traduce en una mayor superficie específica (mayor reflectividad) y una mayor vida media de la nube, dado que, a menor tamaño de gota, menor es la velocidad de crecimiento de la misma por condensación.

Nótese el signo opuesto de los forzamientos radiativos debidos al efecto semi-indirecto (calentamiento) y del efecto indirecto (enfriamiento). El que se dé un efecto u otro o la predominancia de uno frente al otro dependerá de la posición relativa de las partículas de BC respecto de las nubes en la atmósfera (si se encuentran por encima, por debajo o a la misma altitud) y de las condiciones atmosféricas particulares en cada caso.

Además del forzamiento radiativo directo, el BC contribuye a la aceleración del derretimiento del hielo y la nieve cuando se deposita sobre superficies heladas (Figura 2). Al disminuir su albedo, estas superficies absorben más radiación solar, intensificando el calentamiento y acelerando su deshielo. (Sun *et al.*, 2021).

Por otro lado, la Figura 3 muestra el forzamiento radiativo efectivo de diversos componentes atmosféricos desde 1750 hasta 2019. El forzamiento radiativo efectivo (ERF) cuantifica la ganancia o pérdida de energía ( $W/m^2$ ) del sistema Tierra-atmósfera en relación con la energía procedente del Sol. Un  $ERF > 0$  implica que el planeta absorbe más energía del Sol de la que emite al espacio, lo que se traduce en un aumento de su temperatura media superficial y un  $ERF < 0$ , lo contrario.



**Figura 3.** Forzamiento radiativo efectivo de varios componentes atmosféricos (1750-2019). Fuente: Climate Change 2021: The Physical Science Basis.

Entre los principales compuestos analizados, BC destaca como el único componente del aerosol atmosférico con un forzamiento radiativo positivo significativo, lo que indica su contribución al calentamiento atmosférico al absorber radiación solar.

Sin embargo, el efecto del BC sobre el balance radiativo lleva asociada una gran incertidumbre debido a la gran variabilidad espacio-temporal de su concentración y a los distintas formas de influir sobre el balance radiativo (directa, semi-directa o indirecta).

En contraposición, otros componentes del aerosol atmosférico, como el carbono orgánico y los sulfatos, generan un forzamiento radiativo negativo, contribuyendo al enfriamiento de la atmósfera al dispersar la radiación solar.

La evaluación del impacto del BC en el clima es un gran reto porque sus efectos no son homogéneos en todo el planeta. Su concentración varía según la ubicación de las fuentes emisoras y los patrones de transporte atmosférico, lo que hace que su influencia en el balance radiativo presente una gran variabilidad espacio-temporal. A diferencia de los gases de efecto invernadero, que se distribuyen de manera más uniforme, el BC tiene un impacto localizado y, en algunos casos, puede tener efectos opuestos sobre el balance radiativo en distintas regiones.

## 2. OBJETIVOS

Este estudio tiene como objetivo principal analizar la diferencia en la absorción de la radiación atribuida al BC y BrC en dos emplazamientos con características ambientales diferentes: i) estación de fondo urbano y ii) estación de fondo rural. Para alcanzar dicho objetivo, se plantean los siguientes objetivos secundarios:

- i) Determinar la contribución relativa de los principales compuestos absorbentes (BC y BrC) a la absorción total medida en cada entorno.
- ii) Comparar los valores de absorción debida al aerosol para distintas resoluciones temporales (horaria, diaria y mensual) en los dos emplazamientos.



## 3. METODOLOGÍA

### 3.1. Localización geográfica y temporal del estudio

El presente estudio se llevó a cabo de forma simultánea en dos estaciones de medida diferentes. Las cuales se detallan a continuación:

- a) **Estación de fondo urbano:** estación ubicada en el campus de Elche de la Universidad Miguel Hernández ( $38^{\circ} 16' N$ ;  $0^{\circ} 41' O$ ; 93 m. s. n. m.). El punto de muestreo se encuentra a 1,5 kilómetros del núcleo urbano de Elche, en una zona amplia y con buena ventilación. Las emisiones de tráfico en los alrededores de este emplazamiento se deben al desplazamiento diario de estudiantes y trabajadores de la universidad (Figura 4).



**Figura 4.** Estación de fondo urbano dentro del campus de Elche de la UMH.

Elche está situada en el sureste de España, a solo 12 km de la costa mediterránea. Es la tercera ciudad más grande de la Comunidad Valenciana, con una población de aproximadamente 193.077 habitantes (INE, 2023). El área urbana se encuentra en una llanura y está atravesada por el río Vinalopó. Además, Elche es conocida por su alta densidad de palmerales y por ser uno de los mayores centros de fabricación de calzado en Europa. Sin embargo, cabe destacar que no hay grandes industrias emisoras de partículas en la ciudad, por lo que la principal fuente de material particulado en la zona urbana es el tráfico rodado.

El clima de Elche se considera mediterráneo árido, con una precipitación anual inferior a  $300 \text{ L/m}^2$ . Los episodios de lluvia suelen concentrarse en los meses de otoño y primavera. Durante el verano, son muy frecuentes los regímenes de brisas (E-SE), mientras que en invierno el viento suele soplar desde el

noroeste. La temperatura media en la ciudad varía entre aproximadamente 27°C en agosto y 12°C en enero. En febrero, mes en el que se llevó a cabo este estudio, la temperatura media suele rondar los 14°C. (Nicolás *et al.*, 2020; Yubero *et al.*, 2015).

**b) Estación de fondo rural:** se sitúa en el municipio de Benejama (38° 42' N; 0° 46' O; 592 m s. n. m.), localizado en el extremo noroccidental de la provincia de Alicante, dentro de la comarca del Alto Vinalopó. Este núcleo poblacional se encuentra dentro de la Vall de Benejama, un valle natural flanqueado por las sierras de La Solana y Fontanella, que condicionan tanto su orografía como su microclima particular (Figura 5).



**Figura 5.** Estación de fondo de Benejama.

Con una población de 1.694 habitantes según los datos más recientes del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2024), Benejama constituye un núcleo rural de baja densidad poblacional. Su economía se fundamenta principalmente en el sector primario, predominando la agricultura tradicional mediterránea con cultivos de olivo, vid y almendro. Aunque existe cierta actividad industrial, ésta resulta secundaria y de escaso impacto en el entorno ambiental de la zona, lo que preserva sus características rurales.

Benejama tiene un clima mediterráneo. Los veranos son cortos y calurosos, con una temperatura máxima diaria promedio de alrededor de 27 °C, mientras que los inviernos son largos y fríos. Durante esta estación, las temperaturas mínimas y máximas diarias promedio oscilan entre 4 °C y 16 °C (Gómez-Sánchez *et al.*, 2024). Estas condiciones climáticas, junto con la altitud, influyen significativamente en la dispersión y comportamiento de los contaminantes atmosféricos en la zona.

La ubicación estratégica de esta estación en un entorno rural, significativamente distanciada de grandes núcleos urbanos y complejos industriales, permite obtener datos que reflejan con precisión la calidad

del aire en ambientes rurales con baja influencia antropogénica. Esta particularidad la convierte en un punto de referencia para establecer comparaciones y evaluar el impacto real de la contaminación atmosférica en zonas de mayor urbanización e industrialización.

## 3.2. Muestreo

El muestreo se realizó simultáneamente en ambas estaciones entre el 1 de febrero de 2024 hasta 29 de febrero 2024, abarcando un total de 29 días efectivos de medición.

En ambos emplazamientos se llevó a cabo el muestreo de la fracción  $PM_{10}$  mediante captadores de alto volumen (MCV), con un caudal de trabajo de  $30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , equipados con cabezales para esa fracción de tamaño.

Por otro lado, en cada emplazamiento se midió la concentración de BC con un aetalómetro AE33 equipado con un cabezal de  $PM_{10}$ . Las medidas de absorción se realizaron con una resolución minutal, obteniéndose un total de 41.702 medidas por estación.

## 3.3. Variables estudiadas

### 3.3.1. Determinación gravimétrica de la concentración de PM

Los captadores MCV ubicados en cada estación permitieron la recolección de muestras de  $PM_{10}$  sobre filtros de microfibra de cuarzo de 150 mm de diámetro de la marca Munktell.

