

Documentos guía para mediciones y modelización de nuevos contaminantes en calidad del aire

# Determinación de Black Carbon (BC)



Autores: Meritxell García-Marlès (CSIC), Pedro Trechera (CSIC), Xiansheng Liu (CSIC), Tuukka Petäjä (UHEL), Roy Harrison (UoB), Phillip Hopke (Clarckson University), Alfred Wiedensohler (TROPOS), Andrés Alastuey (CSIC) & Xavier Querol (CSIC)

Revisado por: Karri Saarnio (FMI), Elli Suhonen (FMI), Oliver Bischof (TSI), Carsten Kykal (TSI), Sebastian Schmitt (TSI), Torsten Tritscher (TSI), Joonas Vanhanen (Airmodus), Aki Pajunoja (Airmodus), Imre Salma (ELTE), Katrianne Lehtipalo (UHEL), Christoph Hüglin (EMPA)

Traducción al español: Oriol Font (CSIC)



*Imagen de portada creada con IA mediante RECRAFT*

## **Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas (RI-URBANS)**

RI-URBANS (<http://www.RIURBANS.eu>) cuenta con el apoyo de la Comisión Europea en el marco del Programa Marco de Investigación e Innovación Horizonte 2020, H2020-GD-2020, número de acuerdo de subvención: 10103624



# Índice

<b>ABREVIATURAS</b> .....	<b>I</b>
<b>ESPECIES QUÍMICAS</b> .....	<b>II</b>
<b>1. PREÁMBULO</b> .....	<b>1</b>
<b>2. DEFINICIÓN DE BLACK CARBON (BC)</b> .....	<b>2</b>
<b>3. MÉTODOS PARA LA DETERMINACIÓN DE EBC</b> .....	<b>3</b>
3.1. ESTADO DE LA ARMONIZACIÓN Y GUÍAS TÉCNICAS RELEVANTES PARA LA DETERMINACIÓN DE EBC .....	3
3.2. MUESTREO Y ACONDICIONAMIENTO .....	4
3.2.1. Muestreo .....	4
3.2.2. Secado .....	6
3.3. DETERMINACIÓN DE EBC .....	6
3.3.1. Medida de la absorción .....	6
3.3.2. Determinación de la concentración de eBC .....	8
<b>4. ARMONIZACIÓN DE LAS MEDICIONES DE ABSORCIÓN Y DETERMINACIÓN DE EBC</b> .....	<b>9</b>
4.1. ARMONIZACIÓN DE LAS MEDIDAS DE ABSORCIÓN .....	9
4.2. CONVERSIÓN ARMONIZADA DE LA ABSORCIÓN EN CONCENTRACIÓN DE MASA DE EBC MEDIANTE UNA MAC ESPECÍFICA LOCAL .....	10
4.3. INCERTIDUMBRE DE LAS MEDIDAS MEDIANTE FAPS .....	11
<b>5. GESTIÓN DE DATOS</b> .....	<b>13</b>
<b>6. CONCENTRACIONES DE EBC EN ENTORNOS URBANOS</b> .....	<b>15</b>
6.1. INTRODUCCIÓN .....	15
6.2. VARIABILIDAD ESPACIAL DEL EBC EN LA EUROPA URBANA .....	20
6.3. ANÁLISIS DE TENDENCIAS DEL BC .....	22
6.4. DETERMINACIÓN DE LA MAC POR TIPO DE ESTACIÓN .....	24
6.5. VARIABILIDAD ESPACIAL Y ESTACIONAL DE LA MAC EXPERIMENTAL .....	26
<b>7. RECOMENDACIONES Y CONCLUSIONES</b> .....	<b>30</b>
7.1. RECOMENDACIONES PARA LAS MEDICIONES .....	30
7.1.1. Sistema de muestreo .....	30
7.1.2. Recomendaciones para la determinación de la concentración de eBC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) .....	30
7.2. RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN DE DATOS .....	31
7.3. CONCLUSIONES PRINCIPALES PARA LAS OBSERVACIONES DE BC EN ESTACIONES URBANAS DE TODA EUROPA .....	32
7.4. RECOMENDACIONES PARA LA FORMULACIÓN DE POLÍTICAS DE CALIDAD DEL AIRE .....	33
<b>8. REFERENCIAS</b> .....	<b>34</b>

# Abreviaturas

<b>ACTRIS</b>	Infraestructura de investigación de Aerosoles, Nubes y gases traza
<b>ACTRIS - CAIS</b>	ACTRIS Centro para medidas <i>in situ</i> de aerosoles
<b>ACTRIS - ECAC</b>	ACTRIS Centro europeo de calibración y caracterización
<b>AE</b>	Aetalómetro
<b>B<sub>abs</sub></b>	Coeficiente de absorción
<b>b<sub>ATN</sub></b>	Atenuación de la luz
<b>BC</b>	Black Carbon (carbono negro)
<b>C<sub>0</sub></b>	Constante que depende del tipo de filtro usado
<b>CA</b>	Calidad del aire
<b>D</b>	Entregable (de Deliverable)
<b>EAQP</b>	Portal europeo de calidad de aire de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA)
<b>EBAS</b>	Infraestructura de base de datos desarrollada y operada por el Norwegian Institute
<b>eBC</b>	Black Carbon equivalente (a carbono elemental)
<b>EC</b>	Carbono elemental
<b>ECN</b>	Comité Europeo para la Normalización
<b>EMEP</b>	Programa europeo de seguimiento y evaluación
<b>EN</b>	Norma Europea
<b>ET</b>	Especificaciones Técnicas
<b>FAP</b>	Fotómetro de absorción por filtro
<b>GC/CC</b>	Garantía de calidad/Control de calidad
<b>H*</b>	Factor de armonización normalizado proporcionado por ACTRIS
<b>M</b>	Hito (de milestone)
<b>MAAP</b>	Fotómetro de absorción multi-ángulo
<b>MAC</b>	Sección transversal de absorción de masa
<b>NDECA</b>	Nueva directiva europea de calidad del aire (adoptada formalmente el 14/10/2024)
<b>OMM</b>	Organización Meteorológica Mundial
<b>OMS</b>	Organización Mundial de la Salud
<b>PM</b>	Material particulado
<b>PM<sub>10</sub></b>	Concentración en masa de partículas <10 µm
<b>PM<sub>2.5</sub></b>	Concentración en masa de partículas <2.5 µm
<b>PVAG</b>	Programa de Vigilancia Atmosférica Global de la OMM
<b>RB</b>	Fondo Regional
<b>RI-URBANS</b>	Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas EU-Project
<b>RVCA</b>	Redes de Vigilancia de la Calidad del Aire
<b>SOP</b>	Procedimiento de operación estándar
<b>SSA</b>	Albedo de dispersión simple
<b>SUB</b>	Fondo suburbano
<b>TR</b>	Tráfico
<b>UB</b>	Fondo urbano
<b>UE</b>	Unión Europea
<b>UFP</b>	Partículas ultrafinas

## Especies Químicas

<b>NH<sub>3</sub></b>	Amoníaco
<b>NO<sub>2</sub></b>	Dióxido de nitrógeno
<b>EC</b>	Carbono Elemental
<b>CO</b>	Carbono Orgánico

# 1. PREÁMBULO

Este documento se ha traducido al español con el apoyo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). El documento está vinculado con las necesidades de la Nueva Directiva Europea de Calidad del Aire (NDECA). Ha sido preparado como parte del proyecto europeo *"Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas"* (RI-URBANS) que enlaza la experiencia en observación atmosférica de *"Aerosols, Clouds and Trace gases Research InfraStructure Consortium"*, ACTRIS-ERIC con las capacidades de observación de la calidad del aire (CA) urbano de las redes de vigilancia de la CA (RVCAs).

La NDECA subraya la importancia que tienen los nuevos contaminantes sobre la CA y el bienestar de los ciudadanos. En concreto, se requiere que los nuevos contaminantes tal y como partículas ultrafinas (UFP), distribución de tamaño del número de partículas (PSND), Black Carbon (BC), carbono elemental (CE), amoníaco (NH<sub>3</sub>), un gran número de compuestos orgánicos volátiles (COVs) así como las mediciones de trazadores potencialmente tóxicos de material particulado (PM, en sus siglas en inglés), tal y como el potencial oxidativo (PO) del PM, sean monitorizados tanto en superestaciones rurales como urbanas, con el fin de respaldar el conocimiento científico de sus efectos sobre la salud y el medio ambiente. Para el caso de los Estados Miembros cuyo territorio es menor de 10000 km<sup>2</sup>, la monitorización en superestaciones de zonas urbanas debería ser suficiente ya que los niveles medidos se pueden considerar como representativos de la máxima exposición de la población a estos contaminantes en el territorio de dichos Estados Miembros. Para garantizar que la información recopilada sobre contaminación del aire sea lo suficientemente representativa y comparable en toda la UE, es importante que las técnicas de medidas normalizadas y los criterios comunes para el número y ubicación de las estaciones de medida se utilicen para la evaluación de la CA ambiente. El objetivo de este documento es facilitar la ampliación de los métodos de medición de BC en las RVCAs. En el presente documento se facilita un resumen actualizado de las metodologías relacionadas con la medición de las concentraciones de BC en aire ambiente. En él se resume también la síntesis científica más reciente de las observaciones paneuropeas y se proporcionan recomendaciones concisas sobre la determinación de BC en entornos urbanos con fines de monitoreos de la calidad del aire ambiente.

Esta es una guía de RI-URBANS/ACTRIS para el protocolo/método específico que forma parte del entregable D46 (D6.1) de RI-URBANS el cual, con el apoyo para la publicación de AXA Research Fund, conforma la diseminación final D55 (D7.6). Cualquier diseminación de estos resultados debe indicar que el documento solo refleja las opiniones de los autores y que la Comisión Europea ni MITERD no es responsable de ningún uso que se haga de la información que contiene.

## 2. DEFINICIÓN DE BLACK CARBON (BC)

La NDECA define el BC como un aerosol carbonoso, la concentración del cual se determina mediante su absorción de la luz. En este documento se describen varias metodologías para calcular concentraciones de BC a partir de mediciones ópticas. Hay que remarcar que, a día de hoy, no hay un consenso claro sobre la terminología a utilizar en todos aquellos aspectos relacionados con definiciones, métodos de determinación e incertidumbres de la medición de BC.

Los términos EC y BC se utilizan comúnmente para referirse a los componentes más refractarios, insolubles y con mayor capacidad de absorción de luz dentro del conjunto de los componentes del PM, emitidos principalmente por la combustión incompleta de combustibles fósiles y biomasa. **El EC y el BC se definen por su respectivo método de determinación**, que se fundamenta principalmente en la refractariedad térmica y la absorción de luz, respectivamente. Hay que tener en cuenta que existe una norma CEN para la medición termo-óptica de EC en PM<sub>2.5</sub> (EN16909:2017). El coeficiente de absorción de luz de partículas ( $b_{\text{abs}}$ ) se puede determinar a partir de mediciones ópticas mediante fotómetros de absorción por filtro (FAP, por sus siglas en inglés). Las concentraciones de masa de BC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) solo se pueden inferir indirectamente a partir de los datos de  $b_{\text{abs}}$  ( $\text{m}^{-1}$ ) aplicando un factor de conversión llamado sección transversal de absorción de masa (MAC, por sus siglas en inglés;  $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ ).

En cuanto a la forma de presentar los resultados sobre las concentraciones en masa de BC derivadas de métodos ópticos, la comunidad científica ha utilizado generalmente el término eBC (BC equivalente a EC), recomendado por Petzold et al. (2013). El atributo “equivalente” significa que los

valores de  $b_{abs}$  del PM se han convertido a concentración en masa ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) mediante aplicación de un factor de conversión (MAC) obtenido mediante la correlación de los valores de  $b_{abs}$  y de EC. Por lo tanto, los FAP realmente proporcionan concentraciones de eBC, basadas en valores MAC definidos por el fabricante, que se obtienen comparando EC y  $b_{abs}$ . Dichas concentraciones de eBC no son otra cosa que valores  $b_{abs}$  ( $\text{m}^{-1}$ ) expresados en otra unidad ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ). El valor MAC también se puede obtener calibrando las mediciones de eBC *in situ* (en la estación) mediante datos de mediciones de EC en filtros de PM simultáneas y en la misma estación. En este caso los valores de eBC reflejarán la concentración de EC. Siguiendo las recomendaciones de Savadkoohi et al. (2024), utilizaremos a partir de entonces el término eBC para la concentración de BC estimada a partir de  $b_{abs}$ , independientemente de qué valor MAC (suministrado por el fabricante o determinada *in situ*) se utilice para el cálculo de eBC.

### 3. MÉTODOS PARA LA DETERMINACIÓN DE eBC

Como se ha comentado anteriormente las mediciones de las concentraciones de eBC se realizan habitualmente mediante FAP. El aetalómetro (AE) y el fotómetro de absorción multiangular (MAAP, por sus siglas en inglés) son, entre los tipos de FAP, los más ampliamente utilizados. De todas formas, debido al cese de la producción de los MAAP, los AE son actualmente el instrumento más utilizado para la determinación de eBC. Existen otros instrumentos para determinar eBC a partir de la medición de  $b_{abs}$ , pero actualmente su uso es residual. Entre otros, los basados en técnicas fotoacústicas y en interferometría.

#### 3.1. Estado de la armonización y guías técnicas relevantes para la determinación de eBC

Actualmente no existen normas CEN ni directrices similares para la determinación de eBC. Sin embargo, hay varias iniciativas para armonizar la medición de las concentraciones de BC o eBC utilizando métodos en tiempo real. Estas iniciativas incluyen:

- Grupo de trabajo ECN WG35.

- Proyecto StanBC de la Asociación Europea de Metrología: (“*Standardization of Black Carbon Aerosol Metrics for Air Quality and Climate Modelling*”, <https://stanbc.com/>).
- El grupo de trabajo ACTRIS eBC, establecido en el marco del contrato CAMS21a con ECMWF.

