



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

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

Partículas Ultrafinas / Distribución del tamaño



Autores: Meritxell García-Marlès (CSIC), Pedro Trechera (CSIC), Xiansheng Liu (CSIC), Tuukka Petäjä (UHEL), Roy Harrison (UoB), Phillip Hopke (Clarkson 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)

Revisión: Gábor Indra Hidalgo (MITERD)



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

ABREVIATURAS	I
ESPECIES QUÍMICAS	II
1. PREÁMBULO	1
2. DEFINICIONES	2
3. MÉTODOS DE MEDIDA Y CONTROL DE CALIDAD DE LAS UPF Y LA PNSD	3
3.1 ESTADO DE LA ARMONIZACIÓN.....	3
3.1.1 NORMATIVAS CEN	3
Concentración del número de partículas (PNC)	3
Distribución del tamaño del número de partículas (PNSD)	3
3.1.2 OTRAS GUÍAS RELEVANTES	4
3.2 MUESTREO Y ACONDICIONAMIENTO.....	4
3.2.1 MUESTREO.....	4
3.2.2 SECADO.....	6
3.2.3 DILUCIÓN	6
3.2.4 CRITERIOS DE OPERACIÓN, PROCEDIMIENTOS DE MUESTREO Y SISTEMA DE ACONDICIONAMIENTO	7
3.3 DETERMINACIÓN DE LA PNC (UFP)	7
3.3.1 MÉTODO DE OPERACIÓN PARA LA DETERMINACIÓN DE LA PNC.....	8
3.3.2 CRITERIOS DE OPERACIÓN Y PROCEDIMIENTOS DE MUESTREO	8
3.3.3 PROCEDIMIENTO PARA LAS MEDIDAS.....	9
3.3.4 CONTROL Y GARANTÍA DE CALIDAD. MEDICIÓN DE LA INCERTIDUMBRE.....	9
3.4 DETERMINACIÓN DE LA PNSD.....	10
3.4.1 MÉTODO DE OPERACIÓN PARA LA DETERMINACIÓN DE PNSD MEDIANTE MPSS	10
3.4.2 CORRECCIÓN DE LA PÉRDIDA DE PARTÍCULAS POR DIFUSIÓN.....	11
3.4.3 CORRECCIÓN PARA LA EFICIENCIA DE DETECCIÓN DEL CPC	11
3.4.4 CRITERIOS DE FUNCIONAMIENTO Y PROCEDIMIENTOS DE PRUEBA PARA MPSS	12
3.4.5 PROCEDIMIENTO DE MEDIDA	13
3.4.6 CONTROL Y GARANTÍA DE CALIDAD. MEDIDA DE LA INCERTIDUMBRE	13
3.5 GESTIÓN DE DATOS.....	14
4. VISIÓN GENERAL PAN-EUROPEA SOBRE UFP Y PNSD EN ENTORNOS URBANOS	16
4.1 INTRODUCCIÓN.....	16
4.2 METODOLOGÍA.....	18
4.2.1 RECOPIACIÓN DE DATOS DE PNSD-UPF	18
4.2.2 ANÁLISIS DE TENDENCIA DE LA PNSD-UFP PARA EL PERIODO 2009-2019.....	20
4.2.3 DETERMINACIÓN DEL ÁREA SUPERFICIAL DEPOSITADA EN LOS PULMONES (LDSA) A PARTIR DE LA PNSD-UPF	21
4.3 CONCENTRACIONES DE UFP Y PNSD	22
4.3.1 DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DEL NÚMERO DE PARTÍCULAS	22
4.3.2 CONCENTRACIÓN DEL NÚMERO DE PARTÍCULAS	23
4.3.3 MODAS DE NUCLEACIÓN, AITKEN Y ACUMULACIÓN.....	24
Moda de Nucleación (N_{10-25}).....	25
Moda Aitken (N_{25-100}).....	25
Moda de Acumulación($N_{100-800}$).....	26
4.3.4 PATRONES DIARIOS Y ESTACIONALES	27
4.3.5 TENDENCIAS DE LA PNSD-UFP PARA EL PERIODO 2009-2019	30
4.4 ÁREA SUPERFICIAL TOTAL DE PARTÍCULAS DE AIRE AMBIENTE DEPOSITADA EN LOS PULMONES (LDSA) EN LA EUROPA URBANA.	35
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	39
5.1 RECOMENDACIONES SOBRE MEDIDAS, CONTROL DE CALIDAD Y GESTIÓN DE DATOS.....	39
5.1.1 SISTEMA DE MUESTREO	39
5.1.2 RANGO DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA	40
5.1.3 FUNCIONAMIENTO DEL EQUIPO INSTRUMENTAL.....	41

5.1.4	MANTENIMIENTO Y CONTROL DE CALIDAD	41
5.1.5	INFRAESTRUCTURAS DE CALIBRACIÓN	42
5.1.6	GESTIÓN DE DATOS.....	42
5.2	CONCLUSIONES PARA PNC-PNSD EN LA EUROPA URBANA.....	43
5.2.1	INSTRUMENTACIÓN Y GESTIÓN DE DATOS	43
5.2.2	CONCENTRACIONES DE PNSD-UFP	43
5.2.3	TENDENCIA DE LAS CONCENTRACIONES DE PNSD-UFP PARA EL PERIODO 2009-2019	44
5.2.4	NIVELES DE AEROSOL EN EL ÁREA SUPERFICIAL DEPOSITADA EN LOS PULMONES EN LA EUROPA URBANA.....	46
6.	REFERENCIAS	48

Abreviaturas

ACTRIS	Infraestructura de investigación de Aerosoles, Nubes y Gases traza
AEMA	Agencia Medioambiental Europea
ALV	Regiones alveolares del sistema respiratorio humano como deposición regional de
BC	Black Carbon
CA	Calidad del aire
CE	Carbono Elemental
CEN	Comité Europeo para la Normalización
CG	Cabeza/Garganta como deposición regional de LDSA
CPC	Contador de Partículas por Condensación
DMA	Analizador diferencial por movilidad
DMPS	Analizador diferencial de tamaño de partícula por movilidad
DNTP	Distribución del Número de Tamaño de Partícula
EAQP	Portal Europeo de calidad del aire de la AEMA
EBAS	Infraestructura de base datos de desarrollada y operada por el NILU (Norwegian Institute for Air Research, con conjuntos de datos de EMEP, ACTRIS, VAG, entre otros
EMEP	Programa europeo de seguimiento y evaluación
EURO	Normativas sobre emisiones europeas
EUSAAR	Superestaciones europeas para la investigación de aerosoles atmosféricos
FPD	Filtros de Partículas Diesel
GC/CC	Garantía de Calidad y Control de Calidad
ISO	Organización Internacional para la Normalización
LDSA	Área Superficial de Partículas Depositada en los Pulmones
MPSS	Espectrómetro de Tamaño de Partículas por Movilidad
NDECA	Nueva Directiva Europea de Calidad del Aire (adoptada formalmente el 14/10/2024)
NE	Normativa Europea
OMM	Organización Meteorológica Mundial
PM	Material particulado
PM₁₀	Concentración en masa de partículas <10 µm
PM_{2.5}	Concentración en masa de partículas <2.5 µm
PM_x	PM ₁₀ , PM _{2.5} and PM ₁ , indistintamente
PNC	Concentración del número de partículas
PNSD	Distribución por Número del Tamaño de Partículas
PO	Potencial Oxidativo
PVAG	Programa de Vigilancia Atmosférica Global de la OMO
RB	Fondo Regional
Re	Número de Reynolds
RI-URBANS	Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial AreaS EU-project
RVCA	Redes de Vigilancia de la Calidad del Aire
SMPS	Clasificador de tamaño de partículas por escaneo por movilidad
SUB	Fondo suburbano
TBQ	Región traqueobronquial como región de deposición regional de LDSA
TDMPS	Analizador de partículas diferencial dual por movilidad
TR	Tráfico
TSMPS	Escáner dual de tamaño de partículas por movilidad
UB	Fondo Urbano
UE	Unión Europea
UFP	Partículas ultrafinas

Especies Químicas

CO	Monóxido de carbono
NH₃	Amoníaco
NO	Monóxido de nitrógeno
NO₂	Dióxido de nitrógeno
NO_x	Óxidos de nitrógeno (NO+NO ₂)
O₃	Ozono
SO₂	Dióxido de azufre

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 (NH₃), 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 km², 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 sobre mediciones de UFP y PNSD (incluidas en la NDECA como obligatorias en superestaciones urbanas) es facilitar el escalado de las técnicas de medición con las redes de monitorización de CA. En este informe se facilita un sumario actualizado de las metodologías armonizadas relacionadas con las mediciones de UFP y PNSD, un resumen de la reciente síntesis científica de los estudios pan-europeos más recientes y recomendaciones concisas para las mediciones de UFP y PNSD en entornos urbanos.

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. DEFINICIONES

El término 'Partículas ultrafinas' hace referencia a la PNC, en número de aerosoles por unidad de volumen, con un diámetro menor o igual a 100 nm. Según la NDECA (a partir de la definición de la OMS, 2021a), las UFP se definen como la PNC por centímetro cúbico (cm³) para un rango de tamaño de partícula con un límite inferior de 10 nm (definido como el 50 % de la eficiencia de detección Dp50) sin restricción de tamaño para el límite superior. En realidad, el límite superior viene establecido por las características de los contadores de partículas por condensación (CPCs), que tienen un límite superior de 3-5 µm y la PNC en la fracción gruesa es muy baja. Debido a que las partículas mayores de 100 nm generalmente representan solo el 10-30 % del total y los tamaños inferiores a 10 nm el 70-90 %, el uso de PNC sin límite superior supone una buena aproximación al número de UPF (< 100 nm). Así en la NDECA se utiliza la PNC como equivalente para la concentración de las UPF.

Según la norma CEN/TS 17434:2020, la PNSD se define como la frecuencia de distribución de la PNC representada como una función del logaritmo del diámetro de partícula, ya que el área por debajo de la distribución entre dos tamaños es la concentración del número de partículas para el rango de tamaño considerado.

3. MÉTODOS DE MEDIDA Y CONTROL DE CALIDAD DE LAS UPF Y LA PNSD

3.1 Estado de la armonización

3.1.1 Normativas CEN

En relación a las UPF, existen dos normas para cada uno de los dos parámetros clave (PNC y PNSD).

Concentración del número de partículas (PNC)

Norma EN16976:2024: “Ambient air - Determination of the particle number concentration of atmospheric aerosol”. Elaborada por el Technical Committee CEN/TC 264 “Air Quality”, and supersedes CEN/TS 16976:2016.

En dicha norma se describe un método normalizado para la determinación del PNC en aire ambiente en un rango de alrededor de 10^6 # cm^{-3} (millón de partículas por cm^3) para tiempos promedios iguales o superiores a 1 min. Este método se fundamenta en el uso de un CPC de flujo completo, operado con butanol como saturador / condensador y en modo de conteo. En él se definen las características de funcionamiento y los requisitos mínimos de los equipos a utilizar. Los límites inferior y superior de tamaño de partícula se han establecido entre 10 nm y unos pocos micrómetros, respectivamente. A pesar de que en la norma CEN/TS 16976:2016 se requería un límite inferior de tamaño de partícula de 7 nm, en el método propuesto en este documento este límite se ha establecido en 10 nm para armonizarlo con las mediciones del Espectrómetro de Tamaño de Partículas por Movilidad (MPSS en sus siglas en inglés) (ver CEN/TS 17434). Aunque el límite inferior sea de 10 nm, hay que hacer hincapié en que la PNC de la fracción $< 10 \text{ nm}$ puede ser significativa en el total de la PNC para fuentes específicas. Sin embargo, dado que las fuentes de partículas más importantes (tráfico rodado, aeropuertos, puertos ...) y con una elevada contribución a las fracciones de UFP $< 10 \text{ nm}$, están cada vez más el foco de interés del monitoreo de la CA, la medición de esta fracción ($< 10 \text{ nm}$) debería ser incluida en futuras revisiones de la norma.

Distribución del tamaño del número de partículas (PNSD)

La norma CEN/TS 17434: 2020 “Ambient air - Determination of the particle number size distribution of atmospheric aerosol using a Mobility Particle Size Spectrometer (MPSS)” ha sido preparada por el Technical Committee CEN/TC 264 “Air Quality”, la secretaría del cual está gestionado por DIN (normativa generada en Alemania).

Esta norma describe un método normalizado para la determinación de la PNSD en aire ambiente en un rango desde 10 hasta 800 nm para concentraciones totales de aproximadamente 10^6 \# cm^{-3} con un tiempo de resolución de unos pocos minutos. El método se basa en un MPSS en línea con un cargador de difusión bipolar y un CPC compatible con la norma CEN como detector (ver arriba). En este documento se describen las características de funcionamiento y los requisitos mínimos de los instrumentos (rango de tamaño de partícula 10-800 nm) y el equipo a utilizar. También se describe como realizar el muestreo, su ejecución, el procesado de los datos y los procedimientos GC/CC incluyendo la calibración.

3.1.2 Otras guías relevantes

Además de las normas mencionadas arriba existen otras guías técnicas e informes para la medición de UPF, PNC y PNSD, como los realizados por el programa de Vigilancia Atmosférica Global (VAG) y ACTRIS, los cuales proporcionan recomendaciones, guías, procedimientos de operación estándar y artículos científicos para las medidas de aerosoles *"in situ"*.

Estos tienen acceso abierto y están disponibles en ACTRIS (2024a, b, c). Algunas de estas guías (con enlaces), relacionadas con la medición de la PNC y la PNSD, se listan en la sección "Referencias". Estos documentos proporcionan un modelo para la medición de aerosoles *"in situ"*, incluida la captación y la preparación de muestras aerosoles (recomendaciones para el secado, entrada de aerosoles y tubos de muestreo).

3.2 Muestreo y acondicionamiento

En ambas normas (EN16976:2024 y CEN/TS 17434: 2020) se proporcionan instrucciones detalladas sobre el muestreo y acondicionamiento de las muestras de aire. Las recomendaciones son muy similares para los dos tipos de mediciones. Además, ACTRIS (2024a, b, c) proporciona información adicional, donde se encuentran disponibles recomendaciones, directrices, procedimientos operativos estándar y artículos científicos para mediciones de aerosoles *"in situ"*. A continuación, se resumen algunos puntos clave:

3.2.1 Muestreo

Para mediciones normativas de contaminantes atmosféricos, la entrada de aspiración de aire debe estar entre 1.5 m y 4 m del suelo y hasta 8 m en condiciones específicas (Directiva 2008/50/CE). Sin

embargo, las normas CEN para UFP y PNSD sugieren que dicha entrada de aire debe estar entre 5 y 10 m sobre el nivel del suelo, para medir aerosoles atmosféricos sin perturbaciones, y entre 1.5 y 4 m para medir aerosoles cerca de la fuente de emisión.

Para evitar que las líneas de muestreo se contaminen con partículas gruesas, es obligatoria una captación previa de PM₁₀ o PM_{2.5}. La norma EN 16976:2024 recomienda evitar una aspiración que elimine partículas en el rango de medición del CPC (p. ej., PM₁ o PM_{2.5}). Por el contrario, la norma CEN/TS 17434:2020 recomienda utilizar un impactador o ciclón Dp50 = 1 µm, como pre-separador para medir PNSD cuando el aerosol a medir contiene una cantidad significativa de partículas gruesas, mientras que ACTRIS recomienda un pre-separador de PM_{2.5} para evitar truncamientos en la distribución de tamaño durante el muestreo. Estos pre-separadores se incluyen principalmente para eliminar partículas gruesas, que para empezar están fuera del rango de medición del instrumento, con el fin de reducir posibles interferencias con las mediciones y la necesidad de limpieza.

También es necesario minimizar las pérdidas por difusión de partículas ultrafinas. Según las normas CEN, las pérdidas por difusión en el sistema de muestreo para partículas de 10 nm deben ser < 25 %. Se recomienda realizar el muestreo con tubos lo más cortos posible. Para minimizar las pérdidas de UFP por difusión, se debe tener en consideración el número de Reynolds (Re) para flujos. El flujo debe ser laminar con un Re máximo de 2000.

Los tubos de muestreo deben estar hechos de un material conductor resistente a la corrosión con una rugosidad superficial baja, con una superficie interior que tenga un valor de rugosidad promedio (Ra) ≤ 0.4 µm. También se pueden utilizar tubos flexibles de material conductor de electricidad para conexiones pequeñas o distancias cortas (<50 cm).

Para reducir la pérdida por difusión, es necesario aspirar el aerosol con la ayuda de una bomba a un caudal primario mucho mayor que el caudal secundario que alimenta el CPC. El flujo primario debe ser laminar para evitar pérdidas adicionales de partículas debido a la turbulencia (número de Reynolds de Re ≤ 2000).

La entrada y el divisor de flujo ("*flow-splitter*") se revisarán periódicamente para detectar obstrucciones y se limpiarán, si es necesario.

La presión y la temperatura son necesarias para el cálculo de la concentración a "Temperatura y presión estándar" (STP por sus siglas en inglés) según lo exigen las normas CEN. Por el contrario, la

Directiva de CA de la UE (Directiva 2008/50/CE) sobre partículas y sustancias en partículas exige que el volumen de aire se refiera a las condiciones ambientales en la fecha de la medición.

3.2.2 Secado

Las mediciones de aerosoles “*in situ*” deben realizarse a una humedad relativa (HR) inferior al 40 %. Esto es necesario para obtener datos comparables, dado que el tamaño de las partículas higroscópicas puede verse muy influenciado por la humedad ambiental.

No se recomienda calentar para reducir la HR, debido a la pérdida de partículas semi-volátiles.