La concentración de partículas se determinó mediante el método gravimétrico siguiendo la Norma UNE-EN 12341:2015. Para ello, los filtros fueron pesados antes y después del muestreo utilizando una balanza analítica Ohaus, serie *Analytical Plus*, modelo AP250D, con una sensibilidad de 10  $\mu\text{g}$ . Antes de cada pesada, los filtros se acondicionaron durante un período mínimo de 24 horas en una sala con humedad relativa controlada entre 45 y 55 % y una temperatura estable de 19 a 21 °C. Cada filtro se pesó cuatro veces antes y después del muestreo, dejando al menos un día de intervalo entre dos pesadas consecutivas. La masa de filtro, tanto antes de muestrear como después, se obtuvo como la media aritmética de las cuatro pesadas realizadas. La concentración de  $PM_{10}$  (expresada en  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ) se calculó dividiendo la masa de partículas -obtenida como la diferencia entre las pesadas antes y después del muestreo- por el volumen de aire muestreado.

### 3.3.2. Determinación de las propiedades de absorción óptica

El coeficiente de absorción ( $b_{abs}$ ) informa de la capacidad de absorber luz de una determinada longitud de onda por parte de las partículas en suspensión en el aire ambiente. Para medir este coeficiente, se ha utilizado un aetalómetro AE33 (Figura 6).

#### a) Aetalómetro AE33

Este equipo fuerza el flujo de aire ambiente a través de una cinta de filtro de fibra de cuarzo y mide la atenuación de la luz a través de la muestra de partículas depositada para siete longitudes de onda diferentes (370, 470, 520, 590, 660, 880 y 950 nm) (Bond *et al.*, 2013; IPCC, 2013).



Figura 6. Aetalómetro AE33 utilizado en este trabajo.

El AE33 utiliza dos caudales de muestreo distintos de forma simultánea favoreciendo la aparición de dos depósitos de partículas sobre la cinta, cada uno con una tasa de acumulación de PM distinta. El equipo compara la atenuación del láser incidente sobre ambos depósitos de partículas y corrige las no linealidades entre el coeficiente de absorción y la concentración másica de PM.

El equipo mide la atenuación de la intensidad de la luz incidente al atravesar la porción de cinta con la muestra de partículas. Sin embargo, esta atenuación puede deberse tanto a la absorción de parte de la radiación por componentes del aerosol (principalmente el BC) como a la reflexión de parte de la luz incidente por parte del propio medio de recolección de aerosol (cinta de fibra de cuarzo). Para poder determinar la concentración de *Black Carbon* es necesario determinar qué fracción de la atenuación es debida exclusivamente a la absorción por parte del aerosol y, para ello, debe calcularse el coeficiente de absorción ( $\sigma_{ap}$ ) para cada longitud de onda (ecuación 1):

$$b_{ATN} = C \cdot \sigma_{ap} \quad (1)$$

donde  $b_{ATN}$  es el coeficiente de atenuación que proporciona el equipo;  $C$  es un factor que depende del material del que compone la cinta y viene proporcionado por el fabricante; y  $\sigma_{ap}$  es el coeficiente de absorción.

La concentración de BC se calcula a partir del coeficiente de absorción medido específicamente a 880 nm, dado que a esta longitud de onda se reducen al mínimo las interferencias de otros componentes del aerosol que absorben luz visible como los óxidos de hierro o el *Brown Carbon* (BrC) (Sandradewi *et al.*, 2008a and b; Fialho *et al.*, 2005; Yang *et al.*, 2009). El BrC se define como la fracción del OC capaz de absorber luz UV-visible. Por tanto, para esta longitud de onda, la absorción de la muestra de partículas puede ser atribuida de forma exclusiva al BC. Mediante la eficiencia de absorción o MAE cuyo valor nominal es de 7,77 m<sup>2</sup>/g, se convierten los valores de absorción en concentraciones máscas de *Black Carbon* según la ecuación 2:

$$[BC](\mu g \cdot m^{-3}) = \frac{\sigma_{ap} (Mm^{-1})}{MAE (m^2 \cdot g^{-1})} \quad (2)$$

El valor de MAE nominal del AE33 para la longitud de onda de 880 nm (7,77 m<sup>2</sup>/g) fue determinado originalmente mediante el análisis comparativo de las propiedades ópticas y térmicas de filtros cargados con carbono refractario (Gundel *et al.*, 1984) y corroborado posteriormente mediante nuevos equipos de medidas ópticas (Drinovec *et al.*, 2015).

Además, las medidas a distintas longitudes de onda (370-950 nm) permiten realizar análisis espectrales sobre los efectos directos del BC sobre el clima y realizar la atribución de la absorción a las dos principales fuentes de BC: combustibles fósiles y quema de biomasa (Sandradewi *et al.*, 2008b). Cuando la atenuación óptica alcanza un umbral establecido, el sistema avanza automáticamente la cinta de filtro para iniciar mediciones en un nuevo punto limpio. Durante este procedimiento, el flujo de aire se desactiva temporalmente y se realizan pruebas de calidad automatizadas utilizando aire limpio. Este diseño del AE33 mejora la precisión y fiabilidad de las mediciones y el análisis de los aerosoles (Drinovec *et al.*, 2014).

### 3.3.3. Exponente de Absorción de Angstrom

El valor del Exponente de Absorción de Angstrom (AAE) ha sido determinado a partir de la siguiente ecuación 3:

$$AAE = - \frac{\ln\left(\frac{\sigma_{ap}(\lambda_1)}{\sigma_{ap}(\lambda_2)}\right)}{\ln\left(\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\right)} \quad (3)$$

donde en este caso:  $\lambda_1=370$  nm y  $\lambda_2=950$  nm.

El valor de AAE nos indica como varia el coeficiente de absorción óptica ( $\sigma_{ap}$ ) en función de la longitud de onda ( $\lambda$ ). Un AAE cercano a 1 indica que la absorción se produce predominantemente por BC, mientras que valores superiores a 1 reflejan la presencia de otros componentes, como el BrC (Ranjit *et al.*, 2012).

Un método para calcular el AAE consiste en representar  $\sigma_{ap}=f(\lambda)$  y ajustar los datos a una función potencial. A partir de este ajuste, es posible determinar el valor del AAE.

En la Figura 7 se muestran dos ejemplos una es quema de biomasa y el otro tráfico rodado. En el caso de la quema de biomasa el AAE es de 2,22, lo que indica una mayor contribución del BrC, debido a que este compuesto tiene una dependencia significativa con la longitud de onda, con una absorción más fuerte en las regiones del UV y VIS. Por el contrario, para la fuente de tráfico rodado el AAE es de 1,17, lo que refleja una absorción dominada principalmente por BC, característico de fuentes como los motores diésel.

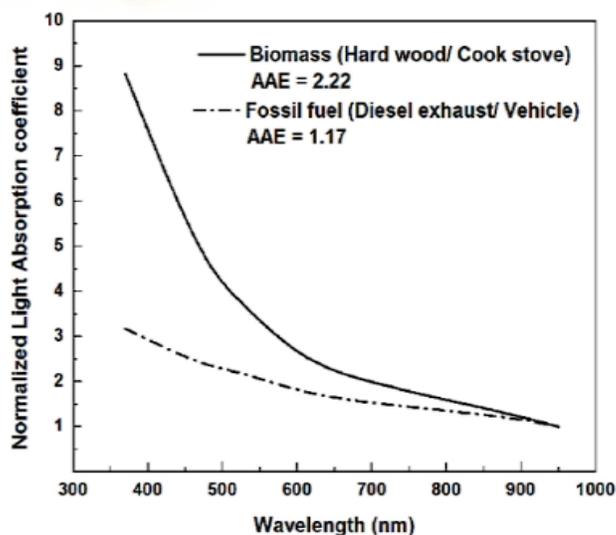


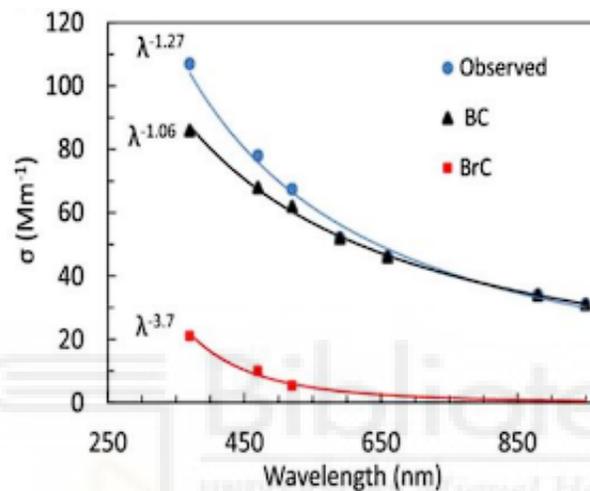
Figura 7. Representación de  $b_{abs}$  en función de  $\lambda$  (Ranjit *et al.*, 2012).