Por lo tanto, se dispone de varias guías técnicas para la medición de  $b_{obs}$  mediante FAP. En concreto, los documentos preparados por el Programa de Vigilancia Atmosférica Global (PVAG, GAW en inglés) y ACTRIS proporcionan recomendaciones integrales, directrices, procedimientos operativos estándar y artículos científicos para mediciones *in situ* de aerosoles. En estos documentos están incluidas el muestreo y el acondicionamiento de aerosoles (recomendaciones para el secado, muestreo y tipo de tubos de muestreo de aerosoles), el funcionamiento de los equipos, la garantía y control de calidad (GC/CC) y la gestión de datos (registro y evaluación de datos). Estos recursos están disponibles con acceso libre en las [Directrices de medición - CAIS-ECAC \(actris-ecac.eu\)](https://actris-ecac.eu/). Algunos de estos métodos para la determinación del eBC se enumeran en la sección 8 (Referencias). Las recomendaciones del GAW y una guía directriz de ACTRIS para el manual de calidad de los MAAP y para el modelo de AE AE33, también están disponibles en el portal mencionado.

Las siguientes publicaciones proporcionan recomendaciones de como presentar las medidas de eBC y describen las diferentes técnicas/equipos: Muller et al. (2011), Petzold et al. (2013), Drinovec et al. (2015), y Savadkoohi et al. (2024).

## 3.2. Muestreo y acondicionamiento

Las siguientes recomendaciones para el muestreo y acondicionamiento están disponibles en ACTRIS CAIS-ECAC, “*European Centre for Aerosol Calibration and Characterization*”: <https://www.actris-ecac.eu/actris-gaw-recommendation-documents.html>.

### 3.2.1. Muestreo

Los instrumentos de medición deben estar alojados en un entorno protegido y en condiciones controladas (temperatura de 20 °C a 30 °C). En el muestreo de aerosoles en CA, los cabezales de aire deben estar generalmente situados a una altura entre 1.5 m y 4 m por encima del suelo (Directiva 2008/50/EC; Directiva 2015/1480/EC) y por lo general, debe de utilizarse un cabezal de PM<sub>10</sub>. Este corte de tamaño de partícula está consensuado con la red de GAW-OMM. Asimismo, la NDECA establece que "un emplazamiento más elevado de los cabezales puede ser adecuado si el punto de

muestreo está situado en una ubicación de fondo remoto; la decisión de aplicar dicho emplazamiento en un lugar más elevado deberá justificarse plenamente". La NDECA también establece un nivel inferior de 0.5 m, aunque para la mayoría de las mediciones de la CA se realiza a 1.5 m.

Es necesario minimizar las pérdidas por difusión de partículas ultrafinas y las pérdidas por impacto y sedimentación de partículas supermicrométricas. Para ello, los tubos de muestreo deben ser lo más cortos posible, evitando curvas y tuberías horizontales. Los tubos de muestreo deben estar hechos de un material conductor, resistente a la corrosión y con una rugosidad superficial baja (p. ej. acero inoxidable).

Los FAP se pueden conectar a una única entrada específica o a una entrada común a través de un divisor de flujo isocinético. La entrada y el divisor de flujo deben ser revisados periódicamente para detectar obstrucciones y posterior limpieza en caso de que fuera necesario. En este documento se describen algunos ajustes simples para los AE que pueden ser modificados por el usuario.

Los AE generalmente trabajan a un caudal de 5 L/min. Se pueden utilizar valores inferiores, como 2 L/min, en sitios de medición donde la señal recibida por el instrumento sea alta (es decir, altas concentraciones de BC). En cualquier caso, el caudal recomendado es de 5 L/min.

Las concentraciones de masa de eBC proporcionadas por los FAP se miden en las condiciones específicas de temperatura y presión estándar (STP) ( $T_0=273$  K,  $P_0=1013.25$  hPa) tal y como se requiere desde ACTRIS. Se recomienda la medición adicional de la presión y la temperatura ambiental. Si  $T_{ref}$  y  $P_{ref}$  son la T y P preconfiguradas en el software del AE, las concentraciones de eBC en las condiciones de P y T requeridas (u otras) se obtienen aplicando la siguiente ecuación (Ec. 1).

$$(1) eBC = eBC_{ref} \cdot \left(\frac{P_{ref}}{P}\right) \cdot \left(\frac{T}{T_{ref}}\right)$$

**Es necesario resaltar que en calidad aire PM se mide en condiciones ambientales, no en estándar como sugiere ACTRIS.**

### 3.2.2. Secado

Las mediciones *in situ* de aerosoles deben realizarse a una humedad relativa (HR) inferior al 40 %. Esto es imprescindible para obtener datos comparables, dado que el tamaño de las partículas higroscópicas está muy influenciado por la humedad. Se pueden emplear diferentes métodos para lograr una HR inferior al 40 %. GAW/ACTRIS recomiendan el secado de muestras de aerosoles mediante secadores Nafion® de un solo tubo. Hay diferentes diseños de secadores Nafion® disponibles para caudales bajos (~1 L/min) y caudales más elevados (hasta ~8 L/min).

En el caso de los instrumentos FAP, se debe medir la HR, la temperatura y la presión. La HR se debe medir antes y después del secador Nafion®.

## 3.3. Determinación de eBC

La determinación de las concentraciones de eBC mediante FAP se realiza en dos pasos. En el primer paso se mide el  $b_{abs}$ . A continuación, el  $b_{abs}$  se convierte a concentraciones de eBC en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , utilizando un MAC para su conversión. En esta sección se describen los principios para la medición del  $b_{abs}$  y la conversión a eBC.

### 3.3.1. Medida de la absorción

La atenuación o transmisión de luz a través de los diferentes puntos o zonas de muestra es registrada de manera continua por el instrumento. Cuando se excede una atenuación máxima específica del equipo, el filtro (que consiste en una cinta movable de varios m de longitud) se desplaza automáticamente para que las partículas se recojan en una parte limpia de dicho filtro-cinta evitando así la saturación de muestra en el mismo punto del filtro.

La medición del  $b_{abs}$  mediante FAP se puede realizar en diferentes longitudes de onda. Pueden darse diferentes artefactos en las medidas, principalmente causadas por la interferencia del filtro al dispersar la luz. Esta depende del tipo y modelo de equipo utilizado.

El MAAP mide los  $b_{abs}$  en una única longitud de onda (670 nm,) aunque su longitud de onda real es de 637 nm (Müller et al., 2011). La medición considera los artefactos en tiempo real relacionados con el filtro-cinta, midiendo simultáneamente la intensidad de la luz transmitida a través del filtro cargado de aerosol y dispersada en diferentes ángulos en el punto de medición del filtro-cinta. Posteriormente el equipo convierte estos datos en  $b_{abs}$ . Sin embargo, la interrupción en la

fabricación de los MAAP ha originado una disminución de estos equipos en las estaciones monitoreo de la CA. En Petzold et al. (2013) se afirma que cabe esperar que el tratamiento explícito de los efectos de dispersión de luz causados por aerosoles y por la matriz del filtro en el esquema de transferencia radiativa, mejore considerablemente la determinación del  $b_{abs}$  por parte del MAAP.

Los AE miden la atenuación de la luz ( $b_{ATN}$ ) que pasa a través de un filtro-cinta cargado de aerosol en varias longitudes de onda distintas (por ejemplo, a 370, 470, 520, 590, 660, 880 y 950 nm) de manera continua. La  $b_{ATN}$  medida corresponde a la absorción de luz por parte del BC y otras partículas absorbentes (es decir,  $b_{abs}$ ) y a los artefactos de medición causados por la interacción de la luz con las fibras del filtro y la acumulación de partículas en el filtro. El  $b_{abs}$  debe calcularse a partir de la  $b_{ATN}$  medida y teniendo en consideración estos artefactos.

La determinación de las concentraciones de eBC se realiza a 880 nm ya que a esta longitud de onda el  $b_{abs}$  debido a otras especies de aerosoles, principalmente aerosoles orgánicos, es insignificante y solo se absorben partículas de BC.

Uno de los artefactos de medición mencionados anteriormente consiste en la pérdida progresiva de sensibilidad debido a la acumulación progresiva de partículas en el filtro-cinta (efecto de carga factorial; CF). Algunos de los instrumentos disponibles corrigen en tiempo real la CF aplicando el método del “*doble punto*” (Drinovec et al., 2015). En el caso de los instrumentos no preparados para la corrección en tiempo real de la CF, la corrección se aplica una vez realizadas las mediciones (en laboratorio). Existen diferentes métodos disponibles para realizar las correcciones mencionadas producidas por este tipo de artefactos (Drinovec et al., 2017; Segura et al., 2014; Virkkula et al., 2007; Weingartner et al., 2003).

Otro de los artefactos importantes es la dispersión de la luz producida por el mismo filtro-cinta, que se traduce en un aumento del  $b_{ATN}$ . Una vez corregido el efecto de la CF, el  $b_{ATN}$  (medido a 880 nm), ya sea en tiempo real o en laboratorio, se corrige dividiendo su valor por el parámetro de dispersión múltiple del filtro ( $C_0$ ) y obtener el  $b_{abs}$  neto a 880 nm (Ec. 2):

$$(2) \ babs = \frac{b_{ATN}}{C_0}$$

Todos los AE convierten  $b_{ATN}$  a  $b_{abs}$  utilizando un  $C_0$  predefinido y constante que depende del filtro-cinta utilizado (Savadkoohi et al., 2023). Por ejemplo, los modelos de filtros-cinta más antiguos (M8020 y M8050) tienen un  $C_0$  igual a 1.57 mientras que en los actuales (M8060) el  $C_0$  es de 1.39. Este último valor de  $C_0$  es el recomendado y se puede utilizar en todos los modelos de EA. Los valores de  $C_0$  se configuran en el software del instrumento y deben cambiarse manualmente si el filtro-cinta se reemplaza por otro diferente.

El  $C_0$  puede diferir del utilizado en el software de los FAP. Por lo tanto, es necesario aplicar factores de corrección como los propuestos por ACTRIS (Müller y Fiebig, 2018), (para más detalles ver la sección 4 sobre armonización y Savadkoohi et al., 2024).

### 3.3.2. Determinación de la concentración de eBC

Las concentraciones de eBC se determinan dividiendo el  $b_{abs}$  por la MAC (Eq. 3).

$$(3) eBC = \frac{b_{abs}}{MAC}$$

La MAC (en  $m^2 g^{-1}$ ) representa la eficiencia de absorción de las partículas de BC y puede cambiar dependiendo de las propiedades microfísicas del BC. Los instrumentos utilizan MAC nominales (es decir, la MAC preconfigurada del software del equipo) para la determinación automática de eBC a partir del  $b_{abs}$ .

En el caso de los MAAP las concentraciones de eBC se obtienen dividiendo los  $b_{abs}$  medidos por un valor MAC nominal de  $6.6 m^2 g^{-1}$ .

Los AE más recientes (AE33, AE36) proporcionan datos de concentración de eBC en primer lugar dividiendo las mediciones de  $b_{ATN}$  a 880 nm por su correspondiente  $C_0$  para obtener el  $b_{abs}$ , y este se divide a su vez por un valor MAC de  $7.77 m^2 g^{-1}$ . Los modelos AE antiguos calculaban eBC a partir del  $b_{ATN}$  a 880 nm utilizando diferentes valores de MAC y  $C_0$  (más detalles en Savadkoohi et al., 2024). Un estudio reciente sobre comparación de los modelos AE31 y AE33 (Wu et al., 2024) determina una pendiente AE33/AE31 para eB de 1.2, lo que conlleva una corrección posterior y específica de la estación de medida. Esta pendiente concuerda con el valor publicado por ACTRIS-ECAC (2016) para la concentración de eBC (1.2) para la misma relación AE33/AE31.

Como se ha mencionado anteriormente, la MAC puede variar según las propiedades microfísicas de las partículas de BC. Esta variación debe tomarse en consideración para una obtener una mejor estimación de la concentración de eBC (para más detalles ver sección 4 y Savadkoohi et al., 2024).

## 4. ARMONIZACIÓN DE LAS MEDICIONES DE ABSORCIÓN Y DETERMINACIÓN DE eBC

De las ecuaciones 2 y 3 se desprende que para una determinación robusta de la concentración de eBC mediante FAP es imprescindible conocer los valores MAC y  $C_0$ . Sin embargo, dependiendo del FAP considerado, los valores preconfigurados en el software del equipo no siempre son apropiados, lo que introduce imprecisiones en la determinación de las concentraciones de eBC.

### 4.1. Armonización de las medidas de absorción

ACTRIS proporciona los factores de armonización normalizados ( $H^*$ ) necesarios para convertir los  $b_{ATN}$  medidos con diferentes AE en  $b_{abs}$ . Estos factores de armonización son necesarios porque el valor  $C_0$  es diferente del valor preconfigurado que utiliza el software del AE que no son los apropiados para una correcta medición de BC. Se deben considerar dos parámetros que dependen del modelo de AE y del filtro-cinta utilizado: a) el parámetro predeterminado ( $C_0$ ) y b) El factor  $H^*$  de ACTRIS (Müller y Fiebig, 2018). Para los modelos AE33 y AE36, el valor  $C_0$  se establece manualmente mediante el software del instrumento y debe cambiarse según el filtro-cinta utilizado. ACTRIS propone un valor  $H^*$  de 1.76 para el filtro-cinta M8060 ( $=2.44/1.39$ ) y de 2.21 ( $=3.5/1.57$ ; Müller y Fiebig, 2018b) para los filtros-cinta AE33 M8020 y M8050. Actualmente, las directrices del PVAG sugieren el uso de  $H^*=3.5$  para AE31 y AE22 (más detalles en OMM/VAG, 2016; Savadkoohi et al., 2024,).