El uso de secadores de membrana como Nafion© es el método más recomendable para secar el flujo de aerosol.

El uso de secadores de difusión de aerosoles basados en gel de sílice puede producir altas pérdidas de partículas debido a la difusión. Aun así, este método es el recomendado tanto en la norma CEN/TS 16976:2016 como en la CEN/TS 17434:2020. Con posterioridad, los secadores de difusión de aerosoles fueron excluidos de los procedimientos estándar de ACTRIS y de la norma actual EN 16976:2024, debido que las pérdidas por difusión son demasiado altas, tal y como se ha comentado anteriormente.

En cada instrumento se deben medir la HR, la temperatura y la presión. La HR se debe medir en la entrada antes y después del secador Nafion©.

3.2.3 Dilución

Para reducir la humedad del aerosol también se puede aplicar la dilución con aire seco libre de partículas. La dilución inyectando aire libre de partículas se puede aplicar también para reducir la concentración numérica del aerosol ambiental por debajo del límite de concentración superior del CPC.

La dilución puede introducir una incertidumbre elevada, que deberá determinarse. Se deberá conocer la relación de dilución exacta para poder calcular las concentraciones correctas.

Los principios de funcionamiento de los sistemas de dilución adecuados se describen en la norma EN 16976:2024.

3.2.4 Criterios de operación, procedimientos de muestreo y sistema de acondicionamiento

Las normas mencionadas enumeran los criterios de actuación (funcionamiento) para el sistema de muestreo que deben cumplirse en los (muestreos) ensayos de eficiencia (funcionamiento) (los criterios de actuación también se especifican en las normas). Los siguientes parámetros del sistema de muestreo deberán registrarse a menos que ya estén cubiertos por el protocolo de datos del CPC o MPSS:

- Humedad relativa, temperatura y presión absoluta en la entrada del CPC y MPSS.
- Método de secado (si aplica); flujo primario o secundario.
- Factor de dilución (si aplica).
- Estado o bomba de flujo primario.

Requisitos:

- Pérdidas de partículas debido a la difusión: deben determinarse y corregirse, basándose en longitudes equivalentes (solo para MPSS).
- Humedad relativa del flujo secundario en la entrada del CPC (< 40 %, precisión ± 3 %) y en la entrada del MPSS (< 40 %, precisión ± 5 %).
- Factor de dilución, si aplica; precisión estable en el tiempo: ± 5 % para CPC y ± 6.5 % para MPSS.
- Flujo de muestreo primario y secundario laminar ($Re \leq 2000$), precisión ± 10 %.

3.3 Determinación de la PNC (UFP)

El documento EN 16976:2024 describe un método normalizado para determinar la PNC en aire ambiente utilizando un CPC operado en modo de conteo. El límite inferior del rango de tamaño de partículas medido se establece en 10 nm y está armonizado con las mediciones del MPSS (ver CEN/TS 17434). En las redes de monitoreo de la calidad del aire (RVCA) donde se utilizará un MPSS para determinar la distribución del tamaño de partículas, puede utilizarse simultáneamente un CPC como garantía de calidad de los datos obtenidos mediante MPSS. En ese caso, la PNC puede compararse con la concentración total integrada del número de partículas PNSD. Cabe señalar que la calidad de este cierre depende de la estabilidad general del aerosol medido, ya que la resolución temporal del MPSS será de 5 a 10 minutos, en lugar de segundo a segundo, como en el caso de la PNC (y un intervalo de registro de 1 minuto).

Esta norma proporciona instrucciones detalladas sobre el muestreo y el acondicionamiento de la muestra de aire (ver 5.2), la determinación de la concentración del número de partículas con un CPC, los requisitos generales para los criterios de rendimiento del CPC y los procedimientos de prueba para el CPC y el sistema de muestreo. También se proporciona una descripción completa del procedimiento de medición y del control de calidad (GC / CC) y de la incertidumbre de la medición.

Remitimos al lector a la norma original (EN 16976:2024). A continuación, resumimos los temas más importantes.

3.3.1 Método de operación para la determinación de la PNC

En un CPC las partículas se agrandan mediante crecimiento por condensación y posterior detección óptica mediante luz dispersada.

Un CPC se fundamenta en la generación de supersaturación y la posterior condensación sobre las nanopartículas, seguido de detección óptica cuando las partículas alcanzan unas pocas micras de diámetro. Estas gotas son de fácil detección y contadas ópticamente. Así, las gotas de aerosol son iluminadas por un haz de luz que es dispersado bajo un ángulo determinado y conducido a un fotodetector. Para la saturación / condensación, CEN y ACTRIS recomiendan utilizar butanol.

Si la concentración es suficientemente baja, las gotas pasan a través del haz de luz una tras otra, generando así pulsos individuales a la salida del detector. Para concentraciones elevadas puede haber más de una partícula a la vez en el volumen de medición lo que produce un error de coincidencia que da como resultado un valor medido inferior a la concentración real, la cual se puede corregir. Para concentraciones incluso mayores el detector mide la luz dispersada para toda la población de partículas como una señal de fotómetro analógica (modo fotométrico). En principio, existe una relación lineal entre esta señal fotométrica y la concentración del número de partículas. Sin embargo, el error puede ser muy alto, por lo que la norma propuesta no permite el uso del modo fotométrico.

ACTRIS (2024c) enumera los instrumentos que cumplen con los requisitos de medición de aerosoles” *in situ*”.

3.3.2 Criterios de operación y procedimientos de muestreo

La norma CEN (EN 16976:2024) enumera los criterios de operación para el sistema de muestreo y para el CPC. La norma establece los siguientes requisitos generales para el CPC:

- Todos los criterios de operación se refieren al modo de recuento del CPC.
- Se aplicará la corrección de coincidencia y el factor de calibración.
- El CPC no tendrá división de flujo interno, que no sea accesible para una verificación de caudal externa, ni dilución interna para evitar fuentes innecesarias de incertidumbre de medición.
- El fluido de trabajo será n-butanol.
- El instrumento producirá datos de concentración promediados en un intervalo de registro de datos de 1 min.
- El reloj interno del instrumento será sincronizable externamente.
- El instrumento permitirá registrar los siguientes parámetros en intervalos de tiempo de 1 min:
 - Fecha, hora de inicio y hora de finalización de cada concentración notificada.
 - Caudal analizado.
 - Concentración bruta (tasa de recuento dividida por el caudal analizado), en cm^{-3} .
 - Concentración con corrección de coincidencia interna (en función del caudal analizado), en cm^{-3} .
 - Temperatura del saturador, en K.
 - Temperatura del condensador, en K.
 - Temperatura y presión absoluta en el punto de medida del caudal.
 - Indicadores de advertencia y error.

3.3.3 Procedimiento para las medidas

La norma proporciona recomendaciones para la planificación de las medidas, la instalación y las comprobaciones iniciales de las mediciones en las estaciones.

3.3.4 Control y garantía de calidad. Medición de la incertidumbre

Los procedimientos de mantenimiento, verificación y calibración que se deben seguir se especifican en la norma. También incluye la verificación de los datos finales.

Los procedimientos operativos generales incluyen una guía sobre el mantenimiento del CPC, la calibración de la linealidad, la determinación de la curva de eficiencia, las comprobaciones del caudal y los sensores, los diagnósticos internos, etc.

Se proporcionan procedimientos y consideraciones de GC / CC para la evaluación de la incertidumbre de la medición.

Frecuencia mínima para las calibraciones recomendadas, se recomiendan comprobaciones y operaciones de mantenimiento para el seguimiento a largo plazo del CPC, incluido el CPC y el sistema de muestreo.

Existen varias fuentes de incertidumbre, como la eficiencia de detección del CPC cerca de su tamaño de corte inferior o el valor Dp50 (que depende del tamaño y del material), las pérdidas de partículas en el sistema de muestreo, la determinación del caudal, la humedad no contabilizada, etc.

3.4 Determinación de la PNSD

Como se ha comentado anteriormente, la norma CEN/TS 17434:2020 detalla un método estándar para determinar la distribución del tamaño del número de partículas en aire ambiente para un rango de tamaño de partícula de 10 a 800 nm y para concentraciones totales de hasta $10^6 \# \text{ cm}^{-3}$, con una resolución temporal de unos pocos minutos. El método normalizado se basa en un MPSS utilizado con un cargador de difusión bipolar y un CPC como detector. El documento describe las características de funcionamiento y los requisitos mínimos de los instrumentos y equipos que se utilizarán y describe los procedimientos de muestreo, funcionamiento, procesamiento de datos y control de calidad, incluida la calibración.

La norma proporciona instrucciones detalladas sobre el muestreo y el acondicionamiento de muestras de aire, la determinación de la PNSD con un MPSS, los requisitos generales para el MPSS, los criterios de operación, los procedimientos de muestreo para los MPSS y para el sistema de muestreo en general. Además, se proporciona una descripción completa del procedimiento de medición, el control de GC/CC y la incertidumbre de la medición.

Remitimos al lector a la norma original. A continuación, resumimos los temas más importantes.

3.4.1 Método de operación para la determinación de PNSD mediante MPSS

El MPSS consta de un cargador de difusión bipolar, un analizador de movilidad diferencial (DMA en sus siglas en inglés), con control de flujo, una fuente de alimentación de alta tensión y un CPC.

En primer lugar, las partículas de aerosol se llevan a un equilibrio de carga bipolar mediante un cargador de difusión bipolar, que puede ser una fuente radiactiva o de rayos X de baja energía. El

cargador de difusión bipolar genera continuamente iones positivos y negativos. Cuando se utilizan fuentes radiactivas (p. ej., 85Kr, 63Ni, 241Am y 210Po), se supone una distribución bipolar de acuerdo con la norma ISO 15900. Cuando se utilizan otros ionizadores (p. ej., rayos X), se debe aplicar una distribución de carga bipolar adaptada (Nota: la distribución de carga bipolar puede ser diferente para modelos distintos).

El aerosol poli-disperso cargado bipolarmente se inyecta en un DMA. Al establecer diferentes voltajes en el DMA, se seleccionan partículas con diferente movilidad eléctrica, que depende principalmente del número de cargas elementales de las partículas y de su diámetro. Al aumentar o disminuir el voltaje, se produce una selección de partículas según su movilidad eléctrica.

Después de pasar por el DMA, se mide la concentración del número de partículas mediante un CPC (que cumple con los requisitos de CEN/TS 16976) a diferentes voltajes, cubriendo todo el rango de movilidad eléctrica de las partículas en estudio.

Finalmente, la determinación de la PNSD requiere un proceso de inversión de datos que considera las probabilidades de carga dependientes del tamaño, así como los caudales, la geometría del DMA y el tiempo de medición.

3.4.2 Corrección de la pérdida de partículas por difusión

Las pérdidas totales de partículas por difusión en los instrumentos y en las líneas de muestreo deben determinarse en función del tamaño de las partículas. Los instrumentos comerciales proporcionan software de corrección para las pérdidas de partículas por difusión, pero no corrigen las pérdidas de partículas debido a difusión en el sistema de muestreo, con la excepción de algunos MPSS modernos, que permiten la corrección de pérdidas del sistema de muestreo según CEN/TS 16976 en función de la longitud equivalente. Para armonizar los datos de medición mencionados, la norma recomienda aplicar un método común para la corrección de las pérdidas de partículas por difusión en función de la longitud equivalente. Wiedensohler et al. (2012) introduce este método para la corrección de PNSD.

3.4.3 Corrección para la eficiencia de detección del CPC

La PNC en cada clase de tamaño, para la cual la eficiencia de detección es inferior a uno, debe dividirse por el valor de eficiencia de detección correspondiente para obtener la concentración del número de partículas corregida.

3.4.4 Criterios de funcionamiento y procedimientos de prueba para MPSS

La norma CEN establece los requisitos para el diseño y el funcionamiento de los MPSS. A continuación, se resumen algunos de ellos:

- El rango de tamaño de partícula obligatorio se define entre 10 y 800 nm (el rango de tamaño podría extenderse a tamaños de partículas mayores si el MPSS lo permite).
- El pre-separador solo es necesario si el aerosol que se va a medir contiene una concentración significativa de partículas más gruesas que el límite de tamaño superior del MPSS.
- Cargador de difusión bipolar: cuando se utilizan fuentes radiactivas (p. ej., ^{85}Kr , ^{63}Ni , ^{241}Am y ^{210}Po), se supone una distribución bipolar de acuerdo con la norma ISO 15900. Cuando se utilizan otros ionizadores (p. ej., rayos X), se debe aplicar una distribución de carga bipolar adaptada.
- DMA: el aire envolvente se filtrará (filtro HEPA) y se secará; se medirá la temperatura y la humedad relativa; el aire envolvente debe ser $< 40\%$ en la salida del DMA.
- Se recomienda la capacidad de medir de forma independiente la salida de voltaje.
- Capacidad de realizar un escaneo ascendente y descendente con una resolución de tamaño alta, al menos para la calibración del tamaño de partícula.
- El CPC debe cumplir con los requisitos definidos en EN16976:2024.
- La resolución del tamaño de partícula debe ser de 16 a 32 canales de tamaño distribuidos geoméricamente iguales por cada década de tamaño.
- El tiempo para medir una distribución de tamaño de número de partículas debe ser de entre 2 y 10 minutos.
- La norma CEN también establece los requisitos de operación del MPSS:
 - Caudal real de aerosol $\leq 5\%$ de diferencia con respecto al caudal nominal.
 - Error en el tamaño de partícula $\leq 3\%$ en un tamaño entre 100 nm y 300 nm.
 - Precisión de la medición de la PNC integradas, en comparación con un CPC de referencia (CEN/TS 16976) conectado a la misma línea de muestreo, durante un período de al menos 8 horas: $0.9 \leq \text{pendiente} \leq 1.1$ (forzada a través del origen $R^2 \geq 0.9$). En esta comparación, se debe prestar especial atención a los diámetros de partículas más pequeños medidos por los instrumentos MPSS y CPC (Salma et al., 2016, 2021). Si estos diámetros no son idénticos (p. ej., no son 10 nm), los períodos con una presencia significativa de partículas de la moda Nucleación (por ejemplo, formación de nuevas partículas y eventos de crecimiento) deben excluirse del análisis, o la intersección de la línea de regresión entre NCPC/ND1-800 y ND1-

25/ND1-800 durante todo el período de comparación puede considerarse como el factor de corrección. Aquí, NCPC se refiere a la concentración total de partículas medida por el CPC, D1 es el diámetro de partícula más pequeño medido por el MPSS y Nx-y representa las concentraciones de partículas obtenidas a partir de los datos del MPSS mediante la integración numérica de las concentraciones de canal dentro del rango de diámetro de x a y nm.

- Todas las concentraciones deben obtenerse para el mismo intervalo de tiempo.
- Concentración numérica integral $< 0.01 \text{ cm}^{-3}$ para una medición de 10 min de aire filtrado HEPA.
- El flujo de entrada debe ser un flujo laminar.
- La precisión de la distribución del tamaño del número de partículas se determinará experimentalmente mediante una comparación con un MPSS de referencia (desviación ≤ 10 % para canales de tamaño entre 20 nm y 200 nm, ≤ 50 % de 10 nm a 20 nm y ≤ 20 % de 200 nm a 800 nm). La concentración de número de partículas integradas se determinará experimentalmente mediante una comparación con un CPC de referencia (CEN/TS 16976) conectado a la misma línea de muestreo.

3.4.5 Procedimiento de medida

La norma proporciona recomendaciones para la planificación de la medición, la instalación y las comprobaciones iniciales “in situ”.

3.4.6 Control y garantía de calidad. Medida de la incertidumbre

Los servicios y calibraciones frecuentes son importantes, pero las calibraciones externas también son muy importantes y se recomiendan encarecidamente. El Centro Mundial de Calibración para la Física de Aerosoles (WCCAP, en sus siglas en inglés) en TROPOS, el Centro de Calibración de Aerosoles de Praga (PACC, en sus siglas en inglés) y el NMI METAS suizo están realizando estas calibraciones externas para las superestaciones ACTRIS (Wiedensohler et al., 2018). Es probable que los países pequeños no tengan un MPSS adicional que se pueda utilizar como recambio cuando se envían los MPSS para calibración externa. En este caso, las mediciones se interrumpen durante un período de tiempo significativo, lo que genera brechas de datos más grandes y tal vez la pérdida total de las estadísticas anuales. Esto debe tenerse en cuenta e implementar medidas para evitar grandes brechas de datos.

Los procedimientos de mantenimiento, verificación y calibración que se deben seguir se especifican en la norma. Esto incluye la verificación de los datos finales.

Se enumeran los procedimientos operativos generales: limpieza del DMA, limpieza del saturador y la óptica del CPC, etc.

Se proporcionan procedimientos y criterios de control de calidad para la medición de la incertidumbre.

Frecuencia mínima de las calibraciones recomendadas, controles y operaciones de mantenimiento para el monitoreo a largo plazo del MPSS, incluidos el MPSS y el sistema de muestreo.

La incertidumbre de medición de la PNSD es muy compleja. Hay dos componentes principales: la incertidumbre en la concentración del número de partículas para cada intervalo de tamaño y la incertidumbre en el tamaño de partícula que se asigna a cada uno de los intervalos de tamaño. Hay varias fuentes de incertidumbre, como la eficiencia de detección del CPC (dependiente del tamaño y el material), las pérdidas de partículas en el sistema de muestreo, las incertidumbres e inestabilidades del aerosol y de los flujos envolventes, la humedad no contabilizada, el voltaje del DMA, etc.