### 3.3.4. Coeficiente de absorción del BrC

Coeficiente de absorción ( $\sigma_{ap}$ ) puede descomponerse en dos componentes principales: la contribución del *Black Carbon* (BC) y la del *Brown Carbon* (BrC). Esta relación se expresa mediante la ecuación 4:

$$\sigma_{ap}(\lambda) = \sigma_{BC}(\lambda) + \sigma_{BrC}(\lambda) \quad (4)$$

Siguiendo el procedimiento descrito, se representa  $\sigma_{ap}$  en función de  $\lambda$  para identificar la contribución del BrC en el proceso de absorción.



**Figura 8.** Representación de  $b_{abs}$  total en función de  $\lambda$  (azul), y la correspondiente al BC (negro). La absorción debida al BrC (rojo) se obtiene por diferencia de ambas.

En la Figura 8 (Rathod *et al.*, 2022), se muestra un ejemplo práctico utilizando un aetalómetro. La línea azul representa la variación espectral total del coeficiente de absorción ( $\sigma_{ap}$ ) debido a la suma de las contribuciones del BC y del BrC. Por otro lado, la línea negra refleja únicamente la absorción atribuida al BC (con un comportamiento proporcional a  $\lambda^{-1}$ ), lo cual se determina sobre la base de que en la región del infrarrojo (IR), el BC es el único absorbente relevante (Sandradewi *et al.*, 2008).

A partir de estas dos curvas, la contribución del BrC se obtiene por diferencia entre  $\sigma_{ap}(\lambda)$  y  $\sigma_{BC}(\lambda)$ , para cada longitud de onda (Figura 9, línea roja). Como se observa, para  $\lambda > 660$  nm, la absorción debida al BrC es despreciable en comparación con la del BC. En términos cuantitativos, se estima que, para una longitud de onda de 370 nm, el valor total del coeficiente de absorción es de 110 Mm<sup>-1</sup>, de los cuales aproximadamente 90 Mm<sup>-1</sup> se atribuyen al BC y el resto, alrededor de 20 Mm<sup>-1</sup>, corresponden al BrC.

### 3.4. Meteorología

La variabilidad meteorológica desempeña un papel crucial en la concentración y el transporte de las partículas en suspensión, influyendo significativamente en sus niveles según la estación del año, la ubicación geográfica y las condiciones atmosféricas específicas.

Tanto en zonas urbanas como rurales del sureste ibérico, las concentraciones de  $PM_{10}$  suelen incrementarse notablemente durante dos tipos de episodios: las intrusiones de polvo africano (Rodríguez *et al.*, 2015; Russo *et al.*, 2020) y las inversiones térmicas, que reducen la capacidad de dispersión de contaminantes atmosféricos.

Durante el verano, la contribución del polvo mineral al  $PM_{10}$  suele ser mayor debido a la mayor resuspensión de polvo local (por la menor precipitación) y la mayor frecuencia de episodios de calima.

En contraste, en invierno, la mayor frecuencia de días con inversión térmica, que conlleva la acumulación de las emisiones locales, y la mayor emisión desde ciertas actividades (p. ej.: quema de biomasa), suelen ser las responsables de niveles elevados de partículas.

### 3.5. Tests estadísticos

Para detectar diferencias significativas entre las variables meteorológicas y los valores de absorción de las dos estaciones de medida (Tablas 1 y 2) se ha utilizado el test-U de Mann-Whitney, la alternativa no paramétrica al test-T de Student, con un nivel de significancia  $\alpha=0,05$ .

Para evaluar la normalidad de los histogramas presentados en la Figura 10, se empleó el test de normalidad de Shapiro-Wilk ( $\alpha=0,05$ ).

Ambos tests fueron ejecutados en el programa RStudio (R Version 3.6.1).

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIONES

### 4.1. Análisis meteorológico

En este apartado se realiza una comparación de la meteorología de las dos zonas de muestreo durante el periodo de estudio. Con tal fin, se ha estudiado la variabilidad de la temperatura (T), la humedad relativa (HR), la velocidad del viento (v), la precipitación acumulada y la concentración de PM<sub>10</sub> en ambos entornos (Tabla 1).

**Tabla 1.** Valor medio ( $\pm$  desviación estándar) de las principales variables meteorológicas durante el periodo de estudio (01/02/2024-29/02/2024).

Parámetro	UMH	Benejama
T (°C)	14,63 $\pm$ 2,14	10,89 $\pm$ 2,09
T <sub>máx</sub> -T <sub>mín</sub> (°C)	8,67 $\pm$ 2,34	12,72 $\pm$ 4,09
HR (%)	60,10 $\pm$ 12,30	65,66 $\pm$ 8,79
v (m/s)	6,21 $\pm$ 3,11	2,79 $\pm$ 2,40
v <sub>máx</sub> (m/s)	32,13 $\pm$ 14,42	27,25 $\pm$ 13,84
Precipitación (mm)	9,40	29,00

A partir de los datos recogidos en la Tabla 1, se constata que la temperatura media en el entorno rural (Benejama) es inferior en comparación con la registrada en el entorno urbano (UMH), siendo la diferencia estadísticamente significativa ( $p < 0,05$ ). Esta diferencia se explica, en gran medida, por la ubicación geográfica de Benejama, situada más al interior de la provincia de Alicante y a una altitud superior sobre el nivel del mar que la estación ubicada en Elche ( $\approx 500$  m más de altitud). Ambos factores explican la menor temperatura media respecto a áreas costeras durante el invierno. Por un lado, y en ausencia de inversión térmica, a mayor altitud, menor temperatura debido al enfriamiento adiabático del aire y a la disminución de la densidad del aire, lo que repercute en un menor efecto invernadero. Por otro lado, durante el invierno, el continente se enfría más rápido que el mar debido a su menor capacidad calorífica, alcanzándose temperaturas medias inferiores en zonas de interior que en zonas costeras.

En cuanto a la oscilación térmica media (diferencia entre la temperatura máxima y mínima diaria), los datos también revelan una diferencia significativa entre los dos enclaves. Benejama presenta una oscilación media de 12,72 °C, frente a los 8,67 °C registrados en UMH. Esta variabilidad térmica más acusada en Benejama puede atribuirse a su entorno rural de interior, con menor urbanización y escasa influencia marítima, lo que favorece un enfriamiento nocturno más intenso y un calentamiento más rápido durante el día. En cambio, en UMH, la proximidad al mar y la urbanización actúan como reguladores

térmicos. La inercia térmica del agua marina, junto con los materiales urbanos que retienen el calor (como el asfalto y el hormigón), contribuyen a mantener temperaturas más estables entre el día y la noche, reduciendo así la amplitud térmica.

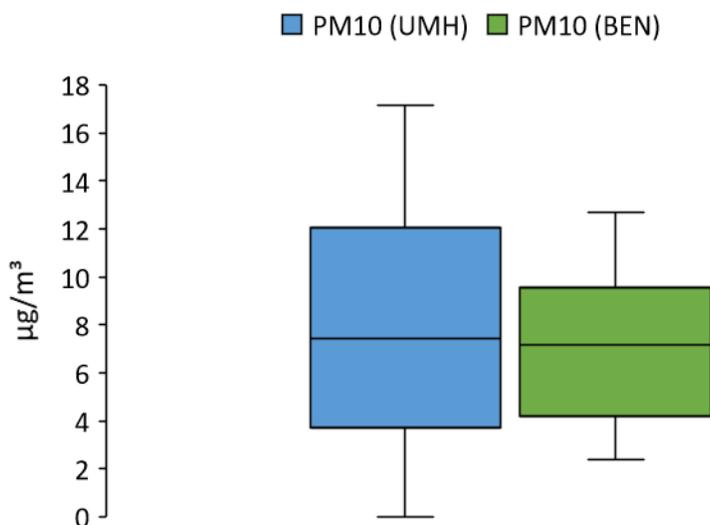
En relación con la humedad relativa, no presenta diferencias estadísticamente significativas entre la UMH y Benejama. No obstante, la diferencia sí es estadísticamente significativa para la velocidad de viento máxima, siendo esta mayor en la UMH (32 m/s) frente a la de Benejama (27 m/s).

En lo referente a la precipitación acumulada durante el periodo de estudio, en la UMH fue de 9,40 mm, mientras que en Benejama fue prácticamente el triple (29,00 mm). En ambos casos, el grueso de la precipitación se repartió entre los mismos días (09/02/24, 12/02/24 y 23/02/24), por lo que se esperan mínimos de concentración de  $PM_{10}$  y de absorción esos días. Adicionalmente, en Benejama cayeron 2,80 mm el día 15/02/24 y 0,20 mm los días 1, 3, 16, 17 y 20 de febrero de 2024.