## 4.2. Conversión armonizada de la absorción en concentración de masa de eBC mediante una MAC específica local

Dentro del concepto de armonización, la MAC es muy variable y está influenciada por una variedad de factores, entre ellos la ubicación (p. ej., urbana, rural, gran altitud), el tamaño de las partículas de BC, la mezcla interna de aerosoles frente a la externa, las fuentes de combustión y el tipo de equipo/modelo de medida. En la literatura se detalla una amplia gama de valores MAC experimentales para diferentes regiones y estaciones (Ciupek et al., 2021; Grange et al., 2020; Mbengue et al., 2021; Srivastava et al., 2022; Zanatta et al., 2016). La variación de los valores MAC experimentales dificulta la determinación precisa de las concentraciones de eBC (Ec. 3) y, en consecuencia, una representación precisa en los modelos de CA. Como se ha indicado en la literatura, el empleo de la MAC nominal da como resultado estimaciones de eBC potencialmente erróneas (Savadkoohi et al., 2024, 2023). Esto subraya la importancia de implementar métodos armonizados, como los procedimientos ACTRIS, para garantizar la coherencia en las mediciones y permitir comparaciones significativas. En el marco de RI-URBANS, se ha realizado un análisis en profundidad el efecto de diferentes valores MAC en la conversión de los  $b_{abs}$  en concentraciones de eBC (Savadkoohi et al., 2024).

Los valores MAC propios de cada estación se pueden estimar a través de medidas simultáneas de  $b_{abs}$  mediante concentraciones de eBC obtenidas con FAPs y concentraciones de EC, así como mediante métodos termo-ópticos usando el método de referencia EUSAAR-2 (Cavalli and Putaud, 2010; Karanasiou et al., 2020, 2015) (Eq. 4).

$$(4) \quad MAC = \frac{b_{abs}}{EC}$$

De las ecuaciones 3 y 4 se desprende que la concentración de eBC es idéntica a la de EC solo si el valor MAC asumido para calcular el eBC a partir de  $b_{abs}$  es igual al valor MAC real del aerosol que absorbe la luz en una longitud de onda determinada. Una vez obtenido el valor MAC estación-dependiente a partir de la ecuación 4, se puede utilizar la ecuación 3 para estimar la concentración de eBC en dicha estación de medida.

En la Sección 6, "DESCRIPCIÓN GENERAL PANEUROPEA DE eBC", se presenta la variabilidad espacial y estacional de los valores MAC en toda Europa. También se reafirma la importancia de determinar

un valor MAC específico de la estación de muestreo considerada para mediciones en tiempo real de eBC más fiables mediante absorción de luz (Savadkoochi et al., 2024).

Siempre que se disponga de mediciones simultáneas de  $b_{abs}$  y EC, la conversión de los datos de  $b_{abs}$  en concentraciones de masa de EC medidas utilizando la norma CEN EN16909 (UNE-EEN16909, 2018) debe seguir un protocolo similar al de la evaluación de la equivalencia de los métodos automáticos de medición de PM con las mediciones gravimétricas de PM descritas en la norma CEN EN12341 (UNE-EN 12341, 2015). Un protocolo de estas características se describe en la norma UNE-EN 16450:2017, que recomienda 80 pares de medidas, recogidas en dos campañas de muestreo, una en verano y otra en invierno. Es recomendable revisar la validez de la equivalencia al menos cada 2 años si no ha habido ningún cambio importante en el equipo entre mediciones. En este caso no se dispone de un método de referencia para eBC pero se dispone de la norma CEN PM<sub>2.5</sub>-EC y se recomienda realizar un ejercicio similar a esta norma con fines comparativos. Es importante resaltar que la nueva directiva requiere de mediciones de EC en las mismas superestaciones donde se mida BC, por lo que este MAC específico puede calcularse fácilmente.

### 4.3. Incertidumbre de las medidas mediante FAPs

La incertidumbre publicada para los valores de los  $b_{abs}$  medidos con un MAAP a 637 nm varía entre el 12 % (Petzold y Schönlinner, 2004) y el 15 % (Zanatta et al., 2016 y Müller et al., 2011). Según Valentini et al. (2021) y Yus-Díez et al. (2021) y referencias citadas en ellos, las mediciones con MAAP podrían sobreestimar los valores de los  $b_{abs}$  en comparación con otras técnicas no de referencia de medición de este mismo parámetro. Con respecto al AE33, las incertidumbres cuantificadas son del 15 % y 25 % para el  $b_{abs}$  y eBC, respectivamente (Rigler et al., 2020). Teniendo esto en cuenta, las incertidumbres en las mediciones del  $b_{abs}$  mencionadas anteriormente se pueden minimizar corrigiendo continuamente el eBC calculado, realizando mediciones de EC simultáneas y acorde con la norma CEN EN16909:2017. De acuerdo con esta norma y los análisis semicontinuos, la desviación en las concentraciones medias de EC entre análisis en laboratorio es de un 18 % (Karanasiou et al., 2020).

La variabilidad inter-laboratorio de las concentraciones de EC es del 10 % (Rigler et al., 2020). Esto se asocia con incertidumbres relacionadas con la temperatura que define el punto de separación

OC-EC, que está influenciado por el tipo de aerosol, la composición química y la carbonización del material orgánico cuando se utilizan métodos de medida óptico-térmicos (Karanasiou et al., 2020; Rigler et al., 2020). En estudios previos (Cavalli y Putaud, 2010; Karanasiou et al., 2015) se han determinado incertidumbres en la determinación de EC que oscilan entre el 2 y el 7 %, acordes con la incertidumbre indicada en el protocolo EUSAAR-2 en Europa.

Las concentraciones de eBC se ven parcialmente afectadas por la variabilidad de un equipo a otro tal y como se deduce de los valores publicados. Por ejemplo, los MAAP muestran una variabilidad equipo-equipo <5 % (Müller et al., 2011). En cambio, los modelos más antiguos de EA como el AE31, la variabilidad puede alcanzar hasta un 30 %. Esta variación tan importante se asocia principalmente con el flujo de la muestra, el tamaño del haz de luz y a la mala aplicación de las funciones de corrección actuales. Como se ha mencionado anteriormente, los datos obtenidos con AE31 deben corregirse *a posteriori* para los efectos CF, lo que contribuye a un ruido inherente mayor en los datos de este tipo de AE en comparación con los datos obtenidos con MAAP. Así, se han obtenido diferencias de alrededor del 7 % entre los datos MAAP y AE31 con un coeficiente de correlación bajo ( $R^2=0.65$ ) (Asmi et al., 2021). En cambio, la correlación obtenida entre los instrumentos MAAP y AE33 es mucho mayor ( $R^2=0.87$ , según el mismo estudio). Otros estudios han obtenido correlaciones notables ( $R^2>0.90$ ) entre los datos de MAAP y AE33 (Helin et al., 2018), donde los equipos AE33 presentan concentraciones ligeramente superiores a las de los MAAP.

En un estudio reciente (Cuesta-Mosquera et al., 2021) la variabilidad entre equipos es relativamente pequeña para los valores de eBC medidos con un AE33, oscilando entre el -16 % y el 8 %, con una desviación media de alrededor del -1 %. En la mayoría de los casos, el tipo de filtro empleado en cada equipo, la carga total de partículas en el filtro y la calibración del flujo podrían explicar estas desviaciones. Para reducir la variabilidad entre equipos AE33, se recomienda el uso de la versión más reciente de filtro-cinta (M8060) evitando el uso de modelos más antiguos (Cuesta-Mosquera et al., 2021). Además, destacan la importancia de indicar no solo el modelo de filtro-cinta utilizado, sino también del correspondiente  $C_0$  preconfigurado en el AE.

Debido a su alta precisión y baja incertidumbre (12 %; Petzold et al., 2005), el MAAP se considera el instrumento de referencia ideal para el cálculo de  $b_{abs.}$ , pero debido a la interrupción de su fabricación no es una opción viable en el futuro.

## 5. GESTIÓN DE DATOS

Según la legislación de la UE, los estados miembros están obligados a enviar los datos al Portal Europeo de Calidad del Aire (EAQP, por sus siglas en inglés) administrado por la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA). La orientación necesaria sobre cómo realizar la gestión de datos a nivel local dentro de las RVCAs será proporcionada por la AEMA. Además, es necesario aclarar cuál será la situación de las mediciones en las superestaciones dentro de la NDECA. ¿Los estados miembros han de suministrar los datos al EAQP de la AEMA, como es el caso de otros contaminantes del aire? Este será probablemente el caso para el eBC, por lo que se recomienda al EAQP que siga la gestión de datos y las plantillas de los protocolos EBAS existentes para eBC y que mantenga la información actualizada de los valores MAC obtenidos para una correcta determinación de las concentraciones de eBC.

En el marco del proyecto RI-URBANS, se han recopilado datos de observación de la concentración de eBC a partir de bases de datos de superestaciones de monitoreo de CA aire existentes, no disponibles en las bases de datos EBAS (<https://ebas-data.nilu.no/>). Desde entonces, estos datos han sido (o están siendo) remitidos de forma centralizada a EBAS por los socios de RI-URBANS y no por los propietarios de los datos, a menos que ya se hayan enviado a otros programas. La base de datos EBAS, el mayor archivo de datos sobre componentes atmosféricos en todo el mundo, alberga datos de diferentes programas e infraestructuras de investigación como el Programa Europeo de Monitoreo y Evaluación (EMEP, por sus siglas en inglés) o el programa GAW-OMM, entre otros. EBAS ha definido, en colaboración con Superestaciones Europeas para la Investigación de Aerosoles Atmosféricos (EUSAAR, por sus siglas en inglés) y ACTRIS, diferentes protocolos operativos estándar comunes y procedimientos de notificación de datos para mediciones de las propiedades de aerosoles atmosféricos. Estos protocolos y procedimientos han sido adoptados por el programa VAG-OMM. Los datos de nivel 2 de EBAS con GC/CC, incluidas las variables físicas, se han procesado siguiendo las recomendaciones de ACTRIS para la presentación de informes sobre mediciones de eBC.

Los conjuntos de datos deben incluir metadatos de la estación, tal y como el tipo de estación, altitud, altura de los equipos, coordenadas, los FAP utilizados, el método de medición y cualquier

configuración operativa relevante (por ejemplo, tipo de filtro-cinta, cabezal, caudal y valor MAC de referencia). También se debe incluir información detallada sobre los métodos y la duración de los muestreos en los metadatos asociados con los archivos de datos. Respecto a la calidad de algunos de los conjuntos de datos proporcionados directamente por los socios de este proyecto en algunos casos no es totalmente satisfactoria debido a la ausencia de determinados datos, diferente procesado de los mismos y niveles de calidad desiguales. Por este motivo, los datos se han procesado y armonizado siguiendo las recomendaciones de ACTRIS. Estos datos se han promediado cada hora (consultar detalles en Savadkoohi et al., 2023). Todos los conjuntos de datos recopilados están incluidos en el repositorio secundario de acceso abierto en ZENODO (Savadkoohi y Pandolfi, 2023; <https://doi.org/10.5281/zenodo.7982201>). Cada conjunto de datos contiene metadatos sobre la estación de medida, el equipo y los detalles técnicos de funcionamiento. Incluye mediciones de los  $b_{abs}$  y concentraciones horarias promedio de eBC calculadas utilizando la MAC nominal de cada instrumento.

Los conjuntos de datos proporcionados directamente por los creadores de datos se han remitido a EBAS como nivel 2 siguiendo los archivos de nivel 2 de Nasa-Ames de EBAS utilizando la plantilla y las instrucciones que se encuentran en <https://ebas-submit.nilu.no/templates/Filter-Absorption-Photometer/lev2>. En estos conjuntos de datos, los  $b_{abs}$  se proporcionan en promedios horarios. Las concentraciones de eBC se pueden calcular a partir de los valores de los  $b_{abs}$ , utilizando un valor MAC consensuado y estarán disponibles como datos de nivel 3 en EBAS.

En general, los problemas de gestión de datos relacionados con los FAPs pueden surgir en varios niveles, en particular en lo que respecta a la GC/CC de los datos, y en la implementación de medidas para garantizar la calidad y coherencia de los datos. ACTRIS proporciona protocolos de medición normalizados y procesamiento de datos en diferentes equipos y estaciones para mantener la coherencia en la calidad de los mismos permitiendo así un alcanzar un nivel significativo en las comparaciones (<https://www.actris-ecac.eu/particle-light-absorption.html>). A continuación, se presentan algunos problemas, consideraciones potenciales, así como sugerencias para obtener datos robustos de eBC y  $b_{abs}$ :

- Calibración y mantenimiento: los FAP deben calibrarse y con mantenimiento periódico para garantizar mediciones precisas. Cualquier desviación puede provocar problemas de calidad de los datos.
- Efectos de los filtros-cinta: el estado de los filtros utilizados en los FAP, como la carga y la presencia de agua, puede afectar la calidad de los datos. Los filtros deben revisarse periódicamente y tomar medidas si es necesario (eliminar el agua, forma irregular de las cargas, etc.).
- Configuración del equipo: los distintos equipos pueden tener distintas configuraciones, incluidas las configuraciones para el factor  $C_0$ . Configuraciones inconsistentes pueden provocar discrepancias en los datos.
- Brechas de datos y valores atípicos: la ausencia de datos y los valores atípicos pueden darse principalmente debido a errores y fallos del equipo. Estos deben identificarse y gestionarse con cuidado, asegurando que los datos cumplan con las normas de CC antes de realizar un análisis posterior.
- Metadatos: los metadatos completos (incluida la información de la estación, el tipo de instrumento, las configuraciones y los detalles de operación) deben registrarse y gestionarse de manera eficaz para la interpretación y comparación de datos.
- Corregir la dispersión múltiple: aplicar un factor  $C_0$  adecuado para corregir la dispersión múltiple en los datos, que puede variar según el equipo y el contexto específico de las mediciones.
- Documentar los procedimientos: mantener una documentación detallada de todos los pasos de procesamiento de los datos y las premisas para lograr transparencia y reproducibilidad.