3.5 Gestión de datos

En cuanto a la información sobre los datos, además de los parámetros medidos mediante CPC (PNC) y MPSS (PNSD), se deben incluir, como mínimo y con la misma resolución temporal, datos complementarios, como varios parámetros del caudal y del sistema de muestreo. Estos parámetros se detallan en las normas CEN correspondientes.

Además, ambas normas recomiendan notificar los datos siguiendo los protocolos EBAS (2024), tal y como se detalla en el ANEXO C de la EN 16976:2024 para la notificación de PNC y en el ANEXO G de la CEN/TS 17434:2020).

La base de datos EBAS, un importante archivo de datos sobre componentes atmosféricos de todo el mundo, alberga datos de diferentes programas e infraestructuras de investigación como el Programa Europeo de Seguimiento y Evaluación (EMEP, en sus siglas en inglés) o el programa VAG de la OMM, entre otros.

En colaboración con la red de superestaciones europeas para la Investigación de Aerosoles atmosféricos (EUSAAR, por sus siglas en inglés) y ACTRIS, EBAS ha definido protocolos operativos estándar comunes y procedimientos de presentación de datos para observaciones de propiedades de aerosoles atmosféricos. Estos protocolos y procedimientos han sido adoptados por el programa VAG de la OMO.

Aunque otros protocolos son viables, estos han sido adoptados por una amplia comunidad científica y han estado en funcionamiento durante la última década. RI-URBANS ha recopilado datos de PNC y PNSD de RVCA (que anteriormente no se habían proporcionado a EBAS) y ha adaptado los conjuntos de datos a los formatos solicitados por EBAS, poniendo estos datos a disposición de la comunidad científica en dicha base de datos.

Para satisfacer las necesidades de las diferentes arquitecturas de red, EUSAAR, ACTRIS y VAG definieron 3 niveles de datos y los formatos de archivo de datos correspondientes: Nivel 0, Nivel 1 y Nivel 2.

Nivel 0: este formato contiene valores de datos sin procesar y parámetros de estado del instrumento en la resolución temporal original del mismo (normalmente resolución de minutos). Los datos de nivel 0 son concentraciones de número de partículas ya calculadas para el CPC y el MPSS. Las concentraciones de volumen se expresan en las condiciones de temperatura y presión internas del instrumento.

Nivel 1: datos procesados, en la resolución temporal original, a la variable final del aerosol, es decir, PNC o PNSD. Se aplican correcciones potenciales (es decir, corrección de flujo, eficiencia de conteo dependiente del tamaño para el MPSS, pérdidas de partículas por difusión, etc.).

Nivel 2: promedios horarios; las concentraciones se indican para condiciones estándar de temperatura y presión (293.15 K; 1013.25 hPa). Percentiles 15.87^º y 84.13^º para cada período promediado.

Los datos, metadatos y marcadores que se deben comunicar para cada nivel se detallan en EN 16976:2024 y CEN/TS 17434:2020.

4. VISIÓN GENERAL PAN-EUROPEA SOBRE UFP Y PNSD EN ENTORNOS URBANOS

4.1 Introducción

Es ampliamente reconocido que la exposición a PM tiene un impacto negativo en la salud humana (OMS, 2013, 2021a). Varios estudios también han demostrado que las UFP pueden adentrarse profundamente en el sistema respiratorio, causando así enfermedades respiratorias y cardiovasculares en humanos (Cassee et al., 2019 y referencias allí citadas). En el rango < 10 nm, una fracción de las partículas inspiradas se deposita por difusión en la nariz, la cavidad oral y la tráquea. Los tamaños tan reducidos de las UFP no solo les permiten llegar a las partes más profundas del sistema respiratorio, sino que una fracción de estas, al llegar a los alvéolos, atraviesan y llegan al sistema circulatorio. Desde allí pueden llegar a cualquier órgano del cuerpo, o llegar directamente al cerebro atravesando el bulbo olfatorio (Cassee et al., 2019 y referencias allí citadas). Las nuevas directrices de la OMS (2021b) identifican la concentración de UFP como un parámetro relevante de la CA y concluyen que, aun existiendo un conjunto de pruebas de los efectos de éstas sobre la salud, los resultados siguen siendo inconsistentes. Cassee et al. (2019) y Rivas et al. (2021) señalan que esta inconsistencia puede deberse, al menos en parte, a diferencias metodológicas en las mediciones, a la falta de representación de la exposición humana a las UFP resultante del uso de una única estación de monitoreo por ciudad en la mayoría de los estudios y a las diferentes fuentes que contribuyen a las concentraciones de UFP en otras ciudades / regiones. Aunque la OMS (2021b) no proporciona valores de referencia, se recomienda el monitoreo de las concentraciones de UFP y BC para permitir una evaluación más precisa de sus efectos sobre la salud. La OMS (2021b) proporciona una declaración de buenas prácticas, en la que establece $< 1000 \text{ \# cm}^{-3}$ como baja concentración en aire ambiente (valor medio de 24 h) y $> 10000 \text{ \# cm}^{-3}$ como alta concentración.

Típicamente, la distribución de las fuentes de UFP obtenidas a partir de las mediciones de UFP-PNSD ha incluido como principales fuentes de UFP la nucleación fotoquímica, varias fuentes de tráfico (ignición por chispa e ignición por compresión), calefacción doméstica y residencial, aerosoles inorgánicos secundarios regionales (nitrato y sulfato regionales), partículas asociadas con oxidantes principalmente con O_3 (aerosoles orgánicos e inorgánicos secundarios regionales) y otras fuentes (como la quema de biomasa, fuentes de fondo urbano, emisiones industriales, fuentes mixtas, polvo y fuentes desconocidas) (Hopke et al., 2022). El transporte marítimo y la aviación también pueden

contribuir al aumento de las concentraciones de UFP especialmente en partículas de la fracción de tamaño modal más fina (Diesch et al., 2013; Lorentz et al., 2019; Stacey et al., 2021). En las estaciones de TR y UB europeas, las contribuciones de las UFP procedentes del tráfico dominan la PNC (con modas del tamaño de 10-20 y 70-90 nm), seguida de la nucleación fotoquímica o la formación de nuevas partículas (FNP, < 20 nm). La FNP varía ampliamente según la región climática (suele ser mayor en las áreas de alta insolación, pero no de manera consistente) (Brines et al., 2015; Rivas et al., 2021). Otras contribuciones relevantes incluyen las UFP de UB y RB (generalmente con modas de 80-150 nm).

Las mediciones para largos periodos de tiempo de la PNSD-UPF son complejas especialmente cuando se requiere una cobertura temporal de datos > 90 %. Hopke et al. (2024) y Vörösmarty et al. (2024) han llevado a cabo estudios que abarcan 15 y 11 años de datos, respectivamente, con una alta cobertura temporal. En el presente estudio se ha alcanzado una elevada a cobertura de datos (> 90%) en ciertas estaciones como las de Budapest, Helsinki, Ispra, Leipzig, Mulheim, París y Rochester (Trechera et al., 2023). Sin embargo, no fue así para las 22 estaciones restantes incluidas en el estudio. En las siguientes secciones se muestra la complejidad de medir con precisión la PNSD.

La falta de armonización de las mediciones de UFP y PNSD impide una estricta comparación directa de datos de PNSD-UPF de diferentes ciudades, tanto en términos de instrumentación como de condiciones de medición. Por ello, en RI-URBANS se ha realizado una recopilación de las mediciones de PNSD-UPF existentes en zonas urbanas europeas para una evaluación conjunta de acuerdo con (i) los enfoques instrumentales y metodológicos implementados; (ii) la comparación de las concentraciones urbanas en toda Europa; (iii) la identificación de similitudes y diferencias principales; y (iv) la evaluación de las relaciones con otros contaminantes, como BC, PMx (PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁), contaminantes gaseosos (SO₂, NO_x, O₃, CO) y con parámetros meteorológicos (Trechera et al., 2023). En esta sección se resumen y actualizan los resultados de este estudio. Liu et al. (2023) y Garcia-Marlès et al. (2024a) analizaron estos conjuntos de datos para calcular y evaluar la concentración de aerosoles del área superficial depositada en los pulmones (LDSA en sus siglas en inglés) y las tendencias de la PNSD-UPF en el periodo 2009-2019. También se resumen los resultados de los estudios mencionados en RI-URBANS. En Garcia-Marlès et al (2024b) se presenta la distribución de fuentes de PNSD-UPF en 24 estaciones (en su mayoría) urbanas. También hay un capítulo guía adicional sobre la distribución de las fuentes de PNSD-UPF en la página web de RI-URBANS (ST11).

4.2 Metodología

4.2.1 Recopilación de datos de PNSD-UPF

Los análisis que aquí se presentan están basados en 29 conjuntos de datos de PNSD-UPF del periodo 2017-2019 proporcionadas a RI-URBANS por RVCAs y por superestaciones de investigación (como las de ACTRIS) (Tabla 1 y Figura1).

Los conjuntos de datos incluidos en este análisis de PNSD-UPF- son los siguientes:

Dieciocho estaciones de fondo urbano (UB) que cubren la mayor parte de Europa: Amberes (ANT), Atenas (ATH), Barcelona (BCN), Birmingham (BIR), Budapest (BUD), Dresde (DRE), Granada (GRA), Helsinki (HEL), Langen (LAN), Lecce (LEC), Leipzig (LEI), dos en Londres (LND y LND2), Madrid (MAD), Marsella (MAR), Mülheim (MUL), Zúrich (ZUR) y una en Rochester (ROC) en el estado de Nueva York en EE. UU.

Seis estaciones de tráfico (TR) en Europa central (C), occidental (W) y septentrional (N): DRE, HEL, dos en LEI (LEI y LEI2), LND y Estocolmo (STO), pero no en Europa meridional (S).

Cuatro estaciones de fondo suburbano (SUB): Atenas (ATH), Lille (LIL), París (PAR) y Praga (PRA).

Se ha incluido la estación de fondo regional (RB) de Ispra (ISP), situada en el valle del Po (Italia), debido a que no se han podido obtener conjuntos de datos de zonas urbanas en esta zona del valle del Po, el cual es un punto crítico de contaminación en Europa, donde la mayor parte de la contaminación por PM tiene un origen regional.

El periodo de tiempo se ha seleccionado con el fin de obtener datos relativamente recientes, sin el efecto de la disminución de la contaminación debido a las medidas de confinamiento asociadas a la COVID-19, que fueron variables tanto en toda la Europa urbana como a nivel mundial (Putaud et al., 2021; Torkmahalleh et al., 2021).

Tabla 1. Lista de estaciones de calidad del aire (CA) que suministran conjuntos de datos de PNSD-UFP para este estudio, con su ubicación, el tipo de entorno, el equipo utilizado y el rango de tamaño de partícula utilizado en este estudio. UB, fondo urbano; TR, tráfico; SUB, fondo suburbano; RG, fondo regional. TRO, TROPOS; LDMA, entorno de área metropolitana larga (si.en ing.); VDM, entorno de área metropolitana de tipo Viena (sig.en ing.); AIRM, modo de aire. Modificado de Trechera et al. (2023).

Ciudad (País)	Nombre estación	Tipo	Acrónimo	Coordenadas	Equipos	Tamaño (nm)
Antwerp (BE)	Borgerhout	UB	ANT_UB	51.21N, 4.43E	SMPS Grimm C5420 L-DMA	10-808
Athens (GR)	Thissio	UB	ATH_UB	38.00N, 23.72E	SMPS TSI 3080L, CPC TSI 3772	10-470
Barcelona (ES)	Palau Reial	UB	BCN_UB	41.39N, 2.13E	SMPS TSI 3080, CPC TSI 3772	12-478
Birmingham (GB)	BAQS	UB	BIR_UB	52.46N, 1.93W	SMPS TSI 3082., CPC TSI 3750	13-552
Budapest (HU)	BpART Lab	UB	BUD_UB	47.48N, 19.06E	DMPS, CPC TSI 3775	11-816
Dresden (DE)	Winckelmann.	UB	DRE_UB	51.04N, 13.73E	TRO-TSMPS VDMA 28, TSI 3010/3772	10-800
Granada (ES)	UGR	UB	GRA_UB	31.18N, 3.58W	SMPS TSI 3082, CPC TSI 3772	11-496
Helsinki (FI)	SMEARIII	UB	HEL_UB	60.12N, 24.58E	TDMPS Hauke-DMA, CPCTSI 3025	10-794
Langen (DE)	UBA	UB	LAN_UB	50.00N, 8.39E	SMPS TSI 3080, TSI 3772, TRO rebuild	10-544
Lecce (IT)	Lecce Obs.	UB	LEC_UB	40.20N, 18.07E	TRO-MPSS	10-800
Leipzig (DE)	TROPOS	UB	LEI_UB	51.35N, 12.43E	TRO-TDMPS VDMA, UCPC TSI 3025	10-800
London (GB)	N.Kensington	UB	LND_UB	51.52N, 0.21W	SMPS TSI 3080, CPC TSI 3775 LDMA	17-604
London (GB)	Honor Oak P.	UB	LND2_UB	51.45N, 0.04W	SMPS TSI 3080, CPC TSI 3775 LDMA	17-605
Madrid (ES)	CIEMAT	UB	MAD_UB	40.45N, 3.73W	SMPS TSI 3080L, CPC TSI 3775	15-661
Marseille (FR)	Longchamp	UB	MAR_UB	43.31N, 5.39E	SMPS TSI LDMA 3081A, CPC TSI 3752	15-661
Mülheim (DE)	Styrum	UB	MUL_UB	51.45N, 6.87E	SMPS TSI 3080, CPC TSI 3772	14-496
Rochester US)	NYS DEC	UB	ROC_UB	43.15N, 77.55W	SMPS TSI 3071, CPC TSI 3010	11-470
Zurich (CH)	Kaserne	UB	ZUR_UB	47.38N, 8.53E	SMPS TSI 3034, Nafion® dryer	17-478
Dresden (DE)	North	TR	DRE_TR	51.09N, 13.76E	TROPOS-SMPS VDMA, CPC TSI 3772	10-800
Helsinki (FI)	Mäkelänkatu	TR	HEL_TR	60.19N, 24.95E	UHEL DMPS VDMA, CPC AIRM A20	11-800
Leipzig (DE)	Mitte	TR	LEI_TR	51.34N, 12.38E	TRO-TDMPS VDMA, UCPC TSI 3025	10-800
Leipzig (DE)	Eisenbahn	TR	LEI2_TR	51.35N, 12.41E	TRO-TDMPS VDMA, UCPC TSI 3025	10-800
London (GB)	Marylebone	TR	LND_TR	51.52N, 0.15W	SMPS TSI 3080, CPC TSI 3775 LDMA	17-604
Stockholm (SE)	Hornsgatan	TR	STO_TR	59.32N, 18.05E	SMPS TSI 3071, CPC TSI 3775	10-410
Athens (GR)	Demokritos	SUB	ATH_SU	37.99N, 23.82E	SMPS TSI 3080, CPC TSI 3772	10-550
Lille (FR)	V. d'Ascq	SUB	LIL_SUB	50.61N, 3.14E	SMPS TSI 3082, CPC TSI 3750	20-594
Paris (FR)	SIRTA	SUB	PAR_SUB	48.71N, 2.16E	SMPS GRIMM 5416, OPC GRIMM	11-792
Prague (CZ)	Schudol	SUB	PRA_SUB	50.13N, 14.38E	SMPS TSI 3034 TRO rebuilt	10-519
Ispra (IT)	JRC	RG	ISP_RB	45.80N, 8.63E	DMPS VDMA, CPC TSI 3010/3772	10-808

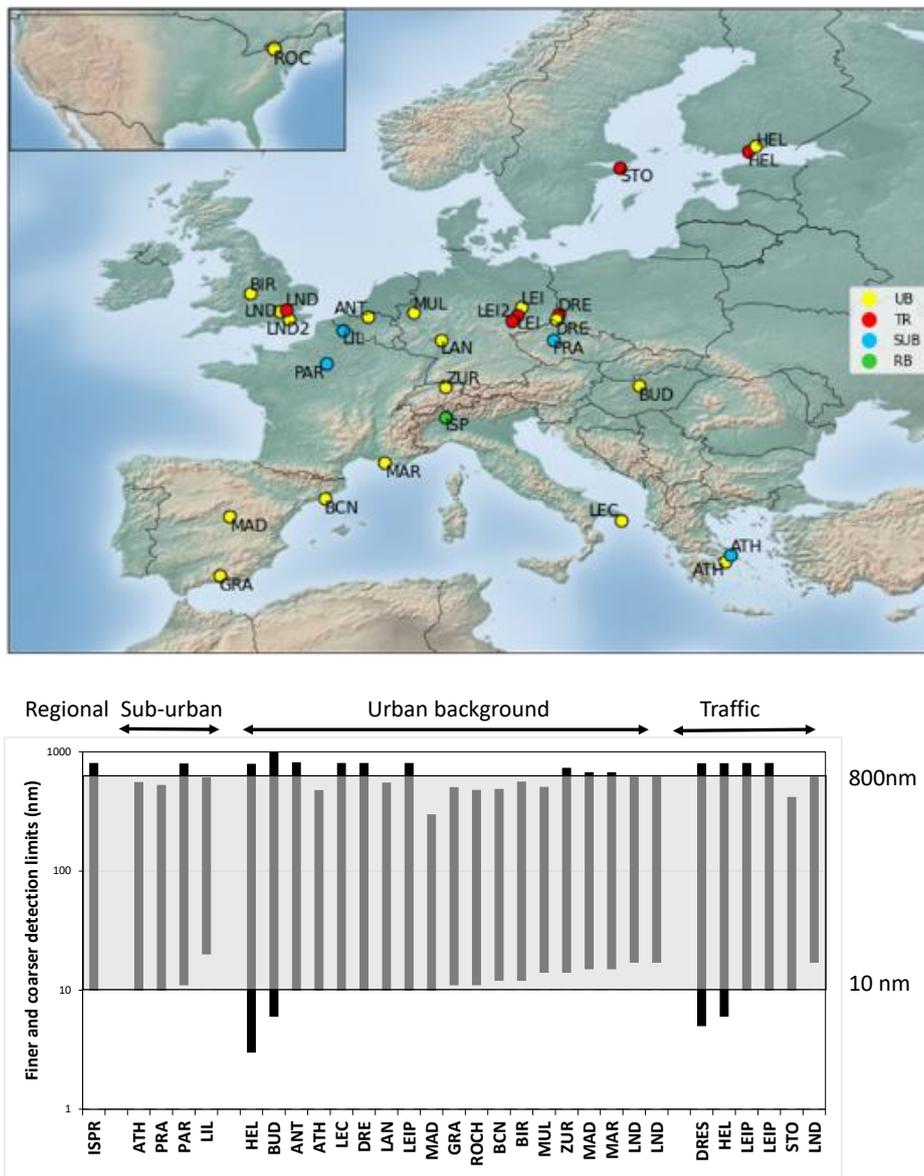


Figura 1. Arriba: Ubicación de las ciudades que proporcionan datos sobre las concentraciones de partículas y las distribuciones de tamaño de partícula para el presente estudio y el tipo de estación. UB, fondo urbano; TR, tráfico; SUB, fondo suburbano; RB, fondo regional. Abajo: Límites de detección del tamaño de partícula de las mediciones de PNSD de este estudio y los recomendados por el CEN (10-800 nm, sombreado gris). Modificado de Trechera et al. (2023).