Como conclusión, el análisis de los datos recogidos en la Tabla 1 revela que las diferencias meteorológicas entre ambos enclaves son significativas para la temperatura media, oscilación térmica media, velocidad de viento máxima y precipitación. Por ello, tanto las diferencias de  $PM_{10}$  como de absorción de radiación por aerosoles entre los dos emplazamientos estarán parcialmente influenciadas por la meteorología, no solo por las fuentes de emisión. Por un lado, la mayor velocidad de viento máxima en la UMH refleja la mayor ventilación de este punto de medida y puede traducirse en menores concentraciones puntuales de PM y absorción. Por otro lado, la menor temperatura promedio de Benejama durante el invierno y la mayor oscilación térmica diaria puede explicar la mayor emisión por quema de biomasa en este entorno como fuente de calefacción. Además, la mayor precipitación acumulada en este enclave, repartida en un mayor número de días, contribuirá a reducir los valores promedio de PM y absorción en esta estación.

## 4.2. Concentraciones de $PM_{10}$

Los valores de  $PM_{10}$  proporcionan una estimación directa del nivel de partículas en suspensión presentes en la atmósfera, siendo un indicador relevante de la calidad del aire y del grado de contaminación atmosférica de una zona determinada. Durante el periodo de muestreo, se han registrado valores de  $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en UMH y  $7,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en Benejama. Estos resultados reflejan una ligera diferencia, pero dentro de un rango que puede considerarse relativamente similar. Los valores estadísticos del  $PM_{10}$  de ambos están reflejadas en la Figura 9.



**Figura 9.** Comparación estadística del PM<sub>10</sub> registrado en los dos enclaves.

La proximidad de los valores puede explicarse por varios factores. Por un lado, aunque la UMH se sitúa en un entorno urbano, con mayor influencia del tráfico rodado y otras actividades antrópicas, la distancia respecto al núcleo urbano (1,5 km) y la mayor ventilación del punto de muestreo frente a la ventilación de la estación rural, contribuyen a que los niveles de PM<sub>10</sub> sean inferiores a los de una estación urbana de tráfico.

En el caso de Benejama, situado en un entorno rural, se esperaría una menor concentración de PM<sub>10</sub> debido a la escasa actividad industrial y tráfico limitado. Sin embargo, la presencia de fuentes naturales o actividades agrícolas (como la quema de rastrojos o movimiento de suelos) puede contribuir en cierta medida a la presencia de material particulado, aunque en menor proporción que en ambientes urbanos densos.

Respecto a la Figura 9, conviene señalar que los segmentos horizontales ubicados dentro de las cajas indican el valor de la mediana de cada conjunto de datos. Las partes inferior y superior de las cajas corresponden a los valores de los percentiles 25 (P25) y 75 (P75), respectivamente, lo que define el rango intercuartílico (RI), calculado como  $RI = P75 - P25$ . Los bigotes (líneas verticales que se extienden desde las cajas) representan los límites superiores e inferiores, calculados como  $Ls = P75 + 1.5 \times RI$  y  $Li = P25 - 1.5 \times RI$ . Cualquier valor que se sitúe fuera de estos límites se considera un valor atípico y se representa como un punto aislado en el gráfico. No obstante, en nuestro caso, al no existir valores que superen dichos límites, no se observan puntos atípicos en la figura.

## 4.2 Parámetros ópticos de absorción

### 4.2.1 Valores estadísticos

En este apartado se presentan e interpretan los valores correspondientes a los distintos parámetros de absorción obtenidos durante el periodo de muestreo, así como su variación temporal (Tabla 2). Cabe señalar que los datos correspondientes al día de intrusión han sido excluidos del análisis para evitar interferencias en los resultados. En los días bajo la influencia de episodios de calima, se produce un incremento notable de los óxidos de hierro en  $PM_{10}$ , que como se comentó en la introducción, también absorben radiación visible y, en menor medida en el infrarrojo, dificultando la medida de la absorción debida exclusivamente al BC.

Los valores registrados se encuentran dentro de los rangos esperados en función de las características de los entornos analizados. Como es previsible, el entorno urbano muestra valores ligeramente superiores de absorción, con una diferencia aproximada del 18 % en la región UV, si bien dicha diferencia no puede considerarse estadísticamente significativa. En cualquier caso, los valores de absorción obtenidos en el entorno urbano se sitúan en la parte baja del intervalo documentado para localizaciones similares en territorio nacional (López-Caravaca et al., 2024).

Asimismo, se observa una clara tendencia decreciente en la absorción conforme aumenta la longitud de onda, siendo los valores registrados en la región UV aproximadamente tres veces superiores a los de la región IR. Esta tendencia se explica por la naturaleza de los compuestos responsables de la absorción: en la región IR, únicamente el carbono negro (BC) presenta capacidad de absorción, mientras que en las regiones VIS y UV, también el carbono marrón (BrC) contribuye significativamente al proceso.

Por último, el valor medio de BC no presenta diferencias destacables entre ambos enclaves, lo que sugiere que la influencia del tráfico rodado, considerado la principal fuente de emisión de BC en entornos urbanos, es comparable en ambas localizaciones.

**Tabla 2.** Valores medios y desviaciones estándar de los parámetros ópticos de absorción monitorizados en ambas estaciones.

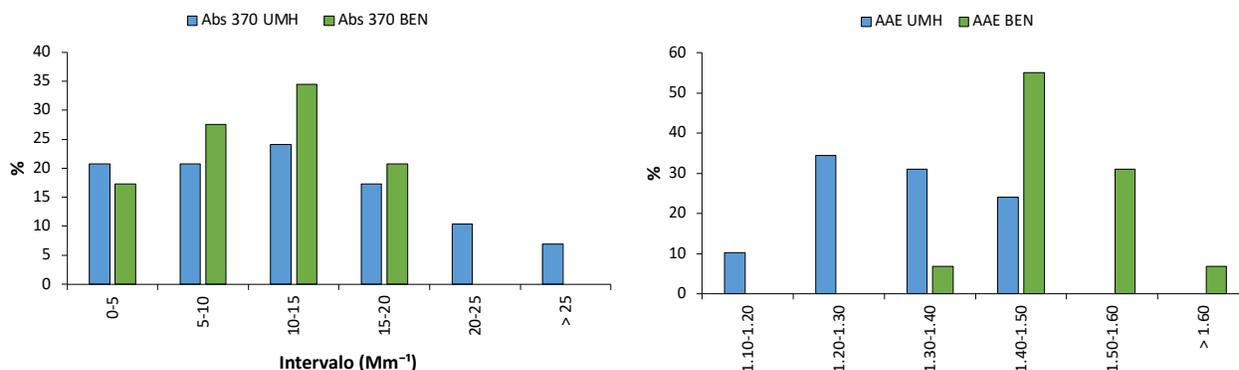
<b>Parámetro</b>	<b>UMH</b>	<b>BEN</b>
$\sigma_{ap,370}$ ( $Mm^{-1}$ )	12,28 (7,48)	10,77 (4,66)
$\sigma_{ap,440}$ ( $Mm^{-1}$ )	9,24 (5,54)	7,82 (3,40)
$\sigma_{ap,520}$ ( $Mm^{-1}$ )	7,31 (4,37)	6,13 (2,67)
$\sigma_{ap,590}$ ( $Mm^{-1}$ )	6,00 (3,56)	4,99 (2,17)
$\sigma_{ap,660}$ ( $Mm^{-1}$ )	5,16 (3,05)	4,22 (1,75)
$\sigma_{ap,880}$ ( $Mm^{-1}$ )	3,68 (2,17)	2,93 (1,29)
$\sigma_{ap,950}$ ( $Mm^{-1}$ )	3,40 (2,00)	2,69 (1,19)
$BC_{880}$ ( $ng/m^3$ )	825,44 (482,20)	650,00 (285,70)
BB %	25,92 (5,34)	40,29 (5,66)
$AAE_{370-950}$	1,30 (0,10)	1,49 (0,07)

El parámetro % BB representa la contribución relativa de la combustión de biomasa en la absorción total de aerosoles atmosféricos. Tal como se muestra en la Tabla 2, este valor es considerablemente más alto en el entorno rural de Benezama (BEN) en comparación con el entorno urbano representado por el campus de la UMH. Este resultado sugiere una mayor influencia de fuentes asociadas a la quema de biomasa en BEN, probablemente vinculadas a actividades domésticas (como sistemas de calefacción en viviendas rurales) o a quemas agrícolas controladas. Este comportamiento es coherente con las prácticas que habitualmente en los entornos rurales y también con la menor temperatura promedio en este enclave, que favorece una mayor quema de biomasa como fuente de calefacción.

De forma coherente, el valor del AAE también es algo más elevado en BEN que en UMH, lo que indica un mayor protagonismo del BrC en la absorción de radiación. Este resultado es esperable, dado que el BrC se asocia principalmente a procesos de combustión incompleta de biomasa, reforzando la hipótesis de una mayor presencia de estas emisiones en zonas rurales.