## 6. CONCENTRACIONES DE eBC EN ENTORNOS URBANOS

### 6.1. Introducción

Un objetivo específico del proyecto RI-URBANS es el de interpretar y divulgar los beneficios de la obtención de conjuntos de datos de estaciones urbanas sobre nuevas métricas de CA, como por

ejemplo los niveles de eBC y su contribución de fuentes para proporcionar líneas guía para el muestreo y para obtener mediciones armonizadas en toda la Europa urbana de este contaminante. En esta sección, se resumen los resultados del análisis de los conjuntos de datos recopilados de las mediciones de eBC en aire ambiente, incluidas las contribuciones de fuentes de combustibles sólidos y líquidos.

En el marco de RI-URBANS, Savadkoohi et al. (2023) han evaluado la dinámica a largo plazo del eBC mediante la recopilación de conjuntos de datos sobre concentraciones de este contaminante en 50 estaciones de monitoreo europeas que abarcan varios períodos de muestreo entre 2006 y 2022. Estas 50 estaciones de medición incluyen 23 de UB (fondo urbano), 18 de TR (tráfico), 7 de SUB (fondo suburbano) y 2 de RB (fondo regional) en 29 ciudades de 11 países europeos. La Figura 1 muestra la distribución de las estaciones de monitoreo. La Tabla 1 proporciona información sobre la región geográfica, ubicación, ciudad, país, tipo de estación, coordenadas, altitud, altura de medición, cobertura de datos y el tipo de datos recibidos (Savadkoohi et al., 2023).

Se ha estudiado la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de eBC en aire ambiente en entornos UB, TR y SUB en toda Europa. Los datos se han recopilado principalmente en áreas UB, utilizando diferentes técnicas basadas en FAPs. Para normalizar los cálculos de los  $b_{abs}$ , se han aplicado los  $H^*$  recomendados por ACTRIS para diferentes modelos de AE. Estos  $b_{abs}$  armonizados se han utilizado en el modelo aetalómetro (modelo AE) que estima la distribución de fuentes de eBC para la determinación de la misma. Dado que pocas estaciones tenían mediciones de eBC y EC obtenidas simultáneamente y en la misma ubicación, se ha utilizado el MAC nominal de los equipos para convertir  $b_{abs}$  a concentraciones de eBC en vez de determinarla *in situ*.

Se han estudiado las tendencias de eBC a largo plazo utilizando tres métodos diferentes. En primer lugar, se ha utilizado el estimador de regresión de pendiente de Theil-Sen para calcular las medias mensuales a partir de mediciones horarias, lo que proporciona un análisis sólido y no paramétrico de la significación estadística y de las pendientes. Para el análisis de tendencias solo se han incluido estaciones con al menos nueve años de datos de concentraciones de eBC y con un 75 % de mediciones válidas. Tanto los cambios de tipos y modelos instrumentales a lo largo de nueve años, como el cambio de MAAP a AE33, es muy probable que haya condicionado las mediciones y por lo tanto los valores de los  $b_{abs}$  en algunas de estas estaciones. El método Theil-Sen se ha focalizado en

el análisis de tendencias interanuales, sin tener en cuenta las formas de las tendencias ni los puntos de ruptura. Por lo tanto, se ha empleado el análisis de series temporales de descomposición de tendencias estacionales (STL, por sus siglas en inglés), basado en el estimador "Loess", para examinar las tendencias y las variaciones estacionales. Se han calculado intervalos de confianza del 95 % con "bootstrap" para los resultados de STL y Theil-Sen. Finalmente, la regresión por intervalos utilizando el paquete "segmented" permite identificar posibles puntos de ruptura que segmentan las tendencias. Es un procedimiento interactivo, que incorpora valores aproximados de puntos de ruptura y reinicio con "bootstrap", pendientes estimadas de segmentos y significación estadística.

**Tabla 1.** Lista de las 50 estaciones de monitoreo que han proporcionado conjuntos de datos de la concentración de masa de eBC. Se incluye la ubicación de cada estación, tipo de estación (UB, fondo urbano; TR, tráfico; SUB, fondo suburbano; RG, fondo regional), equipo utilizado para las mediciones y detalles específicos de las mismas, incluida la altitud y la altura de medición. La mayoría de los datos proceden de RI-URBANS, con carácter horario excepto para la estación ETOLI (datos sin procesar). Los datos de las estaciones de TROPOS, Mitte y Eisenbahnstrasse proceden de EBAS y son de Nivel 2.

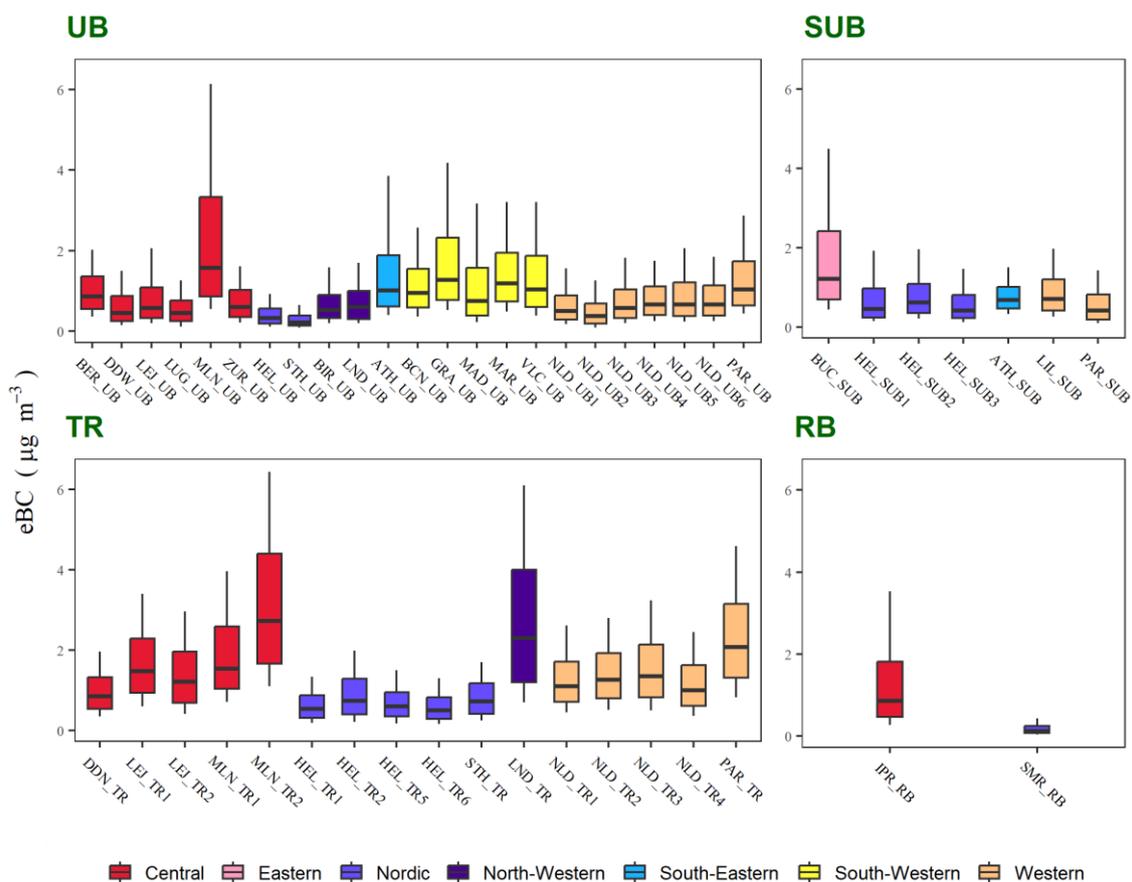
	Estación	Ciudad	Tipo	Acroním o	Coordenadas	Altitud (m)	Equipo	Altura de medici	Dato recibido	Cobertura
Norte de Europa	Mannerheimintie	Helsinki-FI	TR	HEL_TR1	60.1697, 24.939	10	MAAP	4	eBC	01/01/2011 2/31/2019
	Mäkelänkatu	Helsinki-FI	TR	HEL_TR2	60.196, 24.952	25	MAAP	4	eBC	01/30/2015 2/31/2019
	Töölöntulli	Helsinki-FI	TR	HEL_TR3	60.190, 24.916	24	MAAP	4	eBC	11/01/2010 30/12/2015
	Kehä I	Helsinki-FI	TR	HEL_TR4	60.241, 25.025	15	MAAP	4	eBC	01/01/2012 2/28/2012
	Tikkurila	Helsinki-FI	TR	HEL_TR5	60.289, 25.039	22	MAAP	4	eBC	Years 2014, 2016 & 2018
	Leppävaara	Helsinki-FI	TR	HEL_TR6	60.220, 24.811	13	MAAP	4	eBC	Years 2015 & 2017
	Kallio	Helsinki-FI	UB	HEL_UB	60.1872, 24.950	18	MAAP	4	eBC	01/04/2012 2/31/2019
	Rekola	Helsinki-FI	SUB	HEL_SUB 1	60.331, 25.075	29	AE33	4	7 (λ) eBC	05/01/2017 31/05/2017
	Itä-Hakkila	Helsinki-FI	SUB	HEL_SUB 2	60.291, 25.112	41	AE33	4	7 (λ) eBC	03/01/2018 3/10/2018
	Pirkkola	Helsinki-FI	SUB	HEL_SUB 3	60.234, 24.922	27	AE33	4	7 (λ) eBC	31/12/2018 1/12/2019
	SMEAR II	Hyytiälä, FI	RB	SMR_RB	61.847, 24.295	181	AE33	4	7 (λ) eBC & 7 (λ) babs	15/03/2018 31/12/2021
						181	AE31	4	7 (λ) eBC & 7 (λ) babs	31/05/2006 7/11/2017
						181	MAAP	4	eBC	18/06/2013 9/05/2021
	Hornsgatan 108	Stockholm- SE	TR	STH_TR	59.3171, 18.048	25	AE33	4	7 (λ) eBC	14/10/2014 1/12/2019
						25	MAAP	4	eBC	04/11/2015 5/12/2016
Torkel Knutssonsgatan	Stockholm- SE	UB	STH_UB	59.316, 18.057	48	AE33	24	7 (λ) eBC	10/14/2014 2/31/2019	
					48	MAAP	24	eBC	10/02/2014 1/3/2015	

Noroeste Europa	BAQS	Birmingham-UK	UB	BIR_UB	52.455, -1.928	143	AE33	3	7 (λ) eBC	03/19/2019/23/2022
	N Kensington	London-UK	UB	LND_UB	51.521, -0.213	27	AE22	2.8	2 (λ) eBC	01/01/2009/1/07/2019
						27	AE33	2.8	7 (λ) eBC	01/01/2020/1/01/2022
	Marylebone Road	London-UK	TR	LND_TR	51.522, -0.1546	35	AE22	3	2 (λ) eBC	16/03/2009/3/1/12/2019
35						AE33	3	7 (λ) eBC	01/24/2020/1/01/2022	
Oeste de Europa	Winkelhorst	Enschede-NL	UB	NLD_UB1	52.234, 6.919	38	MAAP	3	eBC	04/29/2015/1/2/31/2021
	Nijensteineerheid	Groningen-NL	UB	NLD_UB2	53.246, 53.246	-1	MAAP	3	eBC	05/04/2015/1/2/31/2021
	Jamboreepad	Heerlen-NL	UB	NLD_UB3	50.900, 5.986	98	MAAP	3	eBC	04/09/2015/1/2/31/2021
	Ruyterstraat	Nijmegen-NL	UB	NLD_UB4	51.838, 5.856	28	MAAP	3	eBC	04/30/2015/1/2/31/2021
	Europalaan	Veldhoven-NL	UB	NLD_UB5	51.407, 5.393	22	MAAP	3	eBC	05/21/2015/1/2/31/2021
	Noordbrabantlaan	Eindhoven-NL	TR	NLD_TR1	51.444, 5.444	18	MAAP	3	eBC	28/04/2015/3/1/12/2021
	Graafseweg	Nijmegen-NL	TR	NLD_TR2	51.841, 5.857	28	MAAP	3	eBC	26/05/2015/3/1/12/2021
	NL01487 (RPW)	Rotterdam-NL	TR	NLD_TR3	51.891, 4.481	2	MAAP	4	eBC	01/01/2010/3/1/12/2021
	NL01488 (RZW)	Rotterdam-NL	UB	NLD_UB6	51.894, 4.4876	0	MAAP	4	eBC	01/01/2010/1/2/31/2021
	NL01492 (RDM)	Rotterdam-NL	TR	NLD_TR4	51.914, 4.48	-1	MAAP	4	eBC	01/07/2007/3/1/12/2021
	Paris-13	Paris-FR	UB	PAR_UB	48.828, 2.359	57	AE33	2.3	7 (λ) eBC	01/01/2016/1/2/31/2019
	Hausmann	Paris-FR	TR	PAR_TR	48.874, 2.330	42	AE33	3.8	7 (λ) eBC	01/01/2016/1/2/29/2019
	ATOLL	Lille-FR	SUB	LIL_SUB	50.611, 3.1403	70	AE33	20	7 (λ) eBC	01/01/2017/3/1/12/2019
	SIRTA	Paris-FR	SUB	PAR_SUB	48.7086, 2.1588	162	AE33	15	7 (λ) eBC	01/01/2014/3/0/12/2020
Suroeste de Europa	Longchamp	Marseille-FR	UB	MAR_UB	43.305, 5.394	73	AE33	3	7 (λ) eBC	01/01/2017-12/31/2019
	Palau Reial	Barcelona-ES	UB	BCN_UB	41.387, 2.115	80	AE33	4	7 (λ) eBC & 7 babs	04/03/2015-9/20/2020
						64	MAAP	4	eBC	01/13/2009-3/31/2021
	UGR	Granada-ES	UB	GRA_UB	37.18, -3.58	680	AE33	15	7 (λ) eBC	01/01/2014-12/31/2019
						680	MAAP	15	eBC	01/01/2006-31/12/2020
	Burjassot	Valencia-ES	UB	VLC_UB	39.51, -0.42	40	AE31	15	7 (λ) eBC & 7 babs	01/09/2017-12/7/2020
CIEMAT	Madrid-ES	UB	MAD_UB	40.456, -3.725	669	AE33	47 (λ)	eBC	14/01/2013-31/12/2019	
SE de Europa	Thissio	Athens-GR	UB	ATH_UB	37.973, 23.718	105	AE33	4	7 (λ) eBC & 7 ATN	01/01/2017-12/31/2019
	Demokritos	Athens-GR	SUB	ATH_SUB	37.99, 23.82	270	AE33	6	7 (λ) babs	11/01/2017-31/12/2019
E-EU	INO	Bucharest-RO	SUB	BU_SUB	44.348, 26.029	93	AE33	15	7 (λ) eBC	27/02/2014-11/01/2022
Europa Central	Winckelmannst.	Dresden-DE	UB	DDW_UB	51.036, 13.730	120	MAAP	3.5	eBC	01/01/2017-12/31/2019
	Nord	Dresden-DE	TR	DDN_TR	51.087, 13.7630	112	MAAP	4	eBC	01/01/2017-31/12/2019
	TROPOS	Leipzig-DE	UB	LEJ_UB	51.352, 12.434	113	MAAP	4	babs_670nm	01/01/2009-12/31/2020