4.2.2 Análisis de tendencia de la PNSD-UFP para el periodo 2009-2019

Los equipos utilizados para medir la PNSD-UFP son MPSS tal y como el Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS), el Differential Mobility Particle Sizer (DMPS), el Dual Scanning Mobility Particle Sizer (TSMPS) o el Dual Differential Mobility Particle Sizer (TDMPS) (Tabla 1). Aunque no se muestran

aquí, algunas estaciones al inicio las mediciones de la PNSD incluían tamaños < 10 nm (HEL_UB y HEL_TR, 3 y 6 nm, respectivamente; DRE_TR; BUD_UB, 5 y 6 nm, respectivamente) o tamaños > 800 nm (HEL_UB y TR; BUD_UB, 891 y 1000 nm, respectivamente). Este último caso afecta en menor grado a la PNC total que el primero ya que la PNC es relativamente baja en los tamaños más gruesos. En ciertas estaciones las mediciones se iniciaron a tamaños de 11 a 20 nm (BCN_UB, BIR_UB, GRA_UB, LIL_SUB, las tres estaciones de LND, MAR_UB, MUL_UB, PAR_SUB, ROC_UB y ZUR_UB), en lugar de los 10 nm recomendados o midiendo tamaños más gruesos en lugar de los 800 nm recomendados (Tabla 1). Con fines de comparación, se ha seccionado un rango para la PNSD de > 10 hasta 800 nm.

Se han realizado análisis de tendencias de los conjuntos de datos del periodo 2009-2019 (García-Marlès et al., 2024a), que cubren al menos 5 años, para detectar tendencias monótonas a lo largo del tiempo utilizando el método no paramétrico de Theil-Sen (Sen, 1968; Theil, 1992). Este método, robusto frente a valores atípicos, se aplica comúnmente para el análisis de datos de GC (Carslaw y Ropkins, 2012). La magnitud de las tendencias se ha cuantificado mediante la pendiente de Theil-Sen, que es la mediana de todas las pendientes posibles entre los pares de datos, y también se ha evaluado la significancia estadística (ES). Estos análisis se realizaron utilizando el paquete informático Openair (Carslaw y Ropkins, 2012). Cabe señalar que algunas de las series temporales son relativamente cortas para discernir tendencias y algunas de las series temporales más largas muestran diferentes gradientes según el intervalo de tiempo seleccionado. Se ha realizado una síntesis de las pendientes individuales, expresadas como un cambio porcentual por año con un intervalo de confianza del 95 %, mediante un metaanálisis de efectos aleatorios debido a la gran heterogeneidad de los datos entre las estaciones incluidas (Chen y Peace, 2013). La tendencia media se ha calculado de forma individual para cada clase de entorno (urbano, suburbano, regional y de tráfico) así como a nivel mundial para proporcionar una descripción general completa de los resultados. El metaanálisis se ha realizado utilizando el paquete R “meta” versión 6.5-0 (Balduzzi et al., 2019).

4.2.3 Determinación del área superficial depositada en los pulmones (LDSA) a partir de la PNSD-UPF

Los 29 conjuntos de datos PNSD-UPF recopilados entre 2017 y 2019 se han analizado para estimar la LDSA en las regiones de cabeza / garganta (CG), traqueobronquial (TBQ) y alveolar (ALV) del sistema respiratorio humano. Las concentraciones de LDSA se pueden medir directamente

(Nanoparticle Surface Area Monitor, NSAM, Reche et al. 2015 o sensor Pegasor LDSA, Kuula et al. 2019) o calcular a partir de las medidas de PNSD. En RI-URBANS se han utilizado datos de mediciones de PNSD. El método comúnmente utilizado para determinar la concentración de área de superficie geométrica de partículas esféricas se basa en la medición de la PNSD. En nuestros cálculos, se han usado curvas de fracción de deposición (FD) regional, dependiente del tamaño y obtenidas con el software MPPD (versión 3.04, Chemical Industry Institute of Toxicology, Research Triangle Park, NC). El cálculo de los valores totales de LDSA se ha realizado contando primero la cantidad de partículas en cada intervalo de tamaño y luego multiplicando la PNC por la fracción de deposición específica de un tamaño de partícula dado. Para evaluar con precisión las contribuciones de LDSA, es importante considerar los tamaños de partícula involucrados. Así, las partículas < 10 nm tienen un peso relativamente bajo en el cálculo general de las contribuciones de LDSA (0.14 % ± 0.2 %), en comparación con otros tamaños de partículas.

4.3 Concentraciones de UPF y PNSD

Solo 18 de los 29 conjuntos de datos alcanzan > 70 % de disponibilidad de los mismos para el periodo 2017-2019 y 7 de los 29 muestran una disponibilidad < 50 %. Esta deficiencia refleja la complejidad de las mediciones de la PNSD-UPF y la necesidad de una supervisión minuciosa y un mantenimiento frecuente de la instrumentación. Para aumentar la comparabilidad, en este estudio se han evaluado las concentraciones de N10-800. En cualquier caso, al comparar PNCs, se deben considerar los tamaños de detección más bajos específicos de cada estación. Por ejemplo, N20-594 (LIL_SUB) y N10-800 (HEL_UB) se han comparado N10-800 = PNC a pesar de sus diferentes tamaños.

La Tabla 2 resume el promedio, PNC (N10-800), N10-25, N25-100 y N100-800 para las 29 estaciones en estudio.

4.3.1 Distribución del tamaño del número de partículas

La Figura 2 muestra los datos PNSD-UPF, los cuales se han clasificado en los siguientes cuatro grupos:

- **Estaciones de TR** (DRE, HEL, LEI, LEI2, STO, LND), con elevada PNC y, muy frecuentemente, con los valores máximos en la moda de Nucleación debido a partículas recién emitidas y rápidamente nucleadas procedentes de las emisiones de escape del tráfico (Harrison et al., 2011; entre otros).

- **Estaciones UB del sur, centro y este de Europa** (ANT, ATH, BCN, BUD, GRA, LAN, LEC, LEI, MAD, MAR, MUL), se caracterizan por registrar altas PNC en la mayoría de las estaciones y una PNSD muy variable.
- **Estaciones de UB del norte y centro de Europa, Reino Unido y norte de EE. UU.** (BIR, DRE, HEL, LND, LND2, ROC, ZUR). Muestran PNC relativamente bajas y un tamaño de moda Aitken predominante (30-40 nm), lo que indica influencia del tráfico. Las estaciones DRE, HEL y ROC presentan también una carga relativamente alta de la moda de Nucleación.
- **Estaciones SUB y FR** (ATH, LIL, PAR, PRA, ISP), similares a las estaciones de UB del norte de Europa, pero con una moda predominante ligeramente más gruesa (50 nm, lo que indica crecimiento por envejecimiento).

4.3.2 Concentración del número de partículas

Centrándose en las estaciones de UB, los promedios de PNC más elevadas se registran en Europa oriental y meridional (BCN, BUD, GRA y MAR, 11200-10300 # cm⁻³) y dos estaciones de Europa central (ANT y LAN, cerca de 10000 # cm⁻³), seguidos de Europa central-meridional (MUL, ATH, LEC, LEI, MAD y DRE, 8900 a 6200 # cm⁻³) y Europa norte y noroeste y Suiza (LND, LND2, ROC, HEL, ZUR y BIR, 4500 a 3500 # cm⁻³) (Figura 3). Las estaciones de TR también muestran PNC altas, especialmente LEI, LEI2, LND y HEL (13500-10500 # cm⁻³) seguidas de DRE y STO (8800 y 5100 # cm⁻³) (Tabla 2 y Figura 3). Hay que remarcar que no hay estaciones de TR que proporcionen datos PNSD-UPF en el S y E de Europa. Como era de esperar, las estaciones de SUB y de RB registran concentraciones relativamente bajas (740-4500 # cm⁻³, Figura 3). La fracción N25-800 sigue un patrón similar al BC (Figura 3), con una clara tendencia decreciente del norte al sur de Europa. En todos los casos (BC, PNC y N25-800), y para una región climática específica, las concentraciones de UFP disminuyen de la siguiente manera: TR > UB > SUB.

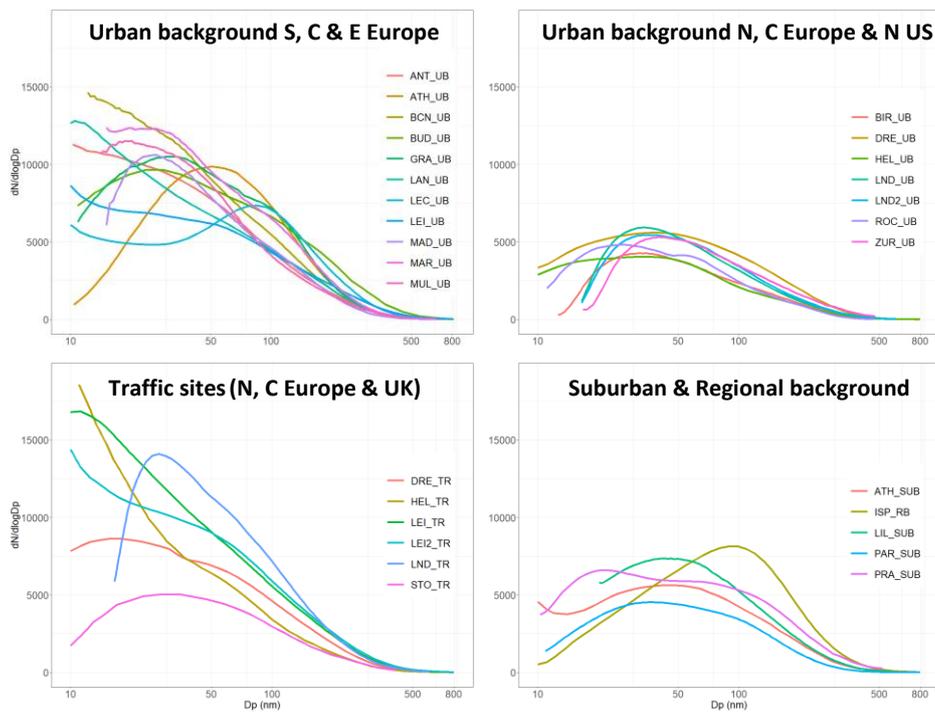


Figura 2. Media de las distribuciones de tamaño de partículas (PNSD) de 2017-2019 para estaciones de tráfico, de fondo urbano (UB) del sur, centro y este de Europa, de fondo urbano (UB) del norte y centro de Europa, Reino Unido y norte de EE.UU., y de fondo suburbano (SUB) y regional (RB). Modificado de Trechera et al. (2023).

4.3.3 Modas de Nucleación, Aitken y Acumulación

Como se ha mencionado anteriormente, las partículas de la moda de Nucleación pueden surgir de la nucleación fotoquímica y de las emisiones del tráfico. Para los conjuntos de datos con un límite de detección de tamaño < 13 nm, las proporciones más altas de la moda de Nucleación en PNC se alcanzan en las estaciones de TR (42-58 %, excluyendo STO, 33 %). Para las estaciones de UB, las proporciones más bajas se recogen en ATH y BIR (18 y 19 %, respectivamente), proporciones intermedias (29-34 %) en LEC, GRA, BUD, MUL, HEL y DRE, y las proporciones más elevadas (38-46 %) en BCN, LEI, ANT y LAN. En consecuencia, para UB: (i) la proporción más alta de concentraciones de la moda de Nucleación se alcanzan no solo en sitios del sur de Europa, sino especialmente en Europa central (LEI y LAN); y (ii) una estación del sur de Europa (ATH) muestra las proporciones más bajas debido al sumidero de alta condensación y bajo NH₃ en esta área urbana (Vratolis et al., 2019). Las proporciones de la moda de Aitken son del 32-44 % de la PNC para las estaciones de TR, (excluyendo STO con 54 %), del 41-54 % en estaciones de UB (con el más alto en BIR y ATH, ambos 62 %); y del 48-57 % en todas las estaciones SUB y RB. Las proporciones de la moda de Acumulación

para la PNC alcanzan solo el 10-20 % en todos los conjuntos de datos evaluados, excluyendo ISP_RB (31 %).

Moda de Nucleación (N_{10-25})

Las concentraciones absolutas más bajas de la moda de Nucleación ocurren en las estaciones de SUB (1000-2200 # cm^{-3}) y de RB (1000 # cm^{-3}), mientras que son notablemente altas en las estaciones de UB (la mayoría en el rango 1500-4600 # cm^{-3}) y TR (la mayoría en el rango 3600-6700 # cm^{-3}). Considerando solo las estaciones de UB, la moda N_{10-25} es mayor en Europa central, oriental y sudoeste (2800-4600 # cm^{-3} , excluyendo DRE, 1900 # cm^{-3}) y menor en Europa septentrional, sudoriental y N de EE.UU. (700-1500 # cm^{-3}). Por estación, las concentraciones más altas de la moda de Nucleación UB se registran en este orden: LAN > ANT > BCN > BUD > LEI > GRA > MUL > LEC > DRE > ATH > ROC > HEL. Por lo tanto, las concentraciones más altas de la moda de Nucleación no solo son debidas a una elevada fotoquímica, como podría pensarse para el caso del sur de Europa (alta insolación), sino que los altos niveles registrados en Europa central y oriental, indican que fuentes y procesos específicos (como la nucleación a partir de emisiones de SO_2 de centrales térmicas de carbón, ver Junkermann et al., 2016), o contribuciones del transporte marítimo y aéreo e industrias, probablemente intervengan de forma notable a aumentar las UFP más finas.

Moda Aitken (N_{25-100})

Para la moda Aitken, se han considerado los 27 conjuntos de datos, ya que todas las estaciones iniciaron las mediciones para tamaños < 25 nm. Se han encontrado pequeñas diferencias entre las concentraciones del modo Aitken obtenidas en las estaciones de TR (2800-6800 # cm^{-3}) y las obtenidas en las de UB (2100-5900 # cm^{-3}), SUB (2600-4100 # cm^{-3}) y RB (4100 # cm^{-3}). Sin embargo, en el último caso, el lector debe considerar que ISP se encuentra en el valle del Po. La falta de datos de las estaciones de TR en el sur y el este de Europa dificulta la comparación de las concentraciones entre las estaciones de TR y UB en toda Europa. De todas formas, en las estaciones de UB se observan nuevamente tendencias regionales marcadas, con las concentraciones más altas en el sur de Europa (4800-5900 # cm^{-3}), intermedias en Europa central (2800-5100 # cm^{-3}) y las concentraciones más bajas en el norte y noroeste de Europa (2100-3000 # cm^{-3}). Nuevamente, esto ocurre en paralelo a las tendencias de contaminación del aire.

Tabla 2. Medias aritméticas de la PNSD-UPF y sus desviaciones estándar de las modas de Nucleación, Aitken y UFP (N_{10-25} , N_{25-10} , $N_{100-800}$ y N_{10-100} , respectivamente), N_{25-800} y PNC (N_{10-800} , de todas las estaciones recopiladas en RI-URBANS. ND, no determinado; UB, fondo urbano; TR, tráfico; SUB, fondo suburbano; RB, fondo regional. Modificado de Trechera et al. (2023). Cabe señalar que, aunque la mayoría de las medidas se iniciaron a partir de 10 nm, este rango de detección de tamaño fino cubre 10-20 nm. La comparación del PNC total, UFP o moda de Nucleación se ve afectada por esta limitación.