## 4.2.2 Distribución porcentual de frecuencias

Se procede a comparar la distribución porcentual de frecuencias, a partir de los valores horarios (véase Figura 10),  $b_{abs370}$  y AAE en ambos enclaves de estudio.



**Figura 10.** Comparación de la distribución porcentual de frecuencias para  $\sigma_{ap\ 370}$  (izquierda) y AAE (derecha) en UMH y BEN.

En relación con las distribuciones de absorción, se observa que, tanto en el entorno urbano de la UMH como en el rural de Benezama (BEN), los valores más bajos de absorción (entre 0 y 10  $Mm^{-1}$ ) son claramente dominantes, alcanzando porcentajes entre el 40-45 %. En BEN, el siguiente intervalo (10–15  $Mm^{-1}$ ) también presenta una contribución significativa, representando aproximadamente un 35 % del total. De hecho, en esta localización rural, la totalidad de los registros de absorción se sitúan por debajo de los 20  $Mm^{-1}$ , lo que indica una baja emisión de componentes del aerosol fuertemente absorbentes. En contraste, los valores intermedios y altos de absorción se registran con mayor frecuencia en la UMH, lo que refleja una mayor contribución de fuentes urbanas, como el tráfico rodado.

La distribución de frecuencias del AAE presenta un comportamiento notablemente distinto al observado para la absorción. En el entorno urbano de la UMH, la distribución de AAE se concentra principalmente en los intervalos comprendidos entre 1,20 y 1,50, con frecuencias relativas que oscilan entre el 25 % y el 35 %. Esta distribución muestra una forma relativamente simétrica, con una ligera tendencia gaussiana centrada en torno al intervalo 1,30–1,40, lo que podría asociarse a condiciones atmosféricas más estables y a una menor influencia de fuentes emisoras extremas o esporádicas.

En contraste, la distribución en Benezama (BEN) evidencia una clara asimetría positiva, caracterizada por una elevada concentración de valores en el intervalo 1,40–1,50, que supera el 50 % de las observaciones. Asimismo, se identifica una proporción considerable de registros en el intervalo 1,50–1,60, así como una presencia no despreciable de valores superiores a 1,60. Esta asimetría hacia valores altos de AAE sugiere

una mayor contribución relativa de material particulado procedente de la combustión de biomasa, una fuente habitual en entornos rurales, especialmente en épocas de calefacción o quemas agrícolas controladas.

### 4.2.3. Evolución temporal diaria

Las Figuras 11, 12 y 13 presentan la evolución temporal diaria de algunos parámetros de absorción durante el periodo de medida en ambas localizaciones.

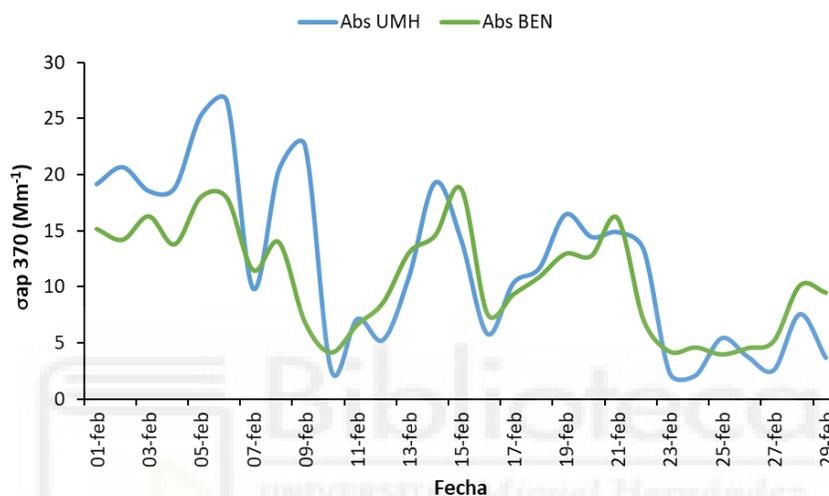


Figura 11. Comparación de la evolución temporal diaria de la absorción a 370 nm entre los dos lugares de medida.

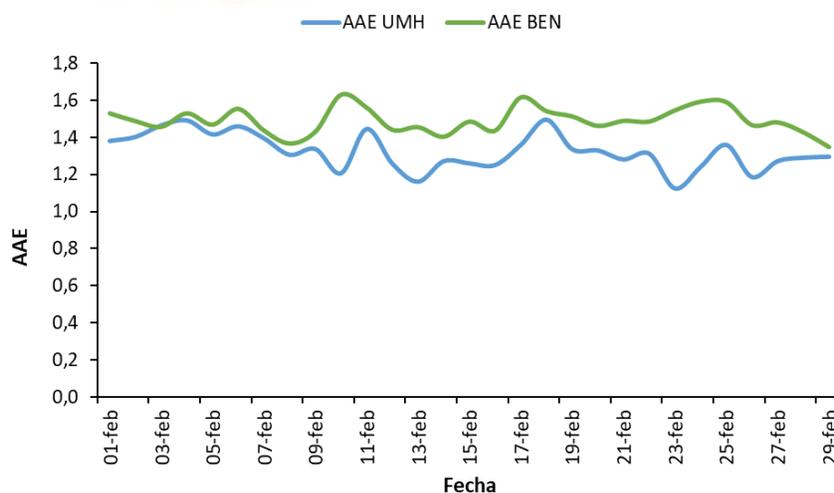
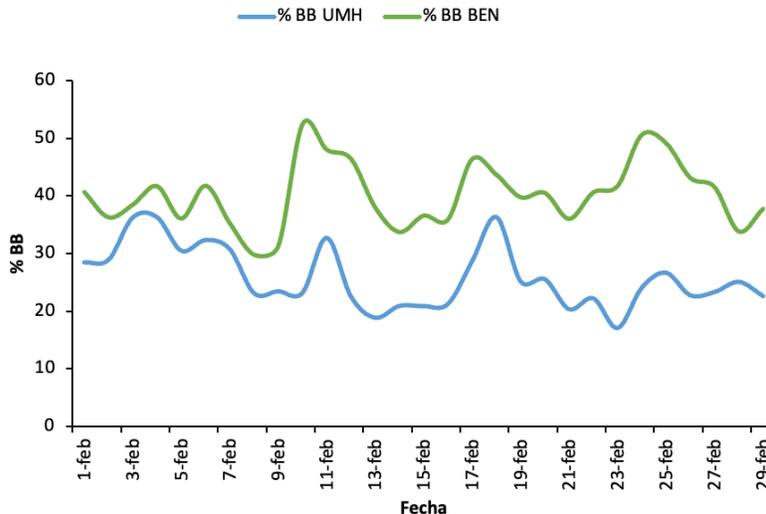


Figura 12. Comparación de la evolución temporal diaria del valor de AAE entre los dos lugares de medida.



**Figura 13.** Comparación de la evolución temporal diaria del valor del % BB entre los dos lugares de medida.

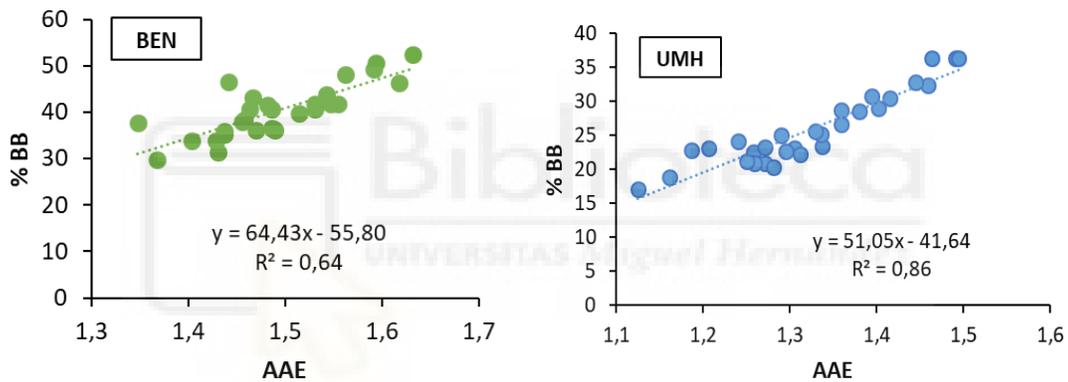
Durante el mes de febrero de 2024 se observaron ciertos episodios destacables en la evolución diaria de la absorción a 370 nm, asociados a variaciones significativas en la concentración de aerosoles atmosféricos. En la estación urbana de la UMH, se registró el valor máximo de absorción del mes el día 6 de febrero, alcanzando los  $26,59 \text{ Mm}^{-1}$ . Este incremento puntual puede estar relacionado con condiciones meteorológicas desfavorables para la dispersión de contaminantes (como estabilidad atmosférica o inversión térmica), así como con un posible aumento en las emisiones locales vinculadas al tráfico o a actividades urbanas de combustión. Los mínimos de absorción coinciden o bien con días en los que llovió o días con elevada velocidad de viento, en los que la dispersión de los contaminantes es alta.