## 6.2. Variabilidad espacial del eBC en la Europa Urbana

Los conjuntos de datos armonizados indican una tendencia claramente decreciente de las concentraciones de eBC según el tipo de estación (TR > UB > SUB > RB). Hay ciertas excepciones a esta tendencia como los niveles elevados de eBC de la estación rural en el valle del Po (norte de Italia), conocida por su elevada contaminación en PM. Las concentraciones promedio de eBC para el periodo 2017-2019, varían de  $3.4 \mu\text{g m}^{-3}$  en la estación de TR de Milán, Italia (MLN\_TR2), a  $0.17 \mu\text{g m}^{-3}$  en la estación de RB de Hyytiälä, Finlandia (SMEAR\_RB). Existe, también, un marcado gradiente N-S ascendente de las concentraciones de eBC, que está en consonancia con el de otros contaminantes como  $\text{NO}_2$  o  $\text{PM}_{2.5}$ , y que subraya que las diferencias regionales en las emisiones son notables. La variabilidad estacional en las concentraciones de eBC es muy marcada, con los niveles más altos durante el invierno en la estación de TR de Milán mencionada anteriormente (MLN\_TR2) ( $5.2 \pm 28 \mu\text{g m}^{-3}$ ) y los más bajos en verano en la estación de RB de Finlandia (SMEAR\_R) ( $0.1 \pm 0.1 \mu\text{g m}^{-3}$ ). La Figura 2 muestra la variabilidad de las concentraciones de eBC en varias regiones, en base a concentraciones horarias promedio de las estaciones correspondientes, durante el período de estudio (2017-2019).



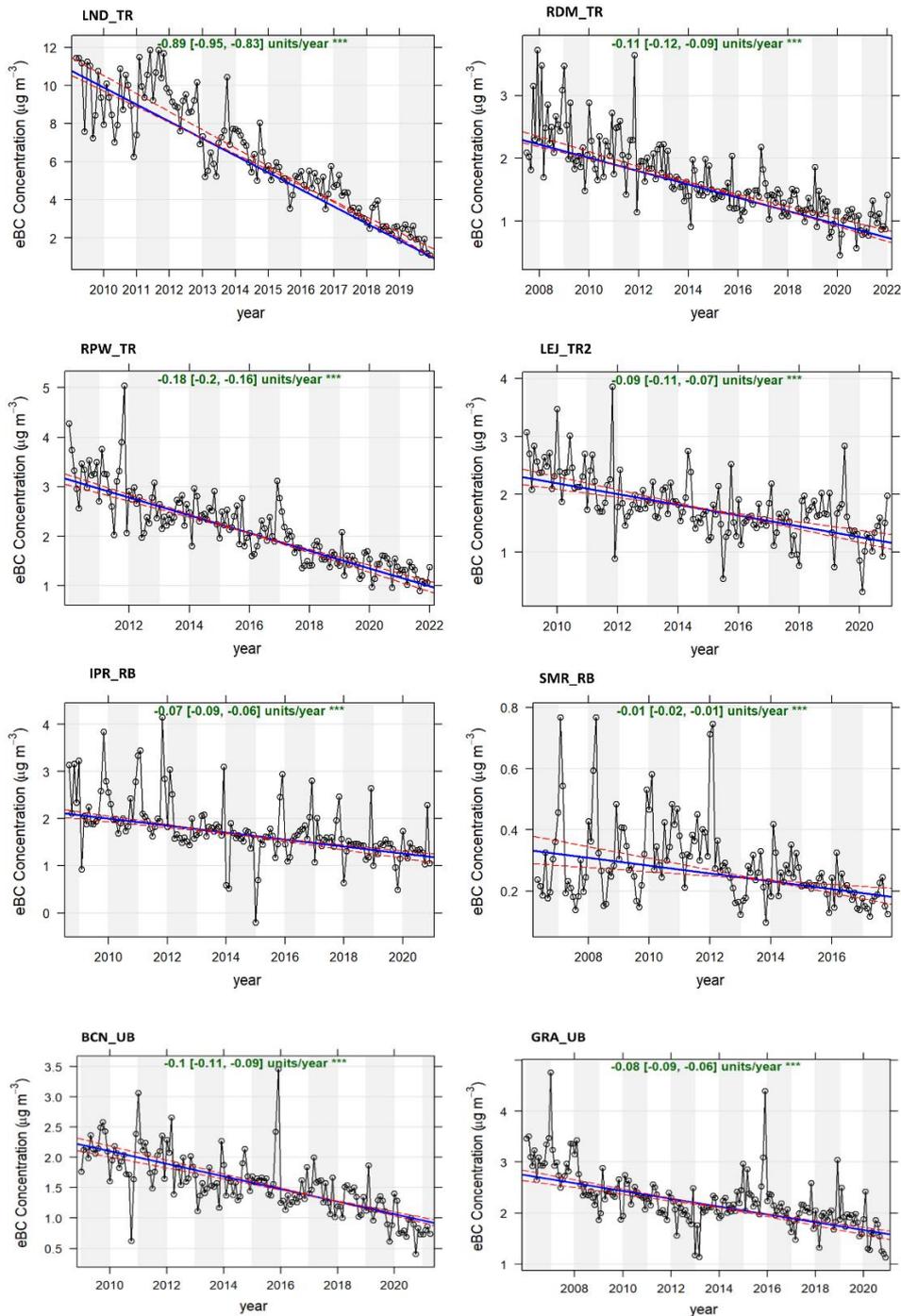
**Figura 2.** Variabilidad horaria promedio de las concentraciones de eBCs en 50 estaciones medidas entre 2017 and 2019 y clasificadas por el tipo de estación y región. Modificado de Savadkoohi et al. (2023).

Los AE, que miden la absorción en varias longitudes de onda, ofrecen información sobre el eBC que se origina a partir de la combustión de combustibles líquidos (por ejemplo, emisiones de escape de vehículos; eBCLF) y la combustión de combustibles sólidos (principalmente de la quema de madera y carbón residencial y comercial; eBCSF) en diferentes entornos urbanos, de tráfico y regionales. Como se ha mencionado con anterioridad, estas contribuciones se estiman comúnmente aplicando el llamado modelo AE. En las secciones específicas de ST11 de RI-URBANS se facilita una revisión detallada y varias recomendaciones sobre la distribución de fuentes de eBC (<https://riurbans.eu/project/#service-tools>). Los resultados preliminares sobre la distribución de fuentes de eBC mediante la aplicación del modelo AE se pueden encontrar en Savadkoohi et al. (2023). El eBCLF (principalmente atribuido al tráfico rodado) es el principal contribuyente al eBC urbano (hasta un 88 %), con una contribución creciente desde el norte hasta el centro, oeste y

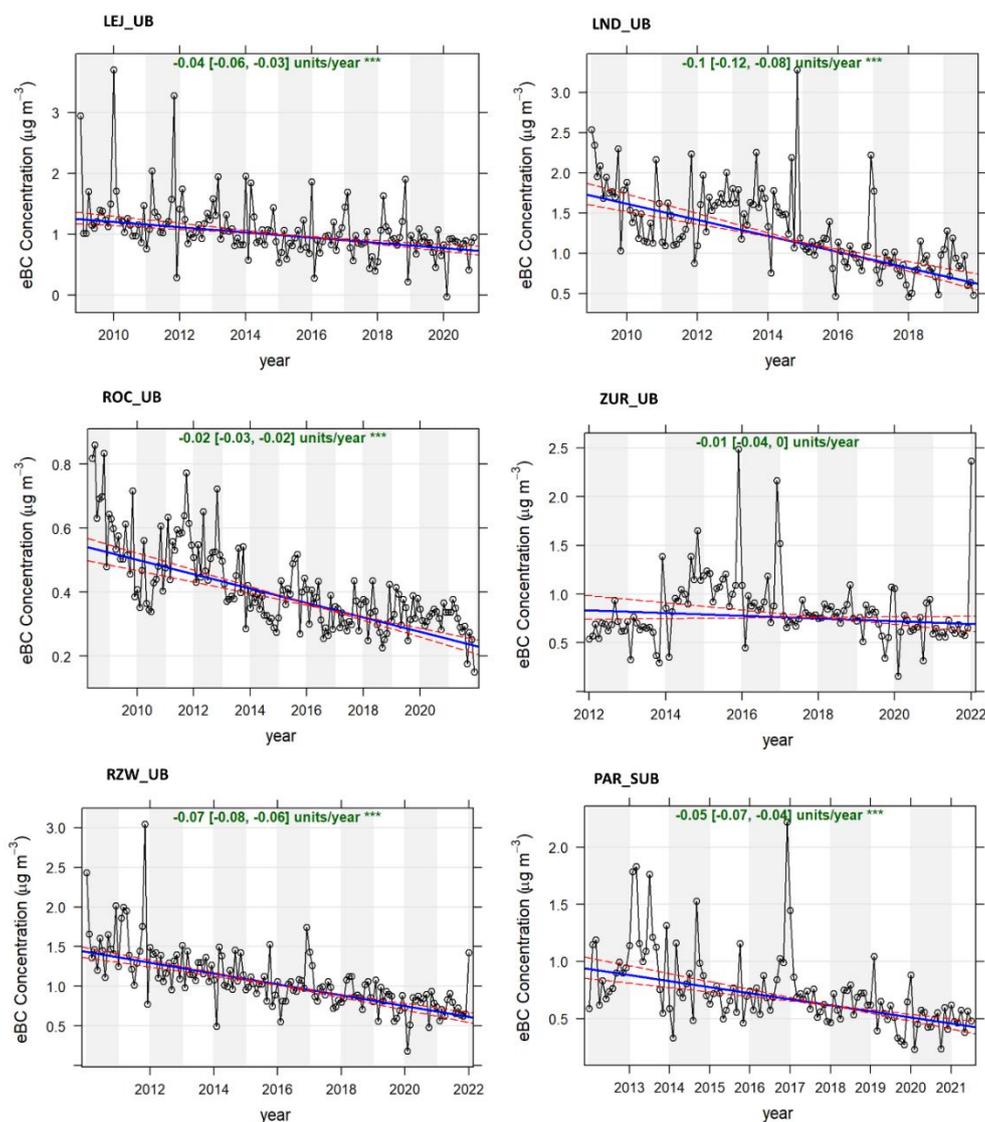
suroeste de Europa. Sin embargo, el eBCSF, relacionado principalmente con la combustión de biomasa y carbón, desempeña un papel importante solo en ciertas ciudades (26–39 % en Bucarest, Atenas y Helsinki).

### 6.3. Análisis de tendencias del BC

En la Figura 3 se representan las tendencias interanuales estimadas obtenidas de las concentraciones de eBC para las estaciones seleccionadas. En todas ellas, se ha detectado una tendencia decreciente consistente y estadísticamente significativa, para los períodos estudiados. Las tendencias decrecientes de la concentración de eBC presentan una variación anual de  $-1.6\%$  a  $-8.4\%$  (Savadkoohi et al., 2023). Las tendencias absolutas estadísticamente más significativas de las concentraciones de eBC se dan en las estaciones de TR, oscilando entre  $-0.09\ \mu\text{g m}^{-3}\ \text{año}^{-1}$  y  $-0.9\ \mu\text{g m}^{-3}\ \text{año}^{-1}$ . En las estaciones de UB y RB, las tendencias varían entre  $-0.02$  y  $-0.1\ \mu\text{g m}^{-3}\ \text{año}^{-1}$  y  $-0.01$  y  $-0.07\ \mu\text{g m}^{-3}\ \text{año}^{-1}$ , respectivamente. La evolución a largo plazo de las concentraciones estimadas de eBCLF y eBCSF se caracteriza por una tendencia decreciente para eBCLF durante la última década, mientras que el eBCSF se mantiene relativamente constante o incluso aumenta ligeramente en algunas estaciones (Savadkoohi et al., 2023). Por lo tanto, la disminución de eBC total está vinculada a la disminución del eBCLF y denota una alta efectividad de las políticas europeas sobre CA y emisiones a nivel europeo, nacional, regional y local. Concretamente, esta efectividad se debe principalmente a la implementación de filtros de partículas diésel (FPD) a partir de 2011 en vehículos EURO5(V).