Estación	N_{10-25}	σ_{10-25}	N_{25-100}	σ_{25-100}	N_{10-100}	σ_{10-100}	$N_{100-800}$	$\sigma_{100-800}$	N_{25-800}	σ_{25-800}	N_{10-800}	σ_{10-800}
	# cm^{-3}											
ANT_UB	4466	3141	4322	2612	8788	5025	1269	951	5591	3272	10057	5510
ATH_UB	1503	1312	5338	4642	6841	5448	1711	2060	7049	6393	8552	7064
BCN_UB	4245	4141	5560	3820	9805	6641	1380	901	6940	4441	11186	7481
BIR_UB	661	632	2197	1813	2858	2263	673	647	2871	2318	3532	2725
BUD_UB	3691	3075	4973	3333	8664	5785	2173	1465	7146	4408	10837	6653
DRE_UB	1935	2322	3038	2529	4973	4019	1242	1000	4280	3236	6215	4524
GRA_UB	3129	2677	5629	4160	8758	6230	1776	1431	7406	5395	10535	7305
HEL_UB	1419	1526	2144	1764	3563	2913	644	507	2789	2056	4208	3119
LAN_UB	4628	4491	4074	2762	8702	5890	1254	888	5328	2999	9956	6657
LEC_UB	2293	2822	3590	2741	5883	4470	2072	1907	5662	4355	7954	5637
LEI_UB	3236	4076	3524	2818	6760	5691	1403	1067	4928	3528	8163	6093
LND_UB	614	560	2983	2433	3597	2790	891	1003	3874	3223	4489	3535
LND2_UB	540	405	2912	2256	3452	2509	964	999	3875	3106	4415	3316
MAD_UB	1997	1908	4806	3632	6803	4942	1134	923	5940	4313	7937	5702
MAR_UB	2679	1760	5894	3881	8573	5160	1723	1539	7618	5161	10297	6274
MUL_UB	2810	2139	5058	3375	7868	4955	1062	804	6120	3855	8930	5351
ROC_UB	1434	1428	2370	1849	3804	2867	602	430	2973	2105	4407	3076
ZUR_UB	296	264	2845	2156	3141	2336	1061	707	3905	2696	4201	2860
DRE_TR	3647	2939	3892	2499	7539	4655	1252	809	5144	3077	8791	5051
HEL_TR	6091	6704	3357	2816	9448	8698	1009	704	4366	3322	10457	9088
LEI_TR	6711	5725	5272	3062	11983	7750	1580	936	6852	3696	13563	8134
LEI2_TR	5249	5252	5075	3368	10324	7331	1699	1142	6774	4217	12023	7860
LND_TR	1961	1270	6753	3943	8714	5045	1900	1261	8653	5016	10614	6070
STO_TR	1646	1441	2756	1807	4402	2848	653	416	3409	2005	5056	3016
ATH_SUB	1654	2749	3245	2469	4899	4561	1203	725	4449	2923	6103	4892
LIL_SUB	560	625	4148	2829	4708	3230	1421	1103	5569	3557	6129	3890
PAR_SUB	1022	1055	2567	1997	3589	2789	876	708	3443	2510	4465	3241
PRA_SUB	2209	2689	3722	2636	5931	4471	1508	1101	5230	3312	7439	4875
ISP_RB	996	1231	4058	2459	5054	2924	2319	2133	6377	4189	7373	4351

Moda de Acumulación($N_{100-800}$)

Las concentraciones de la moda de Acumulación en las estaciones de UB también son más elevadas en el sur de Europa (1400-2200 # cm^{-3} , excluyendo MAD, 1100 # cm^{-3}) que en Europa central (1100-1400 # cm^{-3}) y norte de Europa (600-1000 # cm^{-3}). La variabilidad es alta en las estaciones de SUB y RB, con tres estaciones de SUB en el rango de 1200-1500 # cm^{-3} , PAR_SUB a 900 # cm^{-3} e ISP_RB a 2300 # cm^{-3} . Debido a que el límite de detección de la fracción más gruesa varía en estos conjuntos de datos de 400 a 800 nm, es difícil sacar conclusiones sólidas para este tamaño modal.

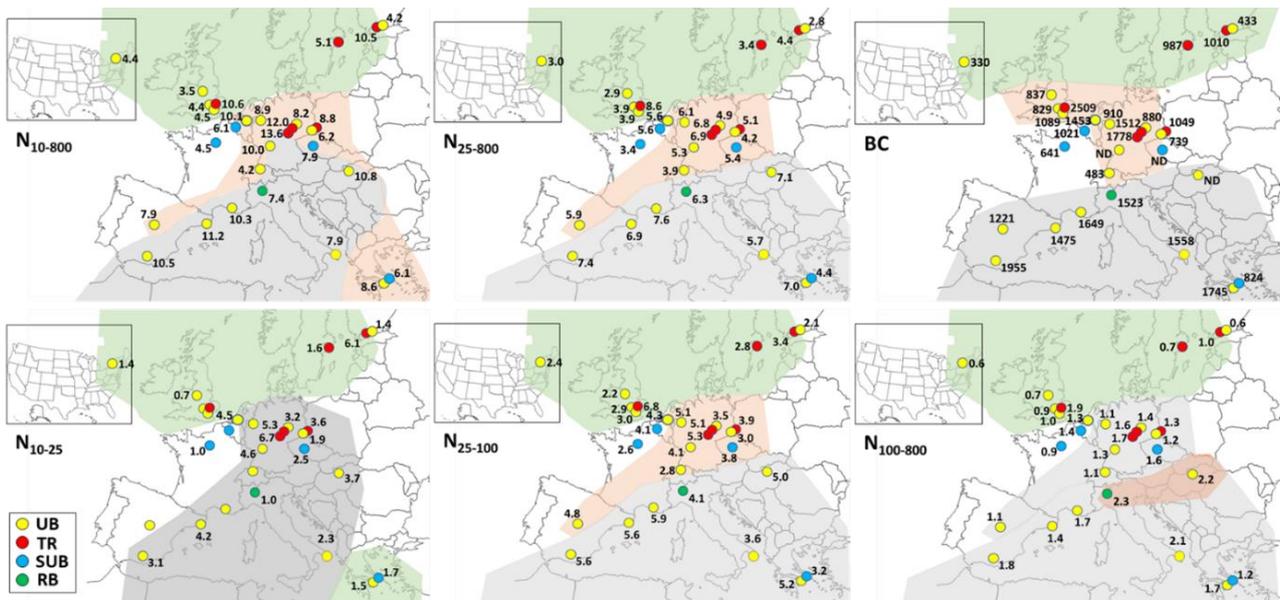


Figura 3. Variabilidad regional de las concentraciones medias del número de partículas (en $\# \text{cm}^{-3} 10^{-3}$), fracciones de tamaño de partícula (en $\# \text{cm}^{-3} 10^{-3}$) y black carbon (BC en ng m^{-3}) en Europa durante el período 2017-2019. Para N10-25, solo se incluyen las estaciones con un límite de detección de tamaño más fino de 10-14 nm. UB, fondo urbano; TR, tráfico; SUB, fondo suburbano; RB, fondo regional. Modificado de Trechera et al. (2023). Los colores indican gradación de concentraciones desde niveles superiores (gris) a inferiores (verde).

4.3.4 Patrones diarios y estacionales

En la Figuras 4 y 5 se muestran los patrones diarios de BC, PNC (N_{10-800}), y N_{10-25} , N_{25-100} y $N_{100-800}$. La evaluación simultánea de los patrones diarios y estacionales de la PNC y BC se han diferenciado los siguientes tres tipos de estaciones:

Control del tráfico rodado sobre PNC (N_{10-800}): Este tipo de estaciones, de las cuales ATH_UB es un ejemplo (ver parte inferior de la Figura 6), se caracterizan por máximos de la PNC en las horas punta de tráfico, covariantes con los niveles de BC (también con los de NO_2 , NO, NO_x y CO, que aquí no se muestran). Además, las tendencias estacionales de BC y de la PNC son muy similares, con altas concentraciones en invierno y bajas en verano. En este tipo de estaciones, el pico de la PNC al mediodía es muy débil (o ausente) en comparación con los picos durante las horas punta de tráfico. En consecuencia, la tendencia diaria de BC es muy similar a la de la PNC. En contraste con la mayoría de los casos, donde el máximo de la moda de Nucleación de mediodía se produce en verano, en estos casos se produce durante invierno-otoño (aunque muy suave). Además, estas estaciones se caracterizan por concentraciones marcadamente más bajas tanto de BC como de PNC durante el fin de semana, lo que apunta a un alto impacto de las emisiones de tráfico en las concentraciones de

ambos parámetros. Las estaciones estudiadas con un comportamiento similar al descrito son GRA_UB, HEL_TR, LEC_UB, MAD_UB, MAR_UB, PAR_SUB, ROC_UB, STO_TR y ZUR_UB.

Estaciones con alto impacto de la nucleación. Algunas estaciones muestran una PNC más elevada al mediodía / mañana con respecto a la hora punta de tráfico. Un ejemplo de ello es LEI_UB (ver la parte superior de la Figura 6), en la que la PNC más alta se registra alrededor de las 11-12 h, fuera de las horas punta de tráfico. Las variaciones horarias de la PNC promedio covarían con las de O₃ y anti-correlacionan con el BC. El máximo de la PNC al mediodía se da en verano (también en primavera y otoño, pero con menor intensidad) simultáneamente con concentraciones muy bajas de BC. Esto puede atribuirse a la fotonucleación y fumigación de las capas atmosféricas más altas a escala regional o urbana (enriquecidas en la moda Nucleación de las UFP, en O₃ y pobres en BC, a medida que la capa límite planetaria (CLP) crece por dinámica convectiva). El transporte marítimo, la aviación y / o a las emisiones de centrales eléctricas e industriales también pueden ser la causa de este patrón observado para la PNC y BC (véanse las referencias anteriores). En estos casos, la PNC maximiza en verano y el BC muestra una tendencia estacional opuesta, con valores invernales más elevados. En la mayoría de los casos, las concentraciones de BC y UFP durante el fin de semana son más bajas. Las estaciones que muestran este patrón son LEI_TR, LEI2_TR, DRE_UB, LAN_UB y PRA_SUB.

Estaciones de tipo intermedio (diferentes grados de predominio de tráfico / máximos de mediodía y patrones estacionales débiles). Un ejemplo es BCN_UB (véase la parte central de la Figura 6). En esta estación, tanto los picos por tráfico como los picos de mediodía están presentes. Por lo tanto, la PNC es paralela a la de BC, excepto durante el máximo de mediodía. Sin embargo, no se producen patrones estacionales y muestran niveles de la PNC y BC similares durante todo el año. Estas estaciones muestran, también, picos de nucleación en verano a mediodía y de menor intensidad en primavera y otoño. Durante los fines de semana, los niveles de BC y de la PNC son marcadamente más bajos. Estas estaciones muestran patrones estacionales débiles o ninguna covariación entre BC y la PNC. Sin embargo, en algunas de ellas (BIR_UB, MUL_UB, HEL_UB, LIL_SUB, LND_UB, LND2_UB y LND_TR) se produce un mayor predominio de la influencia del tráfico, con picos de mediodía débiles o nulos y con picos de tráfico en horas punta. En otras estaciones (ANT_UB, ATH_SUB, BUD, DRE_TR y ISP_RB) predominan los máximos al mediodía, pero sin el típico comportamiento de valores elevados de la PNC y bajos en BC en verano. Esta categorización es similar a la descrita por Sun et al. (2019) en numerosas estaciones en Alemania.

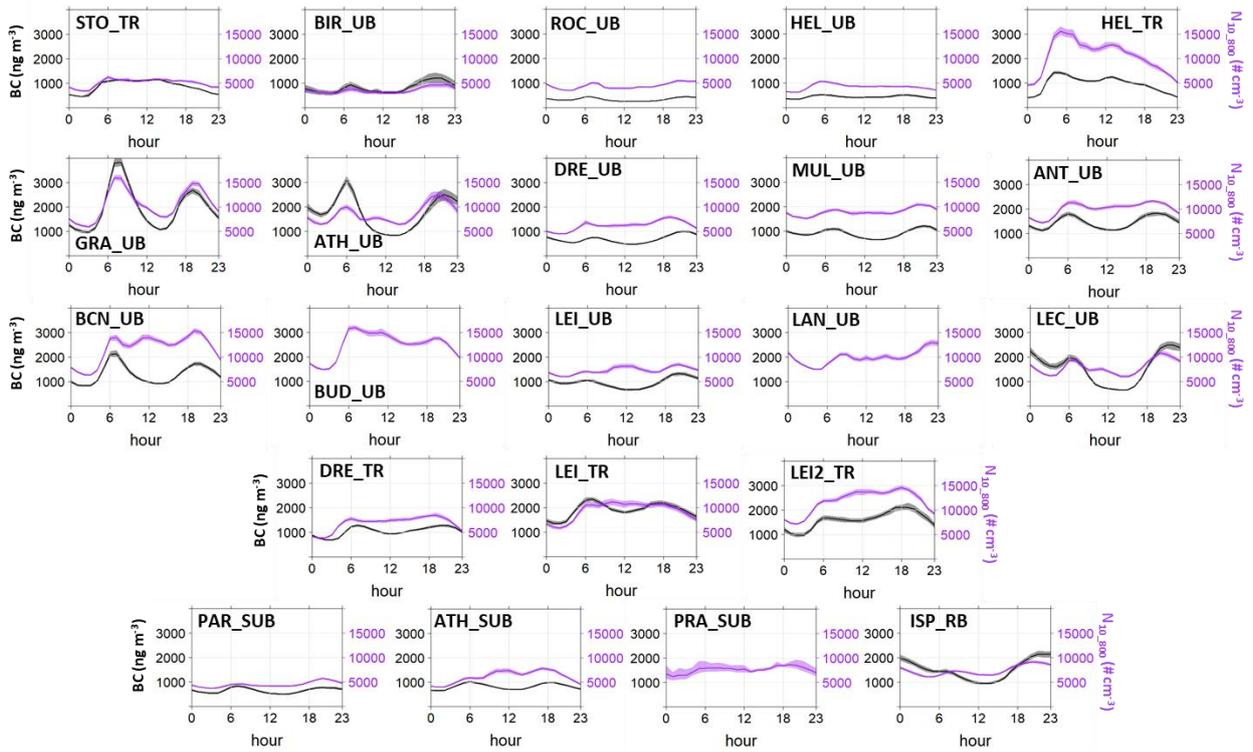


Figura 4. Promedio de las concentraciones horarias 2017-2019 de partículas N10-800 y Black Carbon (BC). Solo se incluyen las estaciones con un límite de detección de tamaño inferior de 10-14 nm. UB, fondo urbano; TR, Tráfico; SUB, fondo suburbano; RB, fondo regional. Las unidades de concentración del número de partículas se dan en $\# \text{ cm}^{-3} 10^{-3}$ y las de BC en $\mu\text{g m}^{-3}$. Modificado de Trechera et al. (2023).

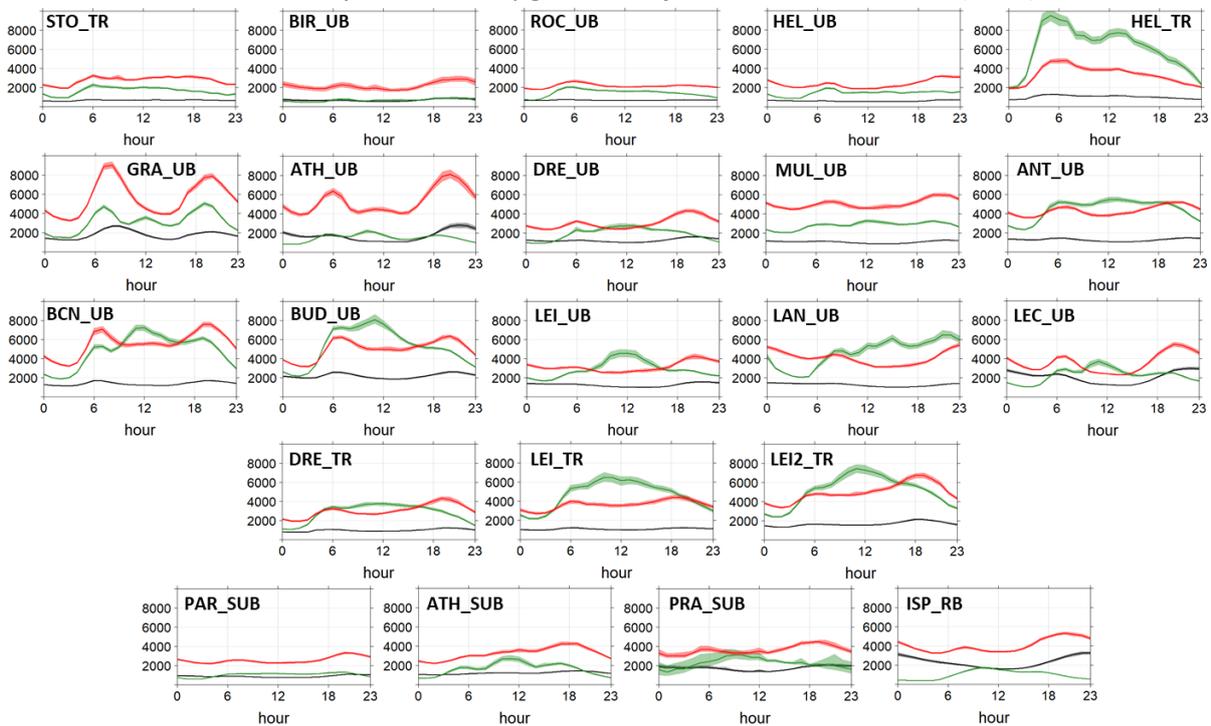


Figure 5. Promedio de las concentraciones horarias 2017-2019 de las fracciones del número de partículas (en $\# \text{ cm}^{-3}$) N10-25 (verde), N25-100 (rojo) y N100-800 (gris). Solo se incluyen las estaciones con un límite de detección de tamaño inferior de 10-14 nm. UB, fondo urbano; TR, Tráfico; SUB, fondo suburbano; RB, fondo regional. Modificado de Trechera et al. (2023).