En la estación rural de Benezama (BEN), también se registró un valor relativamente elevado en esa misma fecha ( $17,92 \text{ Mm}^{-1}$ ), aunque no constituyó el máximo del mes en dicho emplazamiento. Esta diferencia en la intensidad sugiere un menor impacto del evento en el entorno rural, probablemente debido a la menor densidad de fuentes antrópicas directas en comparación con el entorno urbano.

Asimismo, el día 10 de febrero se identificó un claro máximo simultáneo en los valores de AAE y en el % BB en BEN, lo que indica una fuerte influencia de aerosoles procedentes de la quema de biomasa. Dado el contexto rural de esta estación, este episodio podría estar relacionado con quemas agrícolas controladas o con el uso de biomasa como fuente de calefacción. La evolución conjunta de estos dos parámetros refuerza la hipótesis de que la absorción registrada en dicha jornada estuvo dominada por partículas de origen antropogénico.

La Figura 14 representan la variación temporal diaria del AAE y del % de BB, respectivamente, en las estaciones de muestreo de la UMH y BEN. A la luz de los resultados, se observa que el AAE aumenta los días con elevada emisión procedente de la quema de biomasa, debido al aumento de la concentración de BrC en el aire.

En ambas estaciones se identifica una tendencia lineal positiva entre ambas variables, lo que indica que, a medida que aumenta el valor de AAE, se incrementa también la fracción de absorción atribuida a biomasa. En el sitio rural de BEN, la relación se describe mediante la ecuación  $y = 64,43x - 55,80$ , con un coeficiente de determinación  $R^2 = 0,64$ , lo que refleja una correlación positiva de magnitud moderada. Por su parte, en la estación urbana de UMH, esta correlación es más robusta, con una ecuación de ajuste de  $y = 51,05x - 41,644$  y un  $R^2 = 0,86$ , lo que denota una relación más consistente y predictiva entre las variables.



**Figura 14.** Relación entre %BB y AAE en los dos lugares de medida.

### 4.3. Valores de absorción del BC y BrC

De acuerdo con el procedimiento descrito para la obtención del valor de absorción debido al BrC, se calcularon los valores medios diarios para cada longitud de onda en ambos emplazamientos. La Tabla 3 muestra la componente de la absorción atribuida al BC y al BrC, así como el porcentaje de contribución relativa del BrC respecto al total.

**Tabla 3.** Coeficientes medios de absorción correspondientes al BC y BrC (expresados en  $\text{Mm}^{-1}$ ) y fracción porcentual atribuible al BrC en ambos emplazamientos.

$\lambda$ (nm)	$\sigma_{\text{BC}}$ (UMH)	$\sigma_{\text{BC}}$ (BEN)	$\sigma_{\text{BrC}}$ (UMH)	$\sigma_{\text{BrC}}$ (BEN)	% $\sigma_{\text{BrC}}$ (UMH)	% $\sigma_{\text{BrC}}$ (BEN)
370	8,76	6,96	3,52	3,80	23,64	35,33
440	6,89	5,48	2,35	2,30	25,40	29,56
520	6,23	4,95	1,08	1,20	14,80	19,51
590	5,49	4,36	0,51	0,63	8,46	12,62
660	4,91	3,90	0,25	0,32	4,79	7,58
880	3,68	2,94				
950	3,40	2,69				

Como era de esperar, la contribución del BrC fue mayor en el emplazamiento rural (BEN) en todas las longitudes de onda consideradas. Esto tiene relación con una mayor incidencia de fuentes de emisión del BrC asociadas a la quema de biomasa (Gómez-Sánchez *et al.*, 2024). Concretamente, el valor más elevado de %  $\sigma_{\text{BrC}}$  se alcanzó en la región ultravioleta ( $\lambda = 370$  nm), con una contribución del 35,3%, mientras que en la UMH el valor obtenido fue de 23,64%. Además, se confirma que el porcentaje de absorción atribuida al BrC disminuye progresivamente con el aumento de la longitud de onda. En  $\lambda = 880$  nm y 950 nm no se cuantificó contribución del BrC.

#### 4.3.1. Evolución horaria

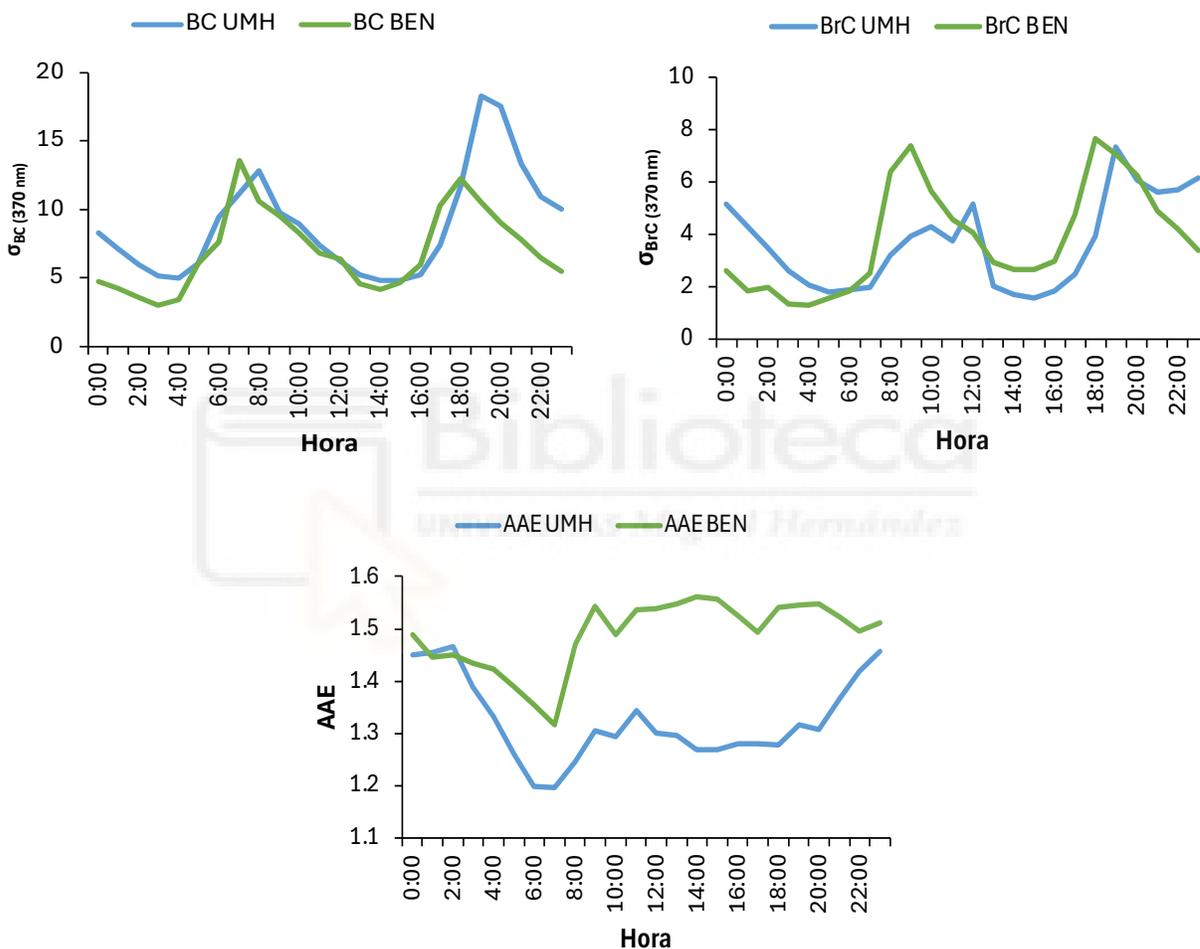
La Figura 14 muestra la evolución horaria promedio de la absorción a 370 nm debida al BC y al BrC, así como del AAE, en las estaciones de UMH y BEN durante el periodo de muestreo. En general, se observó un comportamiento horario de la absorción por BC y BrC muy influenciado por los patrones de la actividad humana, concretamente por la movilidad asociada al tráfico y a la quema de biomasa.