**Figura 3.** Tendencia de la concentración de eBC para las estaciones de TR y RB seleccionadas. El valor de la pendiente de las tendencias se muestra en  $\% \text{ yr}^{-1}$  (en verde). Las tendencias estadísticamente significativas de cada estación se representan mediante \*\*\* ( $p < 0.001$ ), \*\* ( $p < 0.01$ ), \* ( $p < 0.05$ ), + ( $p < 0.1$ ), y ns (no significativas). Modificado de Savadkoohi et al. (2023).

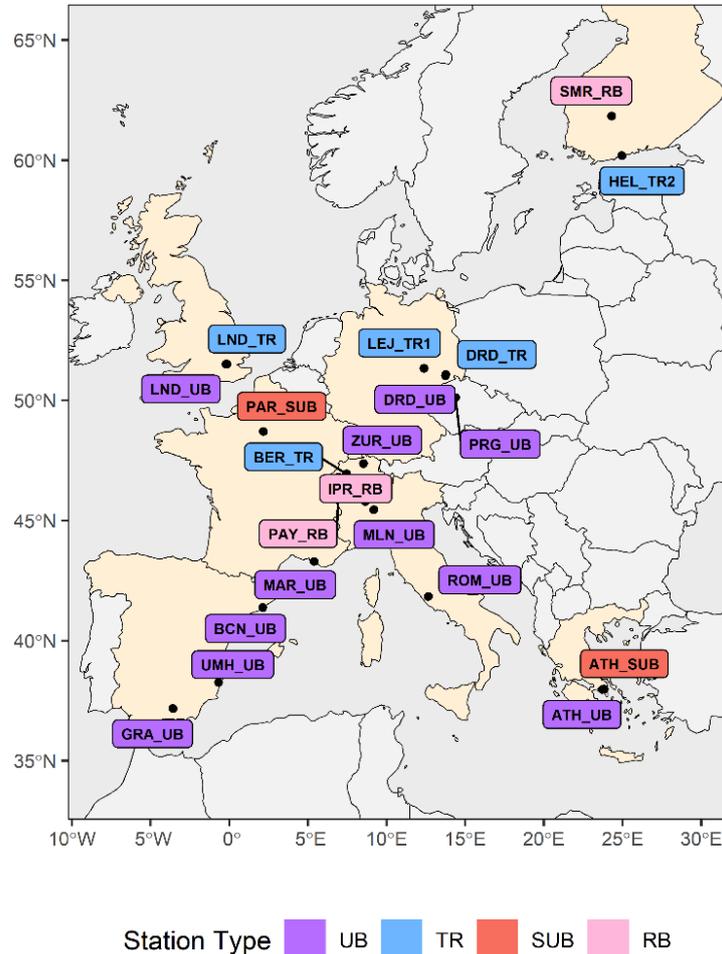


**Figure 3.** Continuación. Tendencias de la concentración de eBC para las estaciones de UB y SUB. El valor de la pendiente de las tendencias se muestra en % yr<sup>-1</sup> (en verde). Las tendencias estadísticamente significativas de cada estación se representan mediante \*\*\* ( $p < 0.001$ ), \*\* ( $p < 0.01$ ), \* ( $p < 0.05$ ), + ( $p < 0.1$ ), y ns (no significativas). Modificado de Savadkoohi et al. (2023).

## 6.4. Determinación de la MAC por tipo de estación

De las 50 estaciones de monitoreo europeas que suministran datos de FAP al proyecto RI-URBANS (Savadkoohi et al., 2023), 22 de ellas (21 en Europa y 1 en los EE. UU.) también proporcionan resultados de las concentraciones de EC. Estas 22 estaciones de medición se recopilaron de 18 ciudades, incluidas 13 de UB, 4 de TR, 2 de SUB y 3 estaciones de RB. La Figura 4 muestra la distribución de estas estaciones. Los FAPs utilizados en las 22 estaciones incluyen el modelo AE33

en 9 de ellas y el MAAP en otras 10. Además, 3 estaciones (London\_UB, London\_TR y Rochester\_UB) han utilizado los modelos AE22 o AE21. Las concentraciones de EC se han medido utilizando analizadores Sunset de carbono orgánico/elemental (OC-EC) termo-ópticos, ya sea en tiempo real o en laboratorio.



**Figura 4.** Ubicación y tipos de estaciones de monitoreo con datos de concentraciones de black carbon equivalente (eBC) y carbono elemental (EC). Modificado de Savadkoohi et al. (2024).

A partir de la ecuación 4, se ha determinado la variabilidad espaciotemporal de la MAC utilizando mediciones simultáneas de EC y  $b_{abs}$  en 22 estaciones. Una descripción detallada de la metodología y el procesamiento de los datos se encuentra en Savadkoohi et al. (2024). Los valores experimentales de la MAC en cada estación han sido calculados a partir de la ecuación 4 utilizando los  $b_{abs}$  de MAAP a 637 nm y los  $b_{abs}$  de los equipos AE33, AE21 y AE22 a 880 nm.

## 6.5. Variabilidad espacial y estacional de la MAC experimental

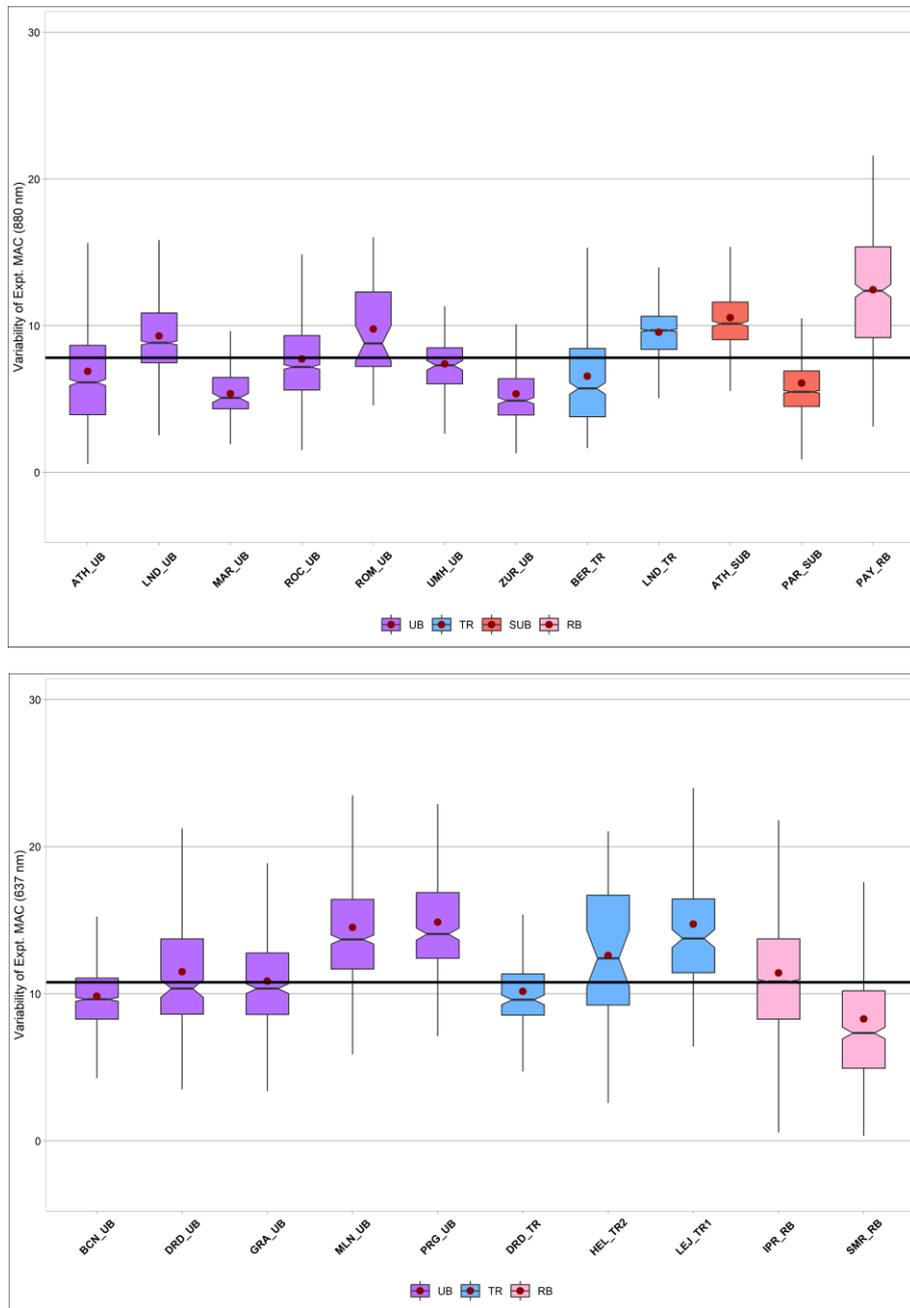
Los valores experimentales obtenidos para la MAC muestran una fuerte variabilidad espacio-temporal. Los valores medianos son de  $7.8 \pm 3.4 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  a 880 nm en 12 EA y de  $10.6 \pm 4.7 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  a 637 nm en 10 MAAP, en consonancia con el valor recomendado por ACTRIS de  $10.0 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  a 637 nm (es decir,  $7.2 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  a 880 nm) basado en un estudio previo de Zanatta et al. (2016).

La diferencia entre la MAC nominal empleada en los FAPs y los valores medianos de la MAC experimental es particularmente acentuada para los equipos MAAP, que utilizan una MAC de  $6.6 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  a 637 nm para calcular las concentraciones de eBC. En cambio, el valor de la MAC nominal a 880 nm para los AE33 ( $7.77 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ ) se ajusta estrechamente con el valor de la mediana de la MAC obtenido en este estudio ( $7.8 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ ). La principal fuente de incertidumbre en los valores nominales de eBC obtenidos con un AE33 se deriva del valor del  $C_0$  nominal del software de este modelo de AE (1.39). Este valor es aproximadamente un 45 % inferior al valor seleccionado para armonizar las mediciones de  $b_{\text{abs}}$  de los instrumentos AE33 (2.44), tal y como se ha observado en estudios anteriores (Müller y Fiebig, 2018).

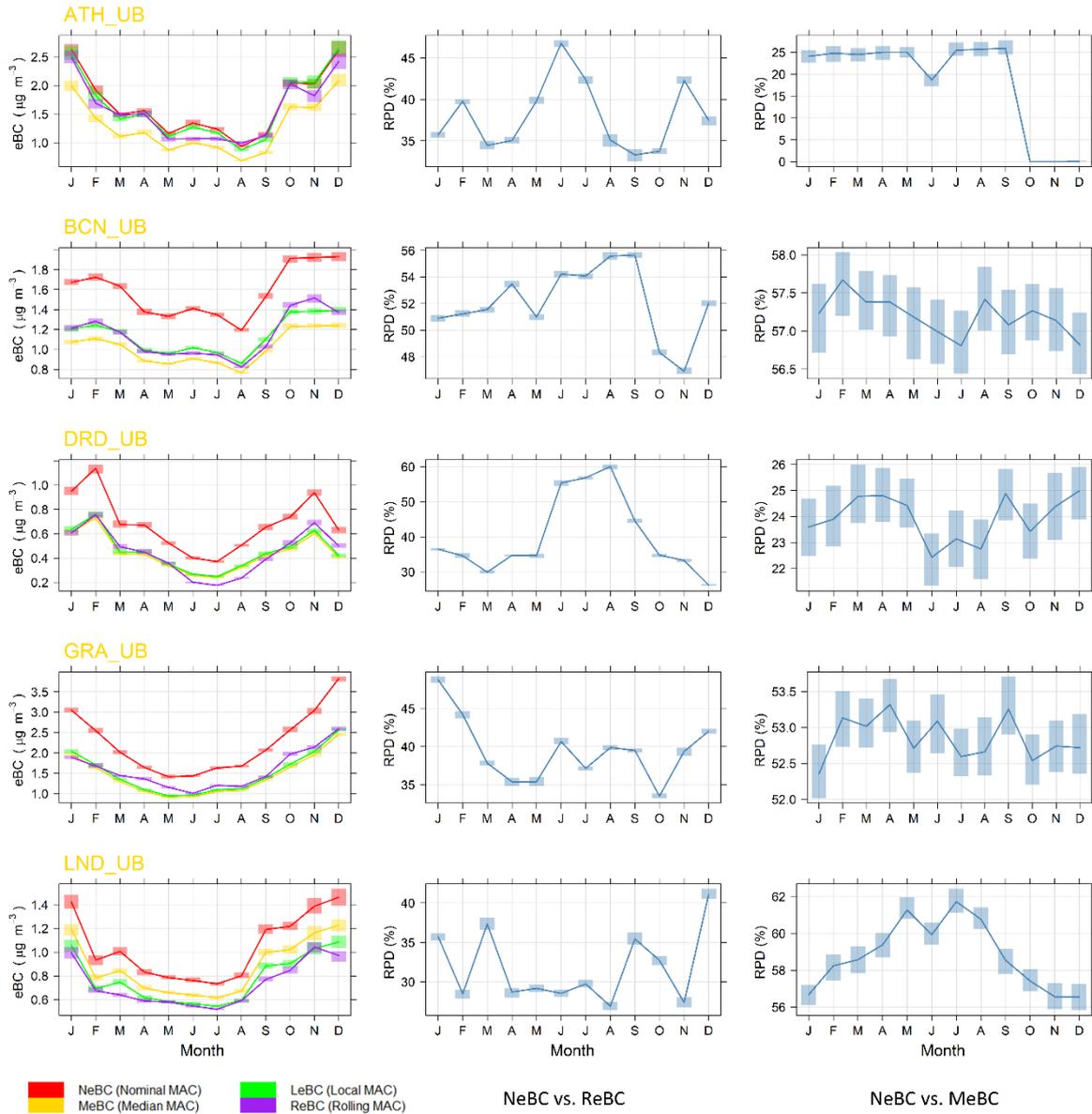
La comparación entre las concentraciones de eBC obtenidas utilizando el valor nominal de la MAC y valores de MAC experimentales muestra de manera sistemática que una MAC nominal sobreestima la concentración de eBC entre un 40 % y un 80 % con respecto al obtenido mediante MAC experimental. Dada la fuerte variabilidad espacial de los valores de la MAC experimentales, la estimación local de la MAC a partir de mediciones simultáneas de  $b_{\text{abs}}$  y EC es la manera más eficaz para reducir la incertidumbre de las mediciones de BC. La figura 5 muestra la MAC determinada experimentalmente para MAAP y EA, normalizada a través de mediciones de EC simultáneas por tipología de la estación.