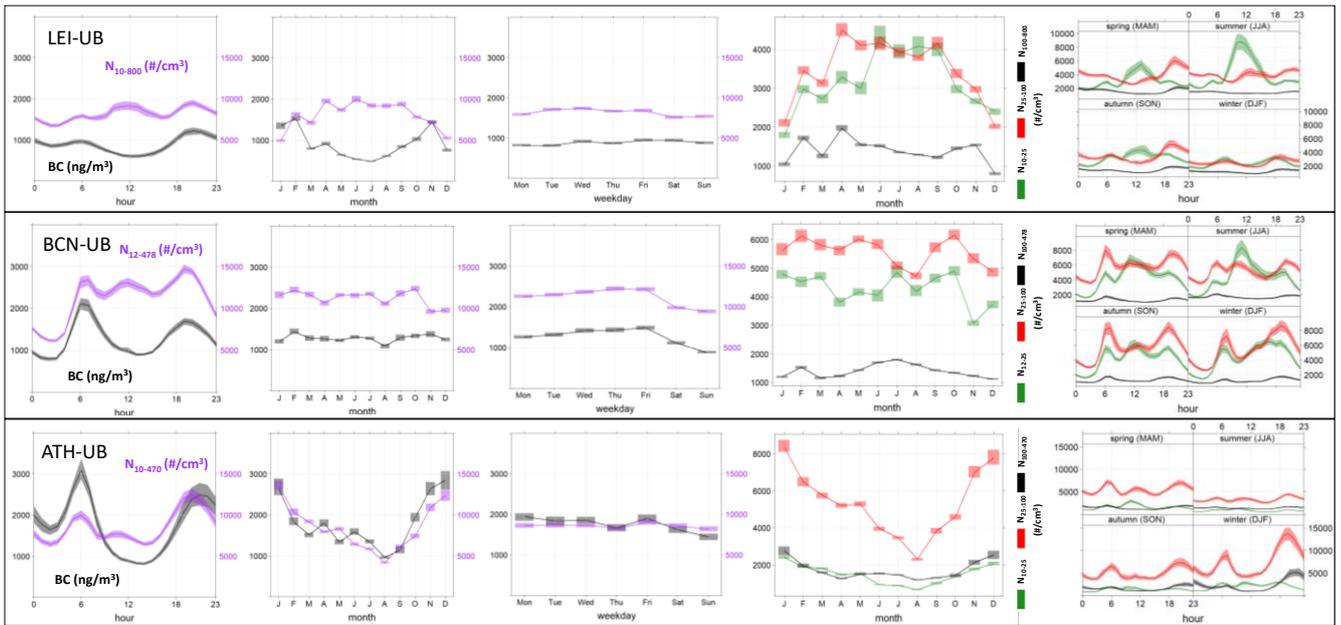


Figura 6. Patrones diarios y estacionales de UPF y BC para tres estaciones de fondo urbano (UB) sur europeas: LEI-UB, BCN-UB and ATH-UB (Trechera et al., 2023).

4.3.5 Tendencias de la PNSD-UFP para el periodo 2009-2019

Las tendencias a largo plazo (5-11 años entre 2009-2019) de las concentraciones de UFP / PNC y de diferentes modas del tamaño de partícula (UFP (N_{10-100}), PNC (N_{10-800}) y las modas de Nucleación, Aitken y Acumulación (N_{10-25} , N_{25-100} y $N_{100-800}$, respectivamente)), a partir de mediciones de la PNSD, han sido evaluadas por García-Marlès (2024a) utilizando datos de 21 estaciones (12 UB, 5 TR, 3 SUB y 1 RB) de 15 ciudades europeas y 1 de EE.UU. En el mencionado estudio también evalúan las tendencias de otros contaminantes y variables meteorológicas con el fin de sustentar las interpretaciones. Las concentraciones de UFP en las zonas urbanas de Europa están influenciadas en gran medida por las emisiones del tráfico rodado (Trechera et al., 2023 y referencias en el mismo), al igual que las de otros contaminantes como el NO_x (NO y NO_2), CO y BC. En cambio, las concentraciones de SO_2 , BC, $PM_{2.5}$ y PM_{10} están influenciadas por otras fuentes. En la mayoría de los casos, las políticas europeas de CA han dado lugar a notables reducciones de las emisiones de estos contaminantes (AEMA, 2023). Los resultados del presente estudio muestran que en la mayoría de las ciudades europeas estudiadas se observa una disminución manifiesta de los niveles de BC, NO_2 , PM, y de las concentraciones de partículas en las modas Aitken y de Acumulación (Figura 7). Esta reducción de los niveles está claramente asociada a la implementación de los filtros de

partículas diésel (FPD), a partir de 2011 (EURO 5/V), y a la posterior reducción de las emisiones de NO_x debidas a los controles exigidos por las normas EURO 6 y VI, que entraron en vigor en 2015, entre otras políticas sobre tráfico rodado. Otras medidas en las políticas de CA también dieron como resultado, en general, una disminución de los niveles de SO_2 y CO .

Se espera que las reducciones en las emisiones urbanas de NO_x conduzcan a un aumento de O_3 debido a una menor titración por NO y a la reducción de las concentraciones de NO_x en un régimen de formación de O_3 limitado por la presencia de compuestos orgánicos volátiles (COVs). Este comportamiento general se observa en la mayoría de estaciones, especialmente en las de tráfico. Dada la marcada disminución de las concentraciones de NO_2 y SO_2 , también cabe esperar una reducción de nitratos y sulfatos y, en consecuencia, de PM .

La gran influencia de las emisiones del tráfico rodado en las concentraciones urbanas de UFP, PNC, BC y NO_2 se corrobora también por las pendientes negativas de las estaciones de TR en comparación con las de UB (Figura 8). Así, las pendientes son un 141, 57, 63 y 23 % más altas para las partículas de la moda Aitken y Acumulación, BC y NO_2 , respectivamente.

Las tendencias en las partículas de la moda de Nucleación son mucho más heterogéneas (disminuciones ES en 6 de 11 estaciones y aumentos en 5 de 21 estaciones), con una tendencia creciente no ES obtenida para las estaciones de UB (Figura 7). Sin embargo, se obtienen tendencias negativas no ES para las estaciones de TR y de SUB (Figura 7). La reducción de las partículas de la moda de Nucleación en las estaciones de TR fue un 50, 50, 11 y 93 % menor que la obtenida para las partículas de la moda Aitken y Acumulación (Figura 7), NO_x y BC, respectivamente. Lo más probable es que sea debido a la emisión de COVs semi-volátiles en vehículos diésel con FPD y a una contribución de los vehículos de gasolina, que se espera que se sitúen predominantemente en este rango de tamaño para estaciones concretas de EE. UU. y Europa (Chen et al., 2022; Damayanti et al. 2023). Los FPD en su regeneración automática emiten COVs semi-volátiles que al enfriarse tras su emisión generan UFP por nucleación a corta distancia.

Esta variabilidad en las tendencias de la PNC de la moda de Nucleación influye a las tendencias de UFP y PNC total, debido a la alta proporción de partículas en la moda de Nucleación en ambos rangos de concentración. Además, la disminución de BC, 9 veces superior en comparación con la de los NO_x , es probablemente el resultado del eficiente impacto de los FPD de los vehículos EURO 5/V en la disminución del BC ambiental y el efecto negativo del "diesel gate" en el NO_x ambiente.

Las diferentes tendencias obtenidas para las partículas en la moda de Nucleación en las estaciones de UB podrían deberse no solo a la falta de controles de emisión para los COVs semi-volátiles que escapan de los FPD, sino también a una reducción en el potencial del sumidero de condensación, lo que facilita la formación de nuevas partículas. Además, en algunas estaciones, la presencia de otras fuentes importantes de la moda más fina de UFP, como la nucleación fotoquímica, la industria, el transporte marítimo y las emisiones de aeronaves, también influyen en la tendencia de la moda de Nucleación.

También se evidencia una tendencia general al aumento de la temperatura en la mayoría de las ciudades (Figura 9). Esta tendencia también puede influir en las tendencias de UFP, ya que, por un lado, se sabe que los aumentos de temperatura producen concentraciones más bajas de UFP en áreas urbanas y cerca de fuentes de tráfico (Weichenthal et al., 2008), y por otro, los aumentos de temperatura y radiación podrían favorecer la nucleación fotoquímica en áreas urbanas (Brines et al., 2015).

En general, los resultados presentados aquí demuestran los efectos positivos de las políticas de CA implementadas en Europa en la disminución de los contaminantes atmosféricos, incluidas las partículas de la moda Aitken y de Acumulación, pero menor en el caso de la moda de Nucleación (Figura 7). Las diferentes modas de la PNSD deben de evaluarse de manera independiente para valorar las nuevas políticas promulgadas para reducir las UFP en zonas urbanas.

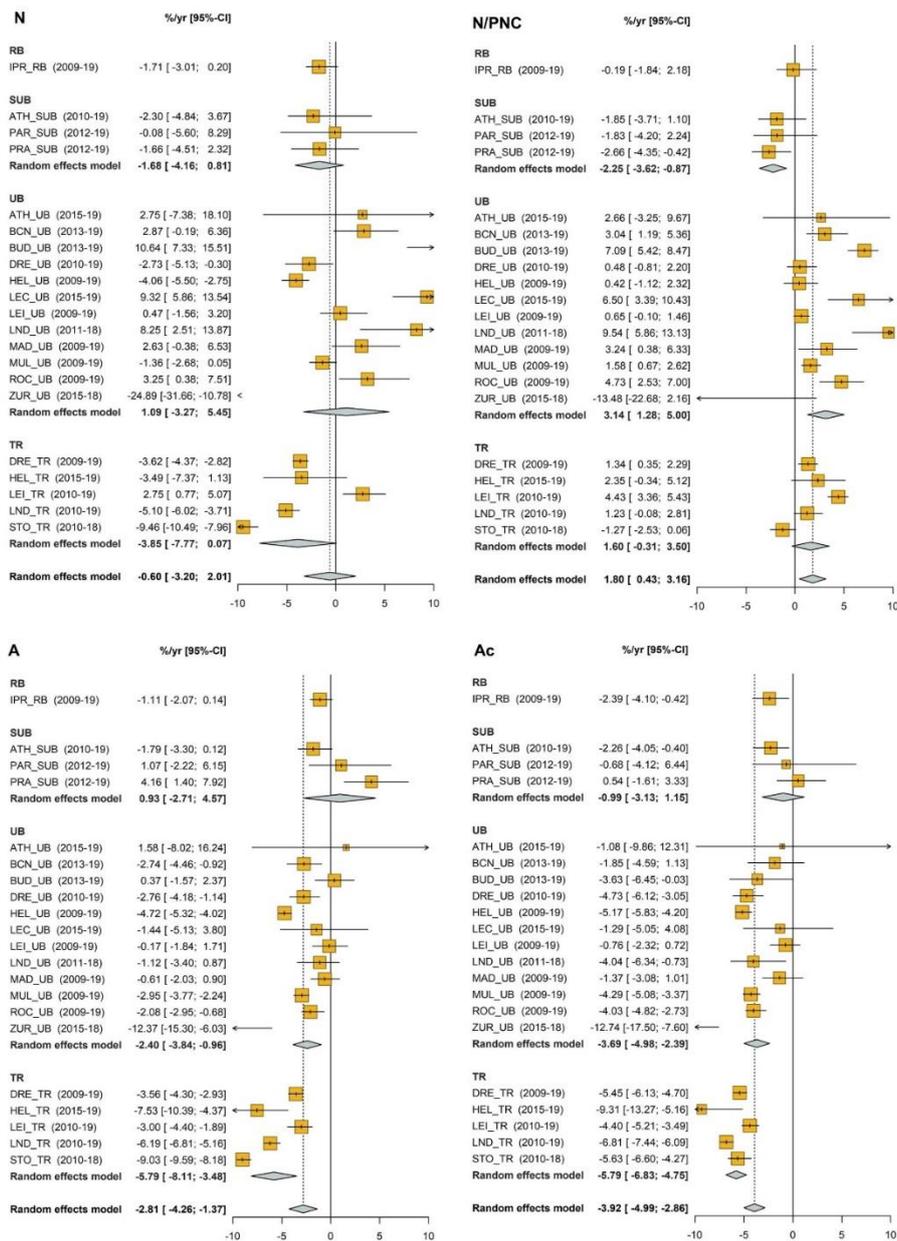


Figura 7. Resultados del análisis de tendencias y posterior metaanálisis para los conjuntos de datos de la moda de Nucleación (N), porcentaje de partículas de la moda de Nucleación en los conjuntos de datos de PNC (N/PNC), moda Aitken (A) y moda de Acumulación (Ac). Las tendencias se han calculado utilizando el método Theil-Sen. Los resultados del metaanálisis se presentan globalmente para cada contaminante y para las diferentes categorías de estaciones (UB, TR, SUB y RB). La línea discontinua representa el metaanálisis global. Modelo de efectos aleatorios: efecto medio calculado para cada tipo de estación. A partir de García-Marllès et al (2024a).

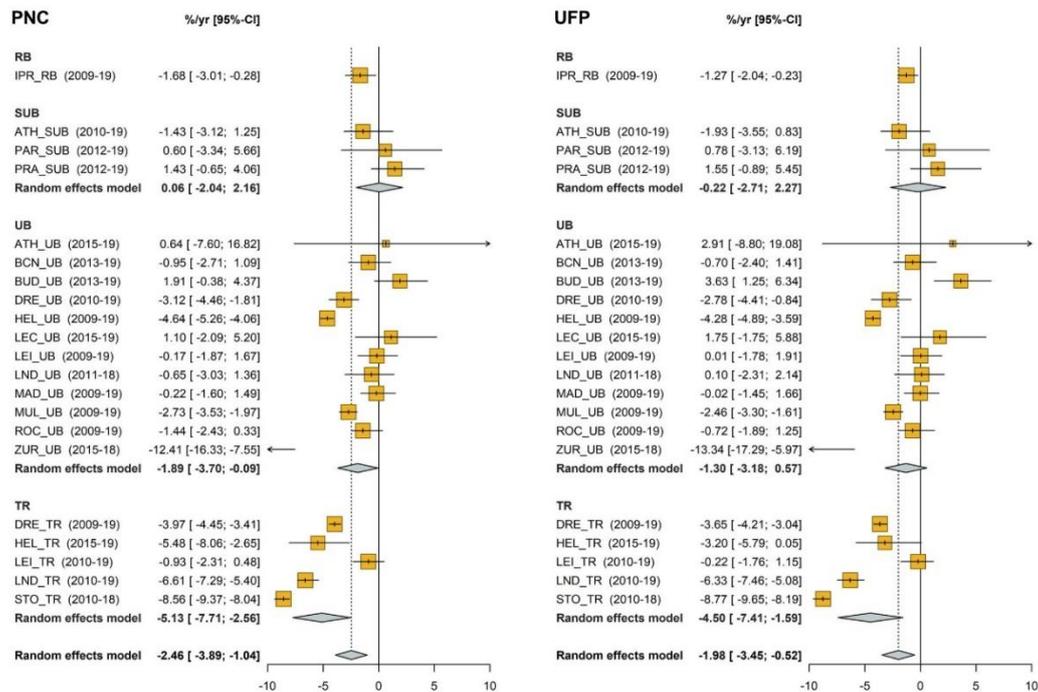


Figura 8. Resultados del análisis de tendencias y el posterior metaanálisis de los conjuntos de datos de PNC y UFP. Las tendencias se calculan utilizando el método Theil-Sen. Los resultados del metaanálisis se presentan globalmente para cada contaminante y para las diferentes categorías de estaciones (UB, TR, SUB y RB). La línea discontinua representa el metaanálisis global. Modelo de efectos aleatorios: efecto media calculado para cada tipo de estación. A partir de García-Marlès et al (2024a).

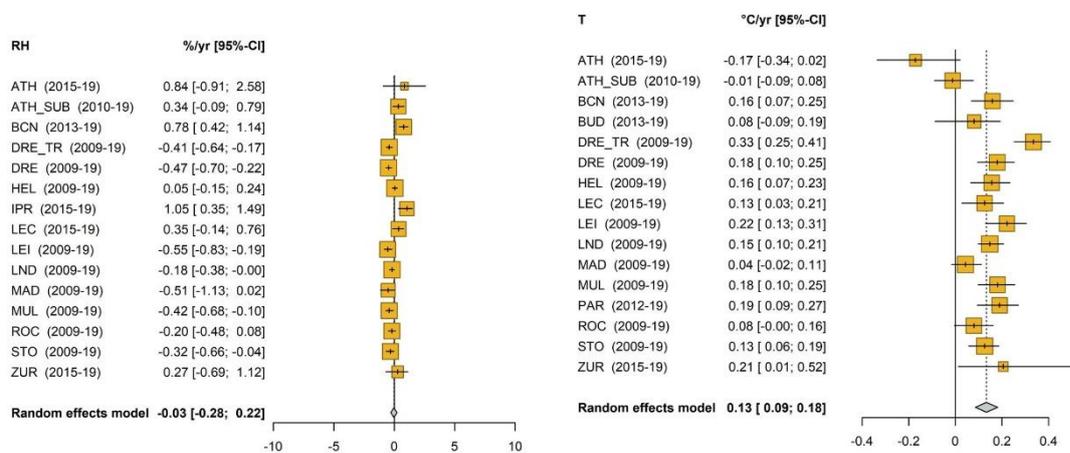


Figura 9. Resultados del análisis de tendencias y posterior metaanálisis de humedad relativa (RH, en % año⁻¹) y Temperatura (T, en °C año⁻¹), con la pendiente y los intervalos de confianza del 95 %. A partir de García-Marlès et al (2024a).

4.4 Área superficial total de partículas de aire ambiente depositada en los pulmones (LDSA) en la Europa urbana.