En la estación urbana (UMH), se muestran dos máximos bien definidos de BC y BrC durante las primeras horas de la mañana (7:00-8:00 h) y otro al final del día (alrededor de las 18:00 h). Este patrón es típico de las zonas urbanas, reflejando la intensidad de la actividad vehicular durante las horas punta. Entre ambos picos, los niveles de absorción descienden notablemente, alcanzando valores mínimos durante el mediodía, momento en del día en que la atmósfera se encuentra más diluida debido al aumento de la altura de la capa de mezcla (Molero *et al.*, 2024).

Por su parte, en el entorno rural (BEN), también se observó dos máximos diarios. No obstante, aparecen desplazados respecto a UMH. El primer pico se produjo antes (entre las 6:00-7:00 h), y el segundo apareció después (19:00-20:00 h). Este desfase sugiere diferencias en los hábitos y ritmos de la actividad entre

ambas zonas. Destacando que en Benejama los valores de BrC son más elevados y se mantienen desde primeras horas de la tarde, lo que podría ser indicativo de la contribución de fuentes como la quema de biomasa como fuente de calefacción residencial.

Esto se ve reforzado por el comportamiento de AAE en Benejama, durante las horas vespertinas (entre la 16:00-20:00 h), se registraron valores elevados de AAE (superiores a 1,4), lo que sugiere una mayor proporción de material orgánico absorbente típico de las emisiones por combustión de biomasa.



**Figura 15.** Análisis comparativo de la evolución horaria de la absorción a 370 nm por BC y BrC, y del AAE en las dos estaciones de muestreo.

## 5. CONCLUSIONES

A continuación, se presentan las principales conclusiones de este estudio:

- Las diferencias meteorológicas entre ambas estaciones pueden explicar parcialmente la similitud entre los valores promedio de  $PM_{10}$  entre la estación urbana ( $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y la rural ( $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).
- Aunque los valores de  $PM_{10}$  y  $\sigma_{ap}$  fueron algo mayores en la estación urbana (UMH), las diferencias han sido menos marcadas de lo esperado, lo que sugiere una limitada influencia antrópica en este entorno.
- En Benejama se detectó una mayor influencia de la quema de biomasa, reflejada en valores más altos de AAE, mayor absorción por BrC y mayor porcentaje de contribución de biomasa (% BB).
- Los patrones horarios de absorción por BC y BrC muestran similitudes entre estaciones, aunque en Benejama los picos están desplazados, probablemente por diferencias en los ritmos de actividad y el uso de biomasa.

## 6. PROYECCIÓN FUTURA

Este estudio abre nuevas vías para futuras investigaciones que permitirán ampliar los resultados obtenidos:

- Realizar campañas de muestreo en distintas épocas del año permitiría analizar la posible influencia de la estacionalidad en los niveles de absorción y concentración de aerosoles Incorporar análisis químicos específicos.
- Aplicar técnicas estadísticas avanzadas permitiría profundizar en la interpretación de los datos y detectar diferencias significativas entre entornos.
- Estudiar eventos puntuales, como intrusiones de polvo sahariano o episodios de quema agrícola, aportaría información adicional sobre su impacto en la composición del aerosol y en sus propiedades ópticas.
- Combinar los datos obtenidos por métodos ópticos con datos de composición química de muestras de PM para realizar una identificación de fuentes de aerosol con mayor precisión.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. (1999). *Technical bulletin: Nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), why and how they are controlled* (EPA 456/F-99-006R). Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS). <https://www3.epa.gov/ttn/catc1/dir1/fnoxdoc.pdf>
- Agencia Europea de Medio Ambiente. (2023). *El aire de Europa es más limpio, pero persisten los problemas de contaminación*. <https://www.eea.europa.eu/es/senales/senales-2023/articulos/el-aire-de-europa-es>
- Ahlberg, E., Ausmeel, S., Nilsson, L., Spanne, M., Pauraitė, J., Nøjgaard, J. K., Bertò, M., Skov, H., Roldin, P., Kristensson, A., Swietlicki, E., & Eriksson, A. (2023). Measurement report: Black carbon properties and concentrations in southern Sweden urban and rural air – The importance of long-range transport. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(5), 3051–3064. <https://doi.org/10.5194/acp-23-3051-2023>
- Andreae, M. O., & Gelencsér, A. (2006). Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(10), 3131–3148. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3131-2006>
- 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., & Zender, C. S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(11), 5380–5552. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50171>
- Briggs, N. L., & Long, C. M. (2016). Critical review of black carbon and elemental carbon source apportionment in Europe and the United States. *Atmospheric Environment*, 144, 409–427. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.050>
- Buseck, P. R., Adachi, K., Gelencsér, A., Tompa, É., & Pósfai, M. (2014). Ns-soot: A material-based term for strongly light-absorbing carbonaceous particles. *Aerosol Science and Technology*, 48(7), 777–788. <https://doi.org/10.1080/02786826.2014.919374>
- Calvo, A. I., Alves, C., Castro, A., Pont, V., Vicente, A. M., & Fraile, R. (2013). Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. *Atmospheric Research*, 120, 1–28. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.09.021>
- Cappa, C. D., Zhang, X., Russell, L. M., Collier, S., Lee, A. K. Y., Chen, C.-L., ... & Seinfeld, J. H. (2019). Light absorption by ambient black and brown carbon and its dependence on black carbon coating state for two California, USA, cities in winter and summer. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(3), 1550–1577. <https://doi.org/10.1029/2018JD029501>
- Chen, C., Liang, Y., Chen, Z., Zou, C., & Shi, Z. (2024). Black carbon in climate studies: A bibliometric analysis of research trends and topics. *Sustainability*, 16(20), 8945. <https://doi.org/10.3390/su16208945>
- Chirico, R., DeCarlo, P. F., Heringa, M. F., Tritscher, T., Richter, R., Prévôt, A. S. H., Dommen, J., Weingartner, E., Wehrle, G., Gysel, M., Laborde, M., & Baltensperger, U. (2010). Impact of after-treatment devices on primary emissions and secondary organic aerosol formation potential from in-use diesel vehicles: Results from smog chamber experiments. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(23), 11545–11563. <https://doi.org/10.5194/acp-10-11545-2010>

- Chow, J. C., Watson, J. G., Chen, L.-W. A., Arnott, W. P., Moosmuller, H., & Fung, K. (2004). Equivalence of elemental carbon by thermal/optical reflectance and transmittance with different temperature protocols. *Environmental Science & Technology*, 38(16), 4414–4422. <https://doi.org/10.1021/es0353702>
- Chow, J. C., Watson, J. G., Lowenthal, D. H., & Chen, L.-W. A. (2009). *Climate change: Characterization of black carbon and organic carbon air pollution emissions and evaluation of measurement methods*. Desert Research Institute. [http://www.arb.ca.gov/research/apr/past/04-307\\_v1.pdf](http://www.arb.ca.gov/research/apr/past/04-307_v1.pdf)
- DeCarlo, P. F., Slowik, J. G., Worsnop, D. R., Davidovits, P., & Jimenez, J. L. (2004). Particle morphology and density characterization by combined mobility and aerodynamic diameter measurements. Part 1: Theory. *Aerosol Science and Technology*, 38(12), 1185–1205. <https://doi.org/10.1080/027868290903907>
- Drinovec, L., Močnik, G., Zotter, P., Prévôt, A. S. H., Ruckstuhl, C., Coz, E., Rupakheti, M., Sciare, J., Müller, T., Wiedensohler, A., & Hansen, A. D. A. (2015). The “dual-spot” Aethalometer: An improved measurement of aerosol black carbon with real-time loading compensation. *Atmospheric Measurement Techniques*, 8(5), 1965–1979. <https://doi.org/10.5194/amt-8-1965-2015>
- Feng, S., Gao, D., Liao, F., Zhou, F., & Wang, X. (2016). The health effects of ambient PM<sub>2.5</sub> and potential mechanisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 128, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.01.030>
- Galindo, N., Nicolás, J. F., Yubero, E., Caballero, S., Pastor, C., & Crespo, J. (2008). Factors affecting levels of aerosol sulfate and nitrate on the Western Mediterranean coast. *Atmospheric Research*, 88(3–4), 305–313. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2007.11.031>
- Galindo, N., Varea, M., Gil-Moltó, J., Yubero, E., & Nicolás, J. (2011). The influence of meteorology on particulate matter concentrations at an urban Mediterranean location. *Water, Air, & Soil Pollution*, 215(1–4), 365–372. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0492-7>
- Gómez-Sánchez, J., Martínez-López, A., & Pérez-García, L. (2024). Impacto ambiental de proyectos fotovoltaicos en Benejama: Un estudio de caso. *Revista de Energías Renovables*, 15(3), 123–145.
- Grigoratos, T., & Martini, G. (2015). Brake wear particle emissions: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 2491–2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3506-2>
- Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P. I., & Geron, C. (2006). Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 3181–3210. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>
- Janssen, N. A., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., Van Bree, L., Brink, H. T., 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 PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>. *Environmental Health Perspectives*, 119(12), 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
- 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. *Atmospheric Environment*, 38(31), 5193–5203. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.06.022>