Teniendo en cuenta la variabilidad temporal de la MAC, se recomienda realizar mediciones simultáneas y continuas de  $b_{\text{abs}}$  y EC, lo que permite estimar una MAC móvil (dependiente del tiempo) como el factor de conversión óptimo para estimar las concentraciones de eBC a partir de mediciones ópticas. Este procedimiento normaliza de manera continua las concentraciones de eBC a concentraciones de EC, y es el procedimiento que ha sido seleccionado como método de

referencia (EN 16909, 2017). Como se muestra en la Figura 6, la diferencia entre el eBC calculado utilizando la MAC nominal y la MAC móvil es de hasta el 70 %.



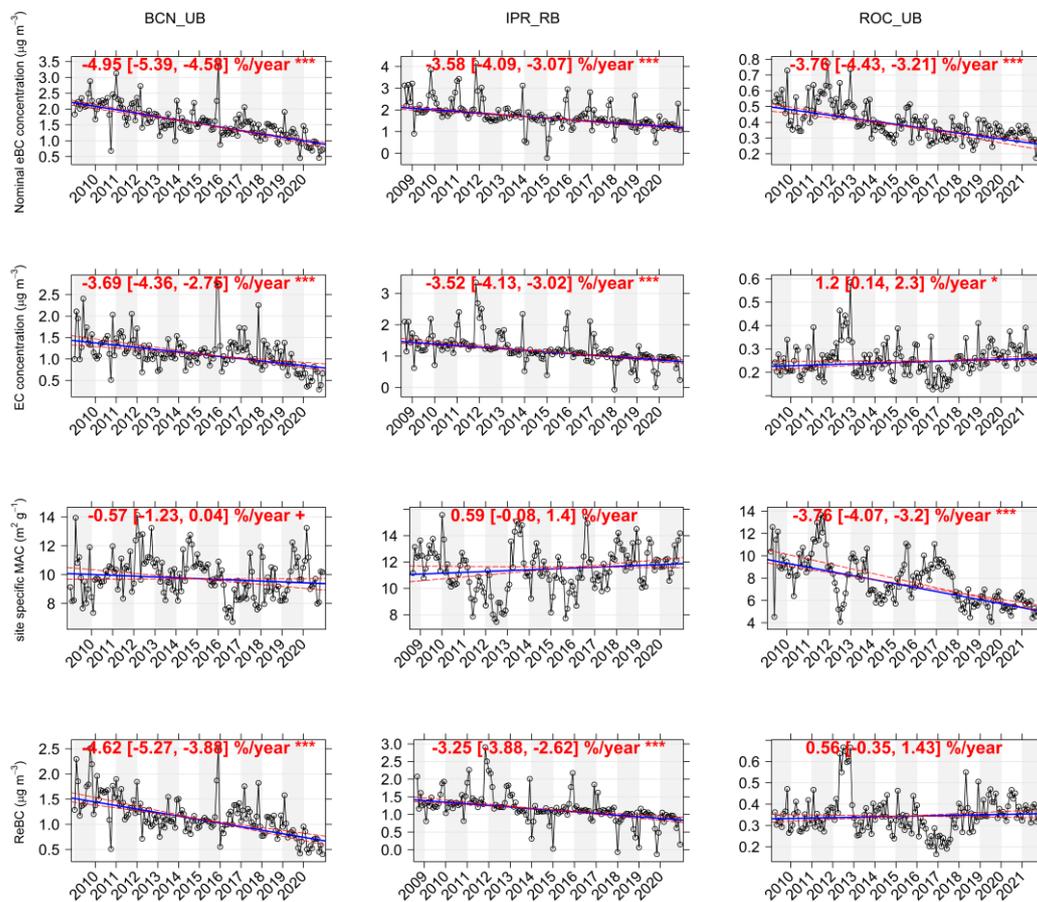
**Figura 5.** Variación de la MAC experimental medida a la longitud de onda propia del equipo (AEs: 880 nm), según el tipo de estación (fondo urbano [UB], fondo suburbano [SUB], tráfico [TR], y fondo regional [RB]). La línea sólida negra indica la mediana experimental total de la MAC para 12 AEs a 880 nm ( $7.8 \pm 3.4 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ ). Modificada de Savadkoohi et al. (2024).



**Figure 6.** Variaciones mensuales en la concentración de eBC utilizando valores experimentales de la MAC a 880 y 637 nm. La diferencia porcentual relativa (DPR %) se calcula evaluando la varianza relativa entre el eBC utilizando la MAC nominal (NeBC) y utilizando la MAC móvil (ReBC) y la MAC mediana (MeBC). Modificado de Savadkoobi et al. (2024).

La normalización continua a largo plazo es esencial para analizar las tendencias de los niveles de eBC. Usando cualquier valor constante de la MAC (nominal, local o mediana) podría inducir a error en la interpretación de las tendencias de eBC si también hay una tendencia temporal en la MAC. Por ejemplo, como se muestra en la Figura 7, en la estación ROCHESTER\_UB, se observa una tendencia

decreciente y estadísticamente significativa en las concentraciones de NeBC a una tasa de -3.76 % por año. La MAC experimental estimada también muestra una tendencia decreciente estadísticamente significativa de -3.76 % por año. Por el contrario, la concentración de EC muestra un leve aumento, no significativo, de 1.2% por año. Sin embargo, utilizando la MAC móvil, casi no se observa ninguna tendencia estadísticamente significativa para ReBC en la estación de Rochester (0.56 % por año). Esto indica que las tendencias a largo plazo de eBC reflejan con precisión las tendencias de EC solo cuando se utiliza la MAC móvil. Por lo tanto, el uso de un valor constante de la MAC puede conducir a interpretaciones erróneas de las tendencias de eBC si la MAC en sí misma muestra una tendencia con el tiempo (Figura 7).



**Figura 7.** (a) Tendencias de las concentraciones nominales de eBC, (b) concentraciones de EC, (c) MAC experimental específica de la estación a 880 y 637 nm y (d) concentraciones de ReBC (corregidas para MAC móvil). El valor de la pendiente de las tendencias se da en % año<sup>-1</sup>. Las pendientes de tendencia con intervalo de confianza del 95 % (IC) se calcularon utilizando el método de Theil-Sen con datos desestacionalizados. La significación estadística está marcada por \*\* ( $p < 0.001$ ), \* ( $p < 0.01$ ), + ( $p < 0.05$ ) y + ( $p < 0.1$ ). Modificado de Savadkoobi et al. (2024).

## 7. RECOMENDACIONES Y CONCLUSIONES

### 7.1. Recomendaciones para las mediciones

A continuación, se resumen las recomendaciones para la determinación de BC mediante FAPs.

#### 7.1.1. Sistema de muestreo

En general, se debe utilizar un cabezal de PM<sub>10</sub>., que es el valor de corte recomendado por la red de la VAG de la OMM. El cabezal debe estar generalmente entre 1.5 m y 4 m del suelo (2008/50/EC y 2024/2881) para una medida correcta de los aerosoles. Los tubos de muestreo deben estar hechos de un material conductor, resistente a la corrosión y con una rugosidad superficial baja (por ejemplo, acero inoxidable). Las mediciones *in situ* de aerosoles deben realizarse a una HR <40 %.

#### 7.1.2. Recomendaciones para la determinación de la concentración de eBC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )

- Se recomienda realizar la prueba de aire limpio semanalmente.
- Aplicación de los valores del factor de armonización H\* del AE adecuados según el filtro-cinta utilizado.
- El eBC se calcula a partir de los b<sub>abs</sub> utilizando una MAC adecuada. Existen diferentes opciones para determinar el valor de la MAC: una es utilizar el valor recomendado por ACTRIS y otra es determinar la MAC a partir de la comparación de b<sub>abs</sub> y EC. **Es muy importante señalar que existen diferentes formas de obtener valores de eBC que no son comparables entre diferentes RVCAs si la MAC se determina mediante métodos diferentes.**
- Un método para garantizar la comparabilidad entre redes es seguir las instrucciones que se detallan en el Informe Técnico CEN TR18076:2024 y demostrar que las mediciones del FAP son equivalentes al método de referencia para el EC. Un mensurando calculado de este tipo se podría denominar EC, ya que es equivalente a las mediciones de EC de referencia (por analogía, lo que se hace para PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>).
- El término "equivalencia" para eBC tiene un origen histórico y no debe confundirse con la equivalencia tal y como se establece en la Guía para la Demostración de Equivalencia (GDE) utilizada para fines de CA, donde eBC no cumple con el requisito debido a i) cómo se define y ii) no existe un método de referencia para eBC.

- RI-URBANS recomienda el cumplimiento de las directrices de GAW y ACTRIS para el funcionamiento de los instrumentos en ausencia de una norma para la medición de eBC. **Pero, suministrar datos en volúmenes en condiciones ambientales y no estándar, tal como requiere la legislación para PM.**
- RI-URBANS recomienda aplicar valores de la MAC específicos de cada estación, siempre que sea posible, en lugar de depender de los valores MAC nominales de los fabricantes de equipos.
- Ampliar las redes de monitoreo para incluir mediciones regulares de EC para mejorar el conocimiento de los valores de la MAC específicos de cada estación y en consecuencia obtener una mejor estimación de las concentraciones de eBC.
- Medir continuamente  $b_{abs}$  y EC para estimar una MAC móvil dependiente del tiempo.
- Si no es posible realizar mediciones continuas de  $b_{abs}$  y EC a largo plazo, se debe planificar un año de medidas simultáneas de  $b_{abs}$  y EC para estimar un valor de la MAC mediano y específico de la estación, el cual será de aplicación para las mediciones ya realizadas y para las que se realicen en el futuro.
- La estimación de un valor de la MAC específico de la estación debe seguir un protocolo similar al descrito en la norma europea EN 16450:2017 con el fin de evaluar la equivalencia de los métodos de medición automática de PM con el método gravimétrico de PM descrito en la norma europea EN12341:2023.
- Cuando no se dispone de mediciones de EC, se recomienda utilizar el valor de la mediana de la MAC de  $10.6 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  determinado en RI-URBANS para los datos del  $b_{abs}$  mediante MAAP a 637 nm.
- Es importante tener en cuenta que en las mediciones de EC realizadas con la norma EN16909:2016, las concentraciones de EC se presentan en condiciones ambientales, no en condiciones de volumen estándar. Por lo tanto, al aplicar la MAC local por comparación de  $b_{abs}$  con EC, las concentraciones de eBC resultantes también deben presentar en condiciones ambientales, como lo exigen las directivas de CA para los contaminantes del PM.

## 7.2. Recomendaciones para la gestión de datos

- Recopilación de información sobre varios parámetros de los EA, incluidos el tipo y las características del filtro-cinta (cómo el parámetro de dispersión múltiple y el factor de fuga

establecidos en el instrumento), el tamaño y la longitud de la entrada y las condiciones de medición (temperatura, presión y humedad) (Savadkoohi et al., 2023).

- Seguimiento de los protocolos EBAS para la presentación de datos y la gestión de datos establecidos por EBAS en colaboración con ACTRIS. En este contexto, EBAS ha definido 3 niveles de datos y los formatos de archivo de datos correspondientes: Nivel 0, Nivel 1 y Nivel 2. Los datos, metadatos y marcadores de FAP se pueden incorporar en cada nivel tal y como se indica en el centro de datos EBAS (<https://ebas-submit.nilu.no/templates/Filter-Absorption-Photometer>). Los datos de nivel 2 contienen promedios horarios y concentraciones indicadas para condiciones estándar de temperatura y presión (273.15 K; 1013.25 hPa). Las directrices de medición detalladas y los procedimientos operativos estándar (POS) pertinentes para las observaciones notificadas a EBAS se pueden encontrar en <https://ebas-submit.nilu.no/SOPs>.
- Se debe tener en cuenta que ACTRIS proporciona las concentraciones de acuerdo con las condiciones de volumen estándar. De todas formas, los datos de EBAS también se pueden descargar de acuerdo con las condiciones de aire ambiente, cuando sea necesario.

### 7.3. Conclusiones principales para las observaciones de BC en estaciones urbanas de toda Europa

- Existe una notable falta de monitoreo de BC en las estaciones de tráfico en el sur de Europa.
- Las concentraciones de eBC urbano son más altas en el sur y este de Europa en comparación con el norte de Europa, lo que coincide con los patrones observados para otros contaminantes atmosféricos.
- El tráfico es la principal fuente de eBC tal y como se desprende del gradiente de concentraciones de eBC por tipo de estación (TR > UB > RB).
- La distribución de las fuentes de eBC en eBCSF (combustibles sólidos, principalmente biomasa doméstica o combustión de carbón) y eBCLF (vehículos diésel, calderas alimentadas con combustible líquido) indica que el tráfico viario es el principal contribuyente al eBC urbano (hasta un 88 %). El eBC generado por la combustión de biomasa y carbón solo muestra un papel significativo en ciertas ciudades (26–39 % en Bucarest, Atenas y Helsinki).