Como se ha comentado anteriormente, debido a su pequeño tamaño, las UFP pueden acceder a las partes más profundas de los pulmones, e incluso al torrente sanguíneo a través de los pulmones, causando así toxicidad sistémica (Cassee et al., 2019). Las UFP tienen, además, un área superficial mayor para la misma masa que las partículas de la moda Acumulación y de la moda gruesa. Como resultado, adquieren un mayor potencial para transportar más sustancias nocivas a los alvéolos y al sistema circulatorio, produciendo efecto tóxico mayor que las partículas de gran diámetro (Abdillah y Wang, 2022). Actualmente, una aproximación muy utilizada para combinar información de la deposición de partículas en el pulmón y de la área de superficie de las mismas es la medición o el cálculo (a partir de PNSD) de las concentraciones de área de superficie de partículas depositada en el pulmón (LDSA).

La determinación del LDSA es de gran interés para la evaluación de la exposición a las UFP, ya que refleja el concepto de que el área superficial de partículas disponible en el pulmón es una medida (métrica) de una exposición relevante. El LDSA se ha propuesto como un predictor crítico de los resultados de exposición a aerosoles en la salud, ya que parece ser una de las medidas físicas más relevantes para evaluar la exposición a partículas (Chang et al., 2022). En estudios previos, se han medido concentraciones del LDSA para aerosoles en aire ambiente para diferentes entornos y en varias ciudades del mundo. Aunque necesarios, los datos comparativos para las concentraciones totales del LDSA depositadas en todas las regiones del pulmón para diferentes tipologías de estaciones (UB, TR, SUB, RB) son todavía muy limitados.

En las estaciones de UB, la máxima concentración media anual total para el LDSA se ha medido en BUD_UB ($85 \pm 53 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$), seguida de LEC_UB, GRA_UB y MAR_UB (72 ± 57 , 63 ± 47 , $63 \pm 48 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$, respectivamente), mientras que la más baja en ROC_UB ($23 \pm 15 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$) y HEL_UB ($24 \pm 16 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$). Para estaciones de TR, el promedio anual más elevado del LDSA total se da en LDN_TR ($68 \pm 41 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$), seguida de LEI2_TR ($65 \pm 39 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$). Los valores más bajos se han medido en STO_TR ($30 \pm 16 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$) y HEL_TR ($39 \pm 26 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$). Cabe mencionar que no se dispone de datos de estaciones de TR del sur y este de Europa. Para las áreas de SUB, el promedio anual más alto de LDSA total se da en PRA_SUB ($59 \pm 81 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$), seguida de LIL_SUB ($50 \pm 34 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$), mientras que el más bajo se encuentra en ATH_SUB ($43 \pm 24 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$) y PAR_SUB ($30 \pm 22 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$). La Figura 10 (izquierda) muestra la variabilidad de los niveles del LDSA en Europa.

En la Figura 10 (derecha) se resumen las contribuciones de CG, TBQ y ALV para el total del LDSA. Los resultados de los cálculos de la concentración total del LDSA muestran que esta se acumula principalmente en la región ALV (50 %), que se considera el mayor riesgo potencial para la salud (Salo et al., 2021). La contribución es menor para la deposición en las regiones CG (16 %) y TBQ (34 %), resultado consistente con la fuerte dependencia del tamaño de partícula con la deposición (Kumar et al., 2014). Un estudio anterior sobre estimación de la tasa de dosis depositadas inhaladas durante escenarios comunes de exposición a aerosoles en zonas de UB en Ammán (Jordania) (Hussein et al., 2022), expone dosis inhaladas depositadas del 7-16 %, 16-28 % y 56-76 % para las regiones CG, TBQ y ALV, respectivamente. En comparación, un estudio previo en el área metropolitana de Helsinki encontró que las concentraciones medias anuales de ALV-LDSA variaban entre 9 y 22 $\mu\text{m}^2 \text{ cm}^{-3}$ en diferentes estaciones (Kuula et al., 2020). El rango es de 9-12 $\mu\text{m}^2 \text{ cm}^{-3}$ para UB y los sitios de viviendas unifamiliares, que son áreas bastante limpias en Helsinki (Kuula et al., 2020), a valores de hasta 189 $\mu\text{m}^2 \text{ cm}^{-3}$ típicamente observados cerca de fuentes de PM como carreteras urbanas en Atenas, Grecia (Cheristanidis et al., 2020). Los resultados de RI-URBANS confirman dicho rango de variabilidad, donde los promedios anuales de ALV-LDSA oscilan entre 12 ± 8 y $41 \pm 29 \mu\text{m}^2 \text{ cm}^{-3}$, lo que apunta a una heterogeneidad significativa de LDSA en toda la Europa urbana.

El comportamiento diario de LDSA total muestra patrones similares entre todas las estaciones de monitoreo (no se muestra). En las estaciones de UB, el pico matutino de LDSA coincide con las horas punta de tráfico. Un estudio anterior también describe que durante las horas punta, alrededor del 74 % del LDSA se atribuye a las partículas emitidas por el tráfico (Chang et al., 2022). Además, cabe resaltar que el pico matutino de LDSA en las estaciones de TR es más pronunciado, se mantiene alto hasta el pico de tráfico nocturno (~19:00 UTC) y luego disminuye ligeramente, lo que subraya aún más el impacto del tráfico en el LDSA total (Reche et al., 2015).

Las variaciones medias semanales de las concentraciones totales de LDSA en las estaciones de UB y TR (no se muestran en las figuras) se caracterizan por valores elevados durante las horas de la jornada laboral.

Por estación (Figura 11), las concentraciones totales de LDSA muestran sustanciales diferencias estacionales en varias ciudades, pero no así en otras. En invierno, las exposiciones medias más altas de LDSA se encuentran en ATH_UB, BUD_UB, GRA_UB, LEC_UB, LDN2_UB, MAD_UB, ZUR_UB, DRE_TR, ISP_RB, PAR_SUB y PRA_SUB. El aumento de la concentración total de LDSA en invierno

puede estar influenciado por las emisiones de la calefacción residencial, las emisiones del tráfico y las condiciones meteorológicas que favorecen el estancamiento.

Durante el verano, estaciones como BCN_UB, HEL_UB, LAN_UB, LDN_UB, ROC_UB, LIL_SUB, HEL_TR y STO_TR tienen el promedio más alto de LDSA total, mientras que durante la primavera lo alcanzan DRE_UB, LEI_UB, LEI_TR, LEI2_TR y LDN_TR. En estudios previos (Masiol et al., 2018) la moda de Acumulación de la PNC alcanzó su punto máximo en la estación ROC_UB en verano debido al aumento de la actividad fotoquímica, que conduce a una mayor formación de partículas secundarias. Este fenómeno también se observó en Alemania (p.ej., Dresde, Berlín, etc.) (Junkermann et al., 2016).

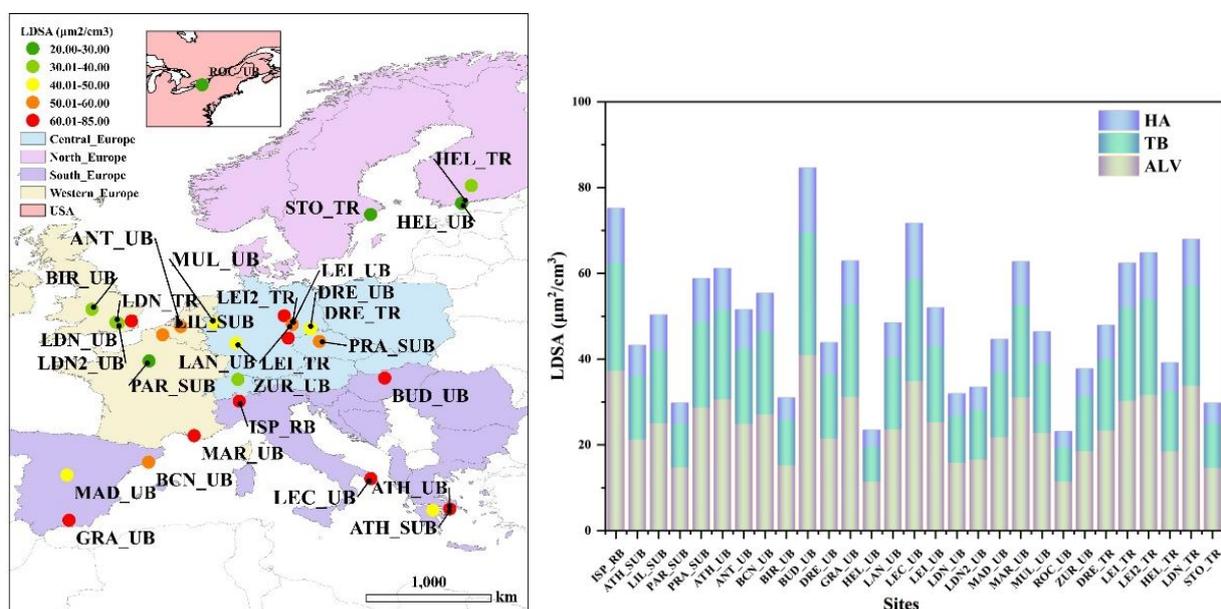


Figura 10. Izquierda: concentraciones medias 2017-2019 ($\mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$) de LDSA total en 29 estaciones europeas y una de EE.UU.; estaciones de fondo urbano (UB), fondo suburbano (SUB), fondo regional (RB) y tráfico (TR) (modificado de Liu et al., 2023). Derecha: Contribuciones (%) al total de LDSA de las regiones de cabeza / garganta (HA), traqueobronquial (TB) y alveolar (ALV).

En Helsinki, Finlandia (p.ej., HEL_UB, HEL_TR), este fenómeno puede deberse al transporte atmosférico de largo alcance y al transporte vertical descendente desde capas atmosféricas de gran altitud enriquecidas en partículas en la moda de Nucleación y Aitken (Lampilahti et al., 2021). Por último, en Barcelona (BCN_UB), factores como las quemas agrícolas y los incendios forestales, el transporte marítimo y la aviación pueden contribuir a un alto valor de LDSA total en verano (Rivas et al., 2020). La correlación entre LDSA y PNC (Figura 12) evidencia que para una concentración cercana a $11000 \# \text{cm}^{-3}$ el LDSA podría alcanzar valores de entre 40 (HEL_TR) y 85 (BUD_UB) $\mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$.

3. Por lo tanto, se recomienda realizar también el análisis de la PNSD y no solo la medición de la PNC para una evaluación avanzada de la CA.

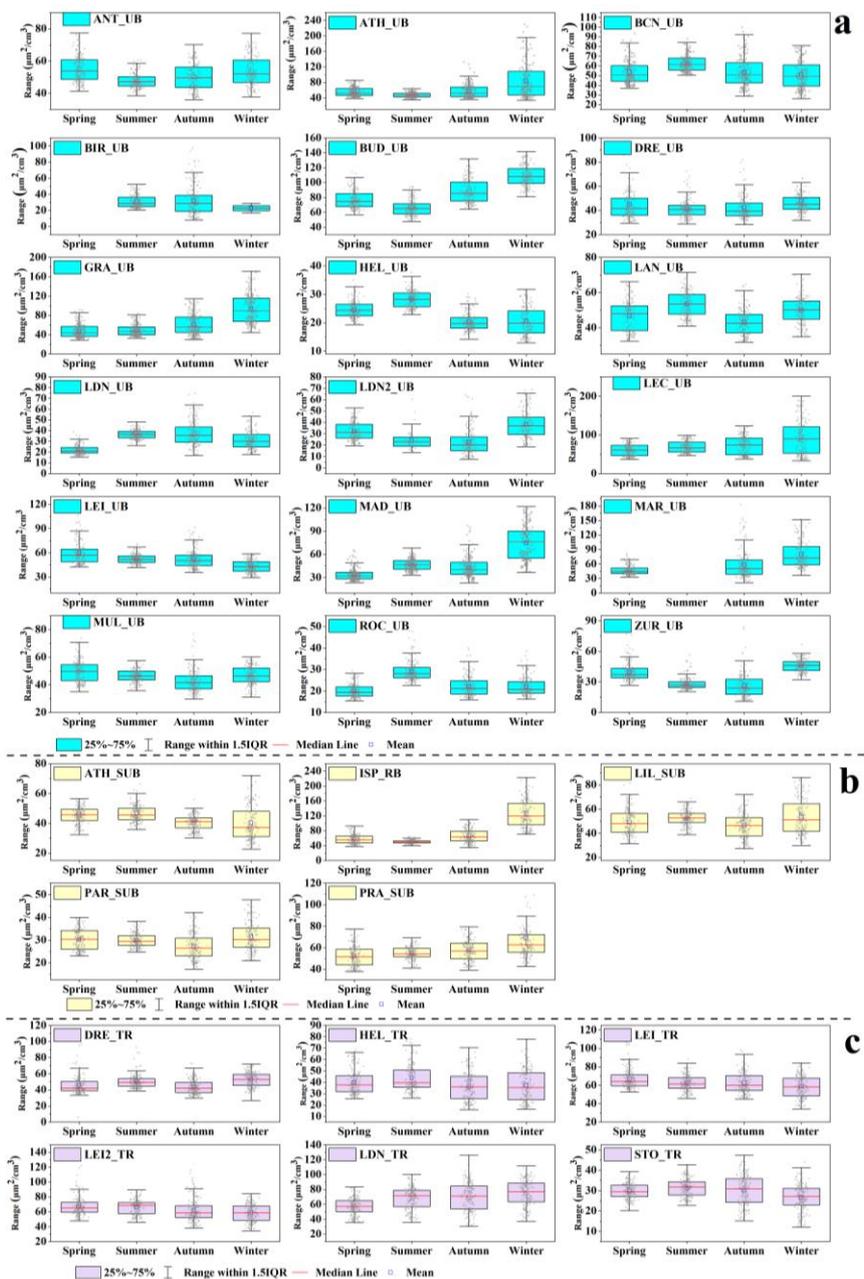


Figura 11. Variaciones estacionales de las concentraciones totales de LDSA para 27 de las 29 estaciones estudiadas durante el periodo 2017-2019. a, estaciones de fondo urbano (UB); b, estaciones de fondo suburbano (SUB) y de fondo regional (ISP_RB); y c, estaciones de tráfico (TR) (modificado de Liu et al., 2023).

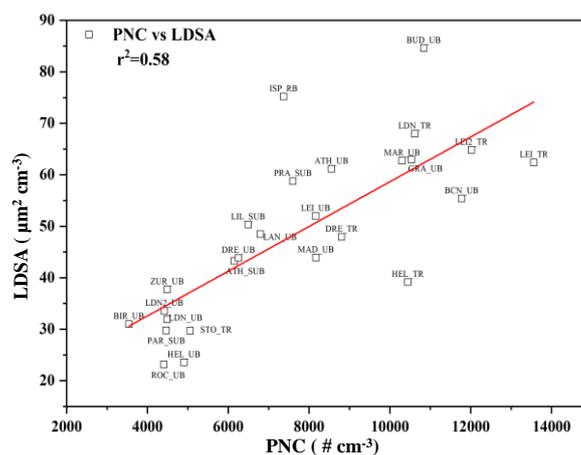


Figura 12. Gráfico de correlación cruzada entre LDSA y PNC (PNC, por sus siglas en inglés) promediados para todas las estaciones estudiadas. Estaciones de tráfico (TR), fondo urbano (UB), fondo suburbano (SUB) y fondo regional (ISP_RB). Datos de Liu et al. (2023).

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Recomendaciones sobre medidas, control de calidad y gestión de datos

La recopilación de datos de 29 estaciones urbanas realizada en el marco del proyecto RI-URBANS ha demostrado la necesidad de incrementar las mediciones urbanas europeas de la PNC y PNSD, principalmente en Europa del Este y del Sur. Las mediciones entre estaciones no son comparables debido a la falta de protocolos armonizados y, en concreto, a los diferentes tamaños de partículas medidos.

5.1.1 Sistema de muestreo

Los sistemas de muestreo y los requisitos para el mismo se describen en detalle en las normas CEN. Las líneas de muestreo deben ser lo más cortas posible y estar hechas de material conductor para minimizar la pérdida de partículas por difusión. Las pérdidas de partículas debido a la difusión se determinarán y corregirán en función de las longitudes equivalentes. Por otro lado, existe una inconsistencia entre las mediciones de la CA según la Directiva de CA de la UE (2008/50/CE) y las normas CEN en la altura de la entrada de muestreo. Mientras que la primera solicita de 1.5 a 4 m sobre el suelo, y excepcionalmente hasta 8 m, las normas CEN sugieren de 5 a 10 m para medir aerosoles atmosféricos sin perturbaciones. Se ha hallado otra inconsistencia en función de las

concentraciones de partículas de aerosol. Mientras que la primera solicita condiciones ambientales para las concentraciones de PM, las normas CEN solicitan condiciones STP para mediciones de PNC y PNSD.

Las mediciones de aerosoles “*in situ*” deben realizarse a una humedad relativa inferior al 40 %. Esto es necesario para obtener datos comparables, independientemente del crecimiento higroscópico. Se recomiendan secadores de membrana Nafion®, u otros tipos de secadores de membrana, para reducir la humedad de la muestra de aerosol y minimizar las interferencias en la medición. Esto puede requerir el uso de bombas y / o compresores adicionales para suministrar aire seco y, en consecuencia, requiere espacio adicional en la cabina / contenedor.

5.1.2 Rango del tamaño de partícula

La nueva norma EN 16976:2024. “Ambient air - Determination of the particle number concentration of atmospheric aerosol”, describe el método estándar para determinar la concentración del número de partículas en función de un CPC con 10 nm como límite inferior del rango de tamaño de partícula medido.