- Kim, K.-H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136–143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Kirchstetter, T. W., Novakov, T., & Hobbs, P. V. (2004). Evidence that the spectral dependence of light absorption by aerosols is affected by organic carbon. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(D21). <https://doi.org/10.1029/2004JD004999>
- Li, J., Carlson, B. E., Yung, Y. L., Lv, D., Penner, J. E., Liao, H., Ramaswamy, V., Kahn, R. A., Zhang, P., Dubovik, O., Ding, A., Laci, A. A., Zhang, L., & Dong, Y. (2022). Scattering and absorbing aerosols in the climate system. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3, 363–379. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00284-4>
- Liu, X., Zheng, M., Liu, Y., Jin, Y., Liu, J., Zhang, B., Yang, X., Wu, Y., Zhang, T., Xiang, Y., Liu, B., & Yan, C. (2022). Intercomparison of equivalent black carbon (eBC) and elemental carbon (EC) concentrations with three-year continuous measurement in Beijing, China. *Environmental Research*, 209, 112791. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112791>
- Mészáros, E. (1999). *Fundamentals of atmospheric aerosol chemistry*. Akademiai Kiado. <https://doi.org/10.1023/A:1010753724116>
- Ministerio de Medio Ambiente. (2006). *Material particulado en España: niveles, composición y contribución de fuentes*. Gobierno de España. <https://doi.org/10.13140/2.1.3948.5440>
- Molero, F., Salvador, P., & Pujadas, M. (2024). Impact of Saharan dust intrusions on atmospheric boundary layer height over Madrid. *Atmosphere*, 15(12), 1451. <https://doi.org/10.3390/atmos15121451>
- Nicolás, J., Lucarelli, F., Galindo, N., Yubero, E., Crespo, J., Calzolari, G., & Nava, S. (2020). Impact of traffic flows and meteorological events on the hourly elemental composition of fine and coarse particles at an urban site. *Aerosol and Air Quality Research*, 20, 991–1001. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.10.0515>
- Petzold, A., Ogren, J. A., Fiebig, M., Laj, P., Li, S.-M., Baltensperger, U., Holzer-Popp, T., Kinne, S., Pappalardo, G., Sugimoto, N., Wehrl, C., Wiedensohler, A., & Zhang, X.-Y. (2013). Recommendations for reporting “black carbon” measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13, 8365–8379. <https://doi.org/10.5194/acp-13-8365-2013>
- Popoola, L. T., Adebajo, S. A., & Adeoye, B. K. (2018). Assessment of atmospheric particulate matter and heavy metals: A critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15, 935–948. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1435-x>
- Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M., Castillo, S., Pey, J., & López-Soler, A. (2009). Variability in regional background aerosols within the Mediterranean. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(14), 4575–4591. <https://doi.org/10.5194/acp-9-4575-2009>
- Rathod, S. D., Hamilton, D. S., Mahowald, N. M., Klimont, Z., Corbett, J. J., & Bond, T. C. (2022). A mineralogy-based anthropogenic combustion-iron emission inventory. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(30), e2115860119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2115860119>
- Richter, H., & Howard, J. B. (2000). Formation of polycyclic aromatic hydrocarbons and their growth to soot—A review of chemical reaction pathways. *Progress in Energy and Combustion Science*, 26(4–6), 565–608. [https://doi.org/10.1016/S0360-1285\(00\)00009-5](https://doi.org/10.1016/S0360-1285(00)00009-5)

- Rodríguez, S., Cuevas, E., Prospero, J. M., Alastuey, A., Querol, X., López-Solano, J., García, M. I., & Alonso-Pérez, S. (2015). Modulation of Saharan dust export by the North African dipole. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *15*, 7471–7486. <https://doi.org/10.5194/acp-15-7471-2015>
- Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., & de la Rosa, J. (2007). Atmospheric particulate matter and air quality in the Mediterranean: A review. *Environmental Chemistry Letters*, *5*(1), 1–7. <https://doi.org/10.1007/s10311-006-0071-0>
- Russo, A., Sousa, P. M., Durão, R. M., Ramos, A. M., Salvador, P., Linares, C., Díaz, J., & Trigo, R. M. (2020). Saharan dust intrusions in the Iberian Peninsula: Predominant synoptic conditions. *Science of The Total Environment*, *717*, 137041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137041>
- Salako, G. O., Hopke, P. K., Cohen, D. D., Begum, B. A., Biswas, S. K., Pandit, G. G., Chung, Y. S., Rahman, S. A., Hamzah, M. S., Davy, P., Markwitz, A., Shagjamba, D., Lodoysamba, S., & Wimolwattanapun, W. (2012). Exploring the variation between EC and BC in a variety of locations. *Aerosol and Air Quality Research*, *12*, 1–7. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.08.0120>
- Savadkoohi, M., Pandolfi, M., Favez, O., Putaud, J.-P., Eleftheriadis, K., Fiebig, M., Hopke, P. K., Laj, P., Wiedensohler, A., & Alados-Arboledas, L. (2024). Recommendations for reporting equivalent black carbon (eBC) mass concentrations based on long-term pan-European in-situ observations. *Environment International*, *185*, 108174. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108174>
- Sun, J., Zhang, Y., Zhi, G., Hitznerberger, R., Jin, W., Chen, Y., Wang, L., Tian, C., Li, Z., Chen, R., Xiao, W., Cheng, Y., Yang, W., Yao, L., Cao, Y., Huang, D., Qiu, Y., Xu, J., Xia, X., Yang, X., Zhang, X., Zong, Z., Song, Y., & Wu, C. (2021). Brown carbon's emission factors and optical characteristics in household biomass burning: Developing a novel algorithm for estimating the contribution of brown carbon. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *21*, 2329–2341. <https://doi.org/10.5194/acp-21-2329-2021>
- Szopa, S., Naik, V., Adhikary, B., Artaxo, P., Berntsen, T., Collins, W. D., Fuzzi, S., Gallardo, L., Kiendler-Scharr, A., Klimont, Z., Liao, H., Unger, N., & Zanis, P. (2021). Short-lived climate forcers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis* (IPCC). <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1>
- Viana, M. (2003). Niveles, composición y origen del material particulado atmosférico en los sectores Norte y Este de la Península Ibérica y Canarias (*Tesis doctoral*). Universidad Autónoma de Barcelona.
- Wang, Y., Li, W., Huang, J., Liu, L., Pang, Y., He, C., Liu, F., Liu, D., Bi, L., Zhang, X., & Shi, Z. (2021). Nonlinear enhancement of radiative absorption by black carbon in response to particle mixing structure. *Geophysical Research Letters*, *48*(24), e2021GL096437. <https://doi.org/10.1029/2021GL096437>
- Wen, W., Ma, X., Guo, C., et al. (2020). Source apportionment of black carbon and the feedback effect on the meteorological factors in Beijing, China. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*, 41764–41775. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09847-y>
- Wichmann, H. E., & Peters, A. (2000). Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, *358*, 2751–2769. <https://doi.org/10.1098/rsta.2000.0672>
- Yadav, I. C., & Devi, N. L. (2018). Biomass burning, regional air quality, and climate change. In *Elsevier eBooks* (pp. 386–391). Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11022-X>
- Yang, J., Sakhvidi, M. J. Z., de Hoogh, K., Vienneau, D., Siemiatyck, J., Zins, M., Goldberg, M., Chen, J., Lequy, E., & Jacquemin, B. (2021). Long-term exposure to black carbon and mortality: A 28-year

follow-up of the GAZEL cohort. *Environment International*, 157, 106805. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106805>

Yang, L., Zhang, X., Sun, G., Chen, H., Wang, D., Qin, W., & U, J. (2006). Comparison of EC and BC and evaluation of dust aerosol contribution to light absorption in Xi'an, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 120(1–3), 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9050-8>

Yubero, E., Galindo, N., Nicoló's, J.F., Crespo, J., Calzolari, G. and Lucarelli, F. (2015). Temporal variations of PM1 major components in an urban street canyon. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 13328-13335. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4599-z>

Zhao, G., Tan, T., Zhu, Y., Hu, M., and Zhao, C. (2021). Method to quantify black carbon aerosol light absorption enhancement with a mixing state index. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21, 18055-18063. <https://doi.org/10.5194/acp-21-18055-2021>

Zhi, G., Chen, Y., Xue, Z., Meng, F., Cai, J., Sheng, G., Fu, J. (2014). Comparison of elemental and black carbon measurements during normal and heavy haze periods: implications for research. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(10), 6097-6106. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3842-2>