- Los análisis de tendencias revelan una disminución notable de las concentraciones de eBC, (desde  $-1.6\%$  a  $-8.4\%$ ). Las tendencias más pronunciadas se producen en las estaciones de tráfico ( $-0.09$  a  $-0.9 \mu\text{g m}^{-3} \text{ año}^{-1}$ ), con disminuciones menores en las estaciones de UB ( $-0.02$  a  $-0.1 \mu\text{g m}^{-3} \text{ año}^{-1}$ ) y regionales ( $-0.01$  a  $-0.07 \mu\text{g m}^{-3} \text{ año}^{-1}$ ). Por lo tanto, se ha producido una disminución en las emisiones de eBC procedente del tráfico viario durante la última década, mientras que el eBC procedente de la combustión de biomasa y carbón se ha mantenido estable o ha aumentado.

#### 7.4. Recomendaciones para la formulación de políticas de calidad del aire

- La armonización de los instrumentos y los protocolos de medición, incluida la conversión de los coeficientes de absorción a eBC es crucial. Como ejemplo, se ha determinado que pueden surgir discrepancias de hasta el 50 % en las concentraciones de eBC al utilizar los mismos instrumentos en el mismo sitio debido a diferentes protocolos de medición.
- Ampliar los programas de monitoreo en sitios urbanos para incluir mediciones regulares de EC y combinar las mediciones de EC con datos de  $b_{\text{abs}}$  para permitir una estimación más precisa de la concentración de partículas que absorben la luz en la evaluación de la calidad del aire.
- La disminución en las concentraciones de eBC de los últimos años refleja la efectividad de las políticas de la UE sobre calidad del aire y emisiones, en particular la adopción FPD en vehículos EURO5(V) a partir de 2011. Son necesarias medidas continuas para mitigar las emisiones del tráfico viario.
- Los análisis de tendencias muestran una reducción del eBC relacionado con el tráfico, pero un aumento del eBC por quema de biomasa. Este cambio subraya la necesidad de medidas más energéticas para reducir las emisiones de la combustión de combustibles sólidos agrícolas y domésticos.
- La implementación de mediciones específicas y herramientas de distribución de fuentes es esencial para distinguir entre las dos fuentes principales de eBC (es decir, emisiones de combustión de combustibles líquidos versus sólidos) que permitan estrategias de reducción rentables. Los métodos apropiados para la distribución de fuentes de eBC se proporcionan en el documento guía ST11 de RI-URBANS.

## 8. REFERENCIAS

- ACTRIS-ECAC 2016. Intercomparison of Absorption Photometers Project No.: AP---2016---1---3. [www.actris-ecac.eu/files/ECAC\\_report-AP-2016-1-3\\_the-cyprus-institute\\_AE31-1050-1009.pdf](http://www.actris-ecac.eu/files/ECAC_report-AP-2016-1-3_the-cyprus-institute_AE31-1050-1009.pdf)
- Asmi, E., Backman, J., Servomaa, H., Virkkula, A., Gini, M.I., Eleftheriadis, K., ... & Hyvärinen, A., 2021. Absorption instruments inter-comparison campaign at the Arctic Pallas station. *Atmos. Meas. Tech.* 14, 5397–5413. <https://doi.org/10.5194/amt-14-5397-2021>
- Cavalli, F., Putaud, J.P., 2010. Toward a standardized thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: The eusaar protocol. *ACS, Div. Environ. Chem. - Prepr. Ext. Abstr.* 48, 443–446.
- Ciupek, K., Quincey, P., Green, D.C., Butterfield, D., Fuller, G.W., 2021. Challenges and policy implications of long-term changes in mass absorption cross-section derived from equivalent black carbon and elemental carbon measurements in London and south-east England in 2014–2019. *Environ. Sci. Process. Impacts* 23, 1949–1960. <https://doi.org/10.1039/d1em00200g>
- Cuesta-Mosquera, A., Mocnik, G., Drinovec, L., Müller, T., Pfeifer, S., ... & Wiedensohler, A., 2021. Intercomparison and characterization of 23 Aethalometers under laboratory and ambient air conditions: Procedures and unit-to-unit variabilities. *Atmos. Meas. Tech.* 14, 3195–3216. <https://doi.org/10.5194/amt-14-3195-2021>
- Directiva 2008/50/EC. [Directive 2008/50/EC, air quality — European Environment Agency.](https://www.eea.europa.eu/policy-documents/directive-2008-50-ec-of) <https://www.eea.europa.eu/policy-documents/directive-2008-50-ec-of>.
- Directiva 2015/1480/EC. [Directive - 2015/1480 - EN - EUR-Lex.](https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2015/1480/oj/eng) <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2015/1480/oj/eng>
- Drinovec, L., Gregoric, A., Zotter, P., Wolf, R., Anne Bruns, E., Bruns, E.A., ... & Mocnik, G., 2017. The filter-loading effect by ambient aerosols in filter absorption photometers depends on the coating of the sampled particles. *Atmos. Meas. Tech.* 10, 1043–1059. <https://doi.org/10.5194/amt-10-1043-2017>
- Drinovec, L., Močnik, G., Zotter, P., Prévôt, A.S.H., Ruckstuhl, C., Coz, E., ... & Hansen, A.D.A., 2015. The “dual-spot” Aethalometer: An improved measurement of aerosol black carbon with real-time loading compensation. *Atmos. Meas. Tech.* 8, 1965–1979. <https://doi.org/10.5194/amt-8-1965-2015>
- EN12341:2023 ‘Ambient Air — Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM10 or PM2.5 mass concentration of suspended particulate matter’, ECN, Brussels.
- EN16909:2017. European Committee for Standardisation (ECN), Ambient Air Measurement of Elemental Carbon (EC) and Organic Carbon (OC) Collected on Filters, ECN, Brussels.

- Helin, A., Niemi, J. V., Virkkula, A., Pirjola, L., Teinilä, K., Backman, J., ... & Timonen, H., 2018. Characteristics and source apportionment of black carbon in the Helsinki metropolitan area, Finland. *Atmos. Environ.* 190, 87–98. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.07.022>
- Grange, S.K., Lötscher, H., Fischer, A., Emmenegger, L., Hueglin, C., 2020. Evaluation of equivalent black carbon source apportionment using observations from Switzerland between 2008 and 2018. *Atmos. Meas. Tech.* 13, 1867–1885. <https://doi.org/10.5194/amt-13-1867-2020>
- Karanasiou, A., Minguillón, M.C., Viana, M., Alastuey, A., Putaud, J.-P., ... & Kuhlbusch, T.A.J., 2015. Thermal-optical analysis for the measurement of elemental carbon (EC) and organic carbon (OC) in ambient air a literature review. *Atmos. Meas. Tech. Discuss* 8, 9649–9712. <https://doi.org/10.5194/amtd-8-9649-2015>
- Karanasiou, A., Panteliadis, P., Perez, N., Minguillón, M.C., Pandolfi, M., Titos, G., ... & Alastuey, A., 2020. Evaluation of the Semi-Continuous OECC analyzer performance with the EUSAAR2 protocol. *Sci. Total Environ.* 747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141266>
- Mbengue, S., Zikova, N., Schwarz, J., Vodička, P., Šmejkalová, A.H., Holoubek, I., 2021. Mass absorption cross-section and absorption enhancement from long term black and elemental carbon measurements: A rural background station in Central Europe. *Sci. Total Environ.* 794. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148365>
- Müller, T., Fiebig, M., 2018. ACTRIS *In Situ* Aerosol: Guidelines for Manual QC of AE33 absorption photometer data. <https://www.actris-ecac.eu/> (accessed 2.4.24).
- Müller, T., Henzing, J.S., De Leeuw, G., Wiedensohler, A., Alastuey, A., Angelov, H., ... & Wang, Y.Q., 2011. Characterization and intercomparison of aerosol absorption photometers: Result of two intercomparison workshops. *Atmos. Meas. Tech.* 4, 245–268. <https://doi.org/10.5194/amt-4-245-2011>.
- NDECA (2024). Directiva (UE) 2024/2881 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2024, sobre la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa, (versión refundida). «DOUE» núm. 2881, de 20 de noviembre de 2024, páginas 1 a 70 (70 págs.) Departamento: Unión Europea. Referencia: DOUE-L-2024-81722.
- OMM/VAG (2016). Aerosol Measurement Procedures, Guidelines and Recommendations GAW WMO-No. 1177. Report No. 227. <https://library.wmo.int/records/item/55277-wmo-gaw-aerosol-measurement-procedures-guidelines-and-recommendations?offset=>
- Petzold, A., Ogren, J.A., Fiebig, M., Laj, P., Li, S.M., Baltensperger, U., ... & Zhang, X.Y., 2013. Recommendations for reporting black carbon measurements. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 8365–8379. <https://doi.org/10.5194/acp-13-8365-2013>
- Petzold, A., Schloesser, H., Sheridan, P.J., Arnott, W.P., Ogren, J.A., Virkkula, A., 2005. Evaluation of multiangle absorption photometry for measuring aerosol light absorption. *Aerosol Sci. Technol.* 39, 40–51. <https://doi.org/10.1080/027868290901945>

- Petzold, A., Schönlinner, M., 2004. Multi-angle absorption photometry - A new method for the measurement of aerosol light absorption and atmospheric black carbon. *J. Aerosol Sci.* 35, 421–441. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2003.09.005>
- Rigler, M., Drinovec, L., Lavri, G., Vlachou, A., Prevot, A.S.H., Luc Jaffrezo, J., ... & Mocnik, G., 2020. The new instrument using a TC-BC (total carbon-black carbon) method for the online measurement of carbonaceous aerosols. *Atmos. Meas. Tech.* 13, 4333–4351. <https://doi.org/10.5194/amt-13-4333-2020>
- Sandradewi, J., Prévôt, A.S.H., Szidat, S., Perron, N., Alfarra, M.R., ... & Baltensperger, U.R.S., 2008. Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contribution to particulate matter. *Environ. Sci. Technol.* 42, 3316–3323. <https://doi.org/10.1021/es702253m>
- Savadkoohi, M., Pandolfi, M., Favez, O., Putaud, J., Eleftheriadis, K., Fiebig, M., ... & Querol, X., 2024. Recommendations for reporting equivalent black carbon (eBC) mass concentrations based on long-term pan-European in-situ observations. *Environ. Int.* 185. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108553>
- Savadkoohi, M., Pandolfi, M., Reche, C., Niemi, J. V, Mooibroek, D., Titos, G., ... & Querol, X., 2023. The variability of mass concentrations and source apportionment analysis of equivalent black carbon across urban Europe. *Environ. Int. J.* 178. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108081>
- Segura, S., Estellés, V., Titos, G., Lyamani, H., Utrillas, M.P., Zotter, P., ... & Martínez-Lozano, J.A., 2014. Determination and analysis of *in situ* spectral aerosol optical properties by a multi-instrumental approach. *Atmos. Meas. Tech.* 7, 2373–2387. <https://doi.org/10.5194/amt-7-2373-2014>
- Srivastava, P., Naja, M., Seshadri, T.R., Joshi, H., Dumka, U.C., Gogoi, M.M., Babu, S.S., 2022. Implications of Site-specific Mass Absorption Cross-section (MAC) to Black Carbon Observations at a High-altitude Site in the Central Himalaya. *Asia-Pacific J. Atmos. Sci.* 58, 83–96. <https://doi.org/10.1007/s13143-021-00241-6>.
- UNE-EN 1690 (2018). Aire ambiente. Medición de carbono elemental (CE) y carbono orgánico (CO) depositado en los filtros. <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0060684>.
- UNE-EN 12341 (2015) Método de medición gravimétrico normalizado para la determinación de la concentración másica PM10 o PM2.5 de la materia particulada en suspensión
- Valentini, S., Bernardoni, V., Bolzacchini, E., Ciniglia, D., Ferrero, L., ... & Vecchi, R., 2021. Applicability of benchtop multi-wavelength polar photometers to off-line measurements of the Multi-Angle Absorption Photometer (MAAP) samples. *J. Aerosol Sci.* 152, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2020.105701>

- Virkkula, A., Mäkelä, T., Hillamo, R., Yli-Tuomi, T., Hirsikko, A., Hämeri, K., Koponen, I.K., 2007. A simple procedure for correcting loading effects of aethalometer data. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 57, 1214–1222. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.10.1214>
- Weingartner, E., Saathoff, H., Schnaiter, M., Streit, N., Bitnar, B., Baltensperger, U., 2003. Absorption of light by soot particles: Determination of the absorption coefficient by means of aethalometers. *J. Aerosol Sci.* 34, 1445–1463. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(03\)00359-8](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(03)00359-8)
- Wu, L., Wu, C., Deng, T., Wu, D., Li, M., Li, Y. J., and Zhou, Z., 2024. Field comparison of dual- and single-spot Aethalometers: equivalent black carbon, light absorption, Ångström exponent and secondary brown carbon estimations, *Atmos. Meas. Tech.*, 17, 2917–2936, <https://doi.org/10.5194/amt-17-2917-20244>.
- Yus-Díez, J., Bernardoni, V., Močnik, G., Alastuey, A., Ciniglia, D., Ivančič, M., ... & Pandolfi, M., 2021. Determination of the multiple-scattering correction factor and its cross-sensitivity to scattering and wavelength dependence for different AE33 Aethalometer filter tapes: a multi-instrumental approach. *Atmos. Meas. Tech. Discuss.* 14, 6335–6355. <https://doi.org/10.5194/amt-2021-46>
- Zanatta, M., Gysel, M., Bukowiecki, N., Müller, T., Weingartner, E., ... & Laj, P., 2016. A European aerosol phenomenology-5: Climatology of black carbon optical properties at 9 regional background sites across Europe. *Atmos. Environ.* 145, 346–364. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.035>
- Zotter, P., Herich, H., Gysel, M., El-Haddad, I., Zhang, Y., Mocnik, G., ... & Prévôt, A.S.H., 2017. Evaluation of the absorption Ångström exponents for traffic and wood burning in the Aethalometer-based source apportionment using radiocarbon measurements of ambient aerosol. *Atmos. Chem. Phys.* 17, 4229–4249. <https://doi.org/10.5194/acp-17-4229-2017>