La Norma CEN/TS 17434:2020 para la “*Ambient air - Determination of the particle number size distribution of atmospheric aerosol using a Mobility Particle Size Spectrometer (MPSS)*”. *Technical Committee CEN/TC 264 “Air Quality”* describe un método estándar para determinar la distribución del tamaño del número de partículas en el aire ambiente en el rango 10-800 nm de diámetro de movilidad (el tamaño superior representa 1 μm de diámetro aerodinámico).

El límite inferior del rango de tamaño normalizado para las mediciones está armonizado para ambos tipos de equipo (CPC y MPSS) y mediciones (PNC, PNSD), lo que favorece la comparación de las mediciones de la PNC realizadas en Europa. Además, la medición en paralelo mediante la colocación de un MPSS (CEN/TS 17434:2020) y un CPC (EN 16976:2024) permite comprobar la precisión de la medición de la concentración numérica integrada por el MPSS.

Establecer 10 nm como límite inferior dificulta la medición de la moda de Nucleación, que representa una fracción importante de la PNC. Medir PNC < 10 nm puede ser de gran interés en áreas con intensa fotonucleación (p. ej., países mediterráneos con alta insolación) o en puntos críticos de emisión. Vale la pena comentar que la NDECA establece la necesidad de medir UFP en superestaciones, pero también cerca de puntos críticos de emisión (p. ej., carreteras, puertos,

aeropuertos, etc.). Por estas razones, RI-URBANS recomienda instalar potencialmente un nano-CPC (que mida la PNC > 3 nm o > 1 nm) en paralelo al CPC y MPSS estándar.

5.1.3 Funcionamiento del equipo instrumental

ACTRIS proporciona resultados de test de operación para diferentes modelos de CPC y MPSS que validan la conformidad con CEN o ACTRIS (ACTRIS 2024b). Esto resulta útil para la implementación de las mediciones de PNSD-UFP. Las calibraciones externas y ajenas al fabricante son de gran importancia, además de un mantenimiento frecuente.

Ambas normas CEN describen en detalle los requisitos de los instrumentos que se utilizarán para las mediciones de PNC y PNSD. Actualmente, hay una serie de instrumentos comerciales CPC y MPSS disponibles que cumplen con las normas CEN (consulte la lista de instrumentos compatibles de ACTRIS).

Para los CPC, el uso de n-butanol como sustancia vaporosa es obligatorio pero debido a la toxicidad de este compuesto puede ser un problema para la instalación en redes de monitoreo, donde pueden acceder técnicos de diferentes empresas. Hay accesorios disponibles para eliminar el butanol ambiental en las estaciones de monitoreo, pero esto generaría costes adicionales.

Se requiere el uso de cargadores de difusión bipolares para MPSS. Se recomiendan fuentes radiactivas (85Kr, 63Ni, 241Am y 210Po). Estas pueden requerir una licencia radiactiva y pueden ser un problema en algunos países. También se puede utilizar una fuente de rayos X de baja energía (no se necesita licencia en la mayoría de los países), pero se debe utilizar una distribución de carga bipolar específica del modelo si está disponible. Además, la vida útil de una fuente de rayos X de baja energía utilizada para mediciones continuas es de aproximadamente un año, y el tubo debe renovarse con frecuencia, lo que aumenta considerablemente los costes operativos.

5.1.4 Mantenimiento y control de calidad

El mantenimiento y la operación son cuestiones clave: la operación y el control de calidad están bien descritos en las normas CEN. Sin embargo, estas técnicas son complejas y requieren técnicos especializados. Así, en RI-URBANS se ha corroborado que la cobertura de datos es pobre (< 70 %) para la mayoría de las estaciones de las que se recopilaron los datos. Se necesita una formación específica para los operadores de las empresas que mantienen las RVCA. En cualquier caso, se recomienda un tiempo de cobertura > 90 % (excluyendo los períodos de mantenimiento). Es

necesaria una formación específica para el grupo de usuarios. Los fabricantes de instrumentos podrían contribuir con eventos de formación de usuarios para mantener el conocimiento técnico y compartir la experiencia de aprendizaje.

5.1.5 Infraestructuras de calibración

Al igual que se hace para las mediciones convencionales de CA en Europa, se sugiere que los Laboratorios Nacionales de Referencia de CA envíen los equipos CPC y MPSS a un centro de calibración (como el Centro Temático ACTRIS de CAIS-ECAC) y luego realicen calibraciones secundarias de los instrumentos nacionales en sus laboratorios. Sin embargo, las configuraciones instrumentales de las instalaciones de calibración para CPC y MPSS son costosas y requieren personal cualificado. También es importante señalar que, en la práctica (y en particular en los países pequeños), puede haber solo muy pocas RVCA (por ejemplo, solo las de los Laboratorios de Referencia) que operan MPSS y puede que no sea realista y en este caso práctico, tener un MPSS de referencia para calibraciones en el Laboratorio. En las reuniones de AQUILA se ha producido este debate, y algunos países no saben cómo se podrían realizar las calibraciones en la práctica (el envío de instrumentos para calibraciones externas conduce a importantes lagunas de datos). Tal vez estas lagunas de datos causadas por las calibraciones deban simplemente aceptarse, pero la implementación de medidas para reducir estas lagunas de datos sería de gran ayuda.

5.1.6 Gestión de datos

La norma CEN correspondiente recomienda seguir los protocolos EBAS para la presentación de datos y la información. Según la legislación de la UE, los estados miembros están obligados a enviar los datos al Portal Europeo de Calidad del Aire (EAQP) gestionado por la AEMA. Sin embargo, se necesitan algunas orientaciones sobre cómo gestionar los datos a nivel local dentro de las RVCA, que serán proporcionadas por la AEMA. Además, es necesario aclarar cuál será la situación de las mediciones en las superestaciones dentro de la NDECA. Los estados miembros deben enviar los datos al EAQP desde la AEMA como es el caso de otros contaminantes del aire. Este será probablemente el caso para UFP-PNSD, y para ello se recomienda al EAQP que siga la gestión de datos y las plantillas de EBAS para UFP y PNSD.

EBAS definió 3 niveles de datos y formatos de archivos de datos correspondientes: Nivel 0, Nivel 1 y Nivel 2. Los datos, metadatos e indicadores que deben incluirse en cada nivel se listan en EN 16976:2024 y CEN/TS 17434:2020.

Los datos de nivel 2 contienen promedios horarios y concentraciones establecidas para condiciones estándar de temperatura y presión (273.15 K; 1013.25 hPa). Cabe señalar que, en los estándares de CA, las concentraciones de contaminantes particulados se notifican en condiciones ambientales. Esta inconsistencia se resolvería si EBAS compila datos para usuarios de calidad del aire.

5.2 Conclusiones para PNC-PNSD en la Europa Urbana

5.2.1 Instrumentación y gestión de datos

- Solo 18 de los 29 conjuntos de datos alcanzaron > 70 % de disponibilidad, lo que refleja la complejidad de las mediciones de la PNC y PNSD que requieren un monitoreo detallado y un mantenimiento constante de la instrumentación.
- Una fracción significativa de las 29 estaciones de monitoreo están equipadas con dispositivos con más de 10 años de antigüedad. Los cambios introducidos por la instrumentación y el software modernos mejoran notablemente la situación y favorecen un aumento de la cobertura y de la calidad de los datos.
- La falta de armonización de la medición de la PNSD explica las diferencias significativas en los límites de detección de tamaño finos (3-20 nm), lo que dificulta la comparación directa de las UFP y de la PNC de diferentes estaciones, especialmente aquellas situadas en la moda de Nucleación (< 25 nm). Para aumentar la comparabilidad, se debería realizar un esfuerzo para implementar las recomendaciones de CEN y ACTRIS. Además, la frecuente falta de garantía de calidad en el pasado conllevó a mayores incertidumbres en las medidas y no solo para el rango < 20 nm.
- Solo 12 de los 29 conjuntos de datos están disponibles abiertamente en la infraestructura de datos EBAS y, en consecuencia, también se debería hacer un esfuerzo para lograr que los datos estén abiertos para su libre uso en el campo de la investigación en materia de salud y apoyo a las políticas de CA.

5.2.2 Concentraciones de PNSD-UFP

- Las concentraciones urbanas de UFP-PNC siguen una clara tendencia creciente desde el

norte hacia el sur y el este de Europa, y una tendencia aún más marcada para N25-100 y N25-800. Estas tendencias son similares a las encontradas para el BC.

- Las PNC siguen la tendencia $TR > UB > SUB$. Sin embargo, las PNC en la estación de RB del valle del Po son equivalentes a las de una estación de UB en el sur de Europa.
- La principal fuente contribuyente a las PNC en la Europa urbana es el tráfico rodado, como se deduce de los patrones diarios paralelos a los de BC, con concentraciones máximas en las horas punta de tráfico.
- Sin embargo, un número relevante de estaciones registraron altas PNC (en algunos casos superiores a las del tráfico) por la mañana y al mediodía, coincidiendo con un mínimo de BC y con valores de temperatura, velocidad del viento, insolación y O_3 más altos. Estos máximos tan marcados de la mañana y mediodía son causados por aumentos pronunciados de N10-25 (moda de Nucleación).
- Los máximos de la moda de Nucleación de la PNC al mediodía se registran en Europa central, seguidos por Europa meridional, por lo que no dependen solo de la insolación como debería esperarse de la formación de nuevas partículas a partir de la nucleación fotoquímica regional. Por lo tanto, el origen de estos máximos acentuados al mediodía se atribuye a la nucleación fotoquímica, la fumigación superficial de capas atmosféricas de gran altitud que transportan columnas de SO_2 y columnas de aire procedentes de aeropuertos, barcos o plantas eléctricas o industriales. En una proporción relevante de las estaciones de estudio, la contribución de estas fuentes / procesos a la PNC anual es muy significativa.
- Los patrones diarios y estacionales se utilizan para clasificar los conjuntos de datos de la PNSD en tres grupos principales: i) picos bajos de PNC al mediodía y patrones diarios paralelos de la PNC, con BC; PNC invernales altos, con N10-25 en primavera-verano bajos; ii) patrones diarios relacionados con el tráfico de PNC y BC, pero con un pico importante de PNC al mediodía con bajas concentraciones de BC; patrones estacionales inversos entre PNC (más alto en primavera-verano) y BC (más alto en otoño-invierno) con picos N10-25 al mediodía muy intensos en primavera y verano; y iii) como tipo ii, pero con picos dominantes de PNC relacionados con el tráfico, pero picos N10-25 marcados al mediodía y sin patrones estacionales definidos.

5.2.3 Tendencia de las concentraciones de PNSD-UFP para el periodo 2009-2019

- Las concentraciones de UFP en la Europa urbana están influenciadas en gran medida por las emisiones del tráfico rodado, al igual que otros contaminantes como NO_x (NO y NO_2), CO y BC. Las

concentraciones de SO₂, BC, PM_{2.5} y PM₁₀ están influenciadas por otras fuentes. En la mayoría de los casos, las políticas europeas de CA han dado como resultado reducciones marcadas de las emisiones de estos contaminantes (AEMA, 2023).

- En la mayoría de las ciudades europeas estudiadas, la clara reducción de las concentraciones de BC, NO₂, PM y partículas en modo Aitken y de está relacionada directamente con la implementación FPD, a partir de 2011 (EURO 5/V), y la posterior reducción de las emisiones de NO_x debida a los controles requeridos por las normas EURO 6 y VI, que entraron en vigor en 2015, entre otras políticas de tráfico rodado. Otras medidas de política de calidad del aire generalmente han dado como resultado una reducción de los valores de SO₂ y CO.
- La alta influencia de las emisiones del tráfico rodado en las concentraciones urbanas de UFP, PNC, BC y NO₂ también se demuestra por la mayor pendiente negativa alcanzada en las estaciones de TR en comparación con las de UB.
- Las tendencias de las partículas de la moda de Nucleación son mucho más variables (ES disminuye en 6 de las 21 estaciones y aumenta en 5 de 21), con una tendencia creciente no ES para las estaciones de UB. Sin embargo, se han obtenido tendencias descendentes no ES para las estaciones de TR y SUB. La reducción de las partículas de la moda de Nucleación en las estaciones de TR fue mucho menor que las obtenidas para las partículas en las modas Aitken y Acumulación, NO_x y BC. Esto probablemente sea debido a la nucleación de partículas a partir de COVs semi-volátiles emitidos por los FPD (durante la regeneración), y a una contribución de los vehículos de gasolina, que se espera que sea predominantemente en este rango de tamaño de partícula, como indican los estudios de Chen et al. (2022) y Damayanti et al. (2023) en estaciones específicas de EE. UU. y Europa. Esta tendencia variable en la PNC en la moda de Nucleación también afecta a la tendencia de UFP y PNC total, debido a la alta proporción de partículas de la moda de Nucleación en ambos rangos de concentración.
- Solo la fracción no volátil de la PNC está regulada en relación a las emisiones de escape. Las conclusiones del presente estudio muestran que la PNC semi-volátil es mucho más relevante para el aire ambiente de lo que se pensaba anteriormente.
- Las diferentes tendencias obtenidas para las partículas de la moda de Nucleación en las estaciones de UB podrían deberse no solo a la falta de controles de emisiones para compuestos orgánicos semi-volátiles que escapan de los FPD, sino también a una reducción en el potencial de sumidero de condensación, lo que facilita la formación de nuevas partículas. Además, en algunas

estaciones, la presencia de otras fuentes importantes de UFP de moda fina, como la nucleación fotoquímica, la industria, el transporte marítimo y las emisiones de aeronaves, también influyen en la tendencia de la moda de Nucleación.

- También se ha observado una tendencia generalizada al aumento de la temperatura en la mayoría de las ciudades. Esta tendencia también podría influir en las tendencias de UFP, ya que, por un lado, se sabe que los aumentos de temperatura dan lugar a concentraciones más bajas de UFP en las zonas urbanas y cerca de las fuentes de tráfico (Weichenthal et al. (2008), y, por otro, los aumentos de temperatura y radiación podrían favorecer la nucleación fotoquímica en las zonas urbanas (Brines et al., 2015).
- En general, los resultados que aquí se presentan demuestran los efectos positivos de las políticas sobre CA implementadas en Europa para reducir los contaminantes atmosféricos, incluidas las partículas de la moda Aitken y de Acumulación, pero menos para la moda de Nucleación. Las diferentes modas de PNSD deberían evaluarse de forma independiente para evaluar otras políticas promulgadas para reducir las UFP urbanas.

5.2.4 Niveles de aerosol en el área superficial depositada en los pulmones en la Europa urbana

- Los niveles de LDSA se pueden obtener a partir de mediciones de la PNSD.
- El rango anual de concentración para todas las estaciones es de entre 20 y 85 $\mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$.
- Hay concentraciones más bajas de UB en el norte de Europa y concentraciones más altas en el sur de Europa, con una tendencia TR > UB > SUB.
- El LDSA muestra diferencias significativas en las concentraciones y la variabilidad temporal entre diferentes regiones y tipos de estaciones, que pueden ser causadas por los cambios en las fuentes de UFP y partículas más gruesas, tasas de emisión, volumen de tráfico y factores meteorológicos, incluidos los que favorecen la formación de nuevas partículas, el estancamiento, el transporte a larga distancia, el transporte vertical de aerosoles y la influencia de columnas de aire de puntos críticos de contaminación.
- Las correlaciones del LDSA total con la PNC evidencian que para una PNC cercana a 11000 # cm^{-3} , el LDSA podría alcanzar valores de 40 a 85 $\mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$, dependiendo de la PNSD. Las modas Aitken y de Acumulación se asocian principalmente con la concentración total del LDSA. Por lo tanto, se recomienda medir la PNSD y no solo la PNC para una evaluación avanzada de la CA.
- Los resultados también indican que la principal proporción de LDSA se atribuye a ALV (50 %

como promedio en todas las estaciones), seguido de las fracciones TBQ (34 %) y CG (16 %).

6. REFERENCIAS

- Abdillah, S.F., Wang, Y., 2022. Ambient ultrafine particle (PM0.1): sources, characteristics, measurements and exposure implications on human health. *Environ. Res.*, 115061.
- ACTRIS, 2024a. Recommendations, guidelines, standard operating procedures and scientific articles for aerosol in-situ measurements: particle number concentration >10 nm, <https://www.actris-ecac.eu/pnc-greater-10nm.html>
- ACTRIS, 2024b. Recommendations, guidelines, standard operating procedures and scientific articles for aerosol in-situ measurements: particle number size distribution – mobility diameter 10 to 80 nm. <https://www.actris-ecac.eu/pnsd-10-to-800nm.html>
- ACTRIS 2024c. ACTRIS-ERIC Aerosols in-situ Instruments Compliance. <https://www.actris-ecac.eu/actris-gaw-recommendation-documents.html>
- AEMA, 2024. EEA European Union Emission Inventory Report 1990–2021 Report No 4/2023; <https://www.eea.europa.eu/publications/european-union-emissions-inventory-report-1990-2021>.
- Balduzzi, S., Rücker, G., Schwarzer, G., 2019. How to perform a meta-analysis with R: a practical tutorial. *Evidence-Based Mental Health*, 22, 153–160, <https://doi.org/10.1136/ebmental-2019-300117>
- Brines, M., Dall’Osto, M., Beddows, D.C.S., Harrison, R.M., Gómez-Moreno, F., Núñez, L., Artíñano, B., Costabile, F., Gobbi, G.P., Salimi, F., Morawska, L., Sioutas, C., Querol, X., 2015. Traffic and nucleation events as main sources of ultrafine particles in high-insolation developed world cities. *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 5929–5945, <https://doi.org/10.5194/acp-15-5929-2015>
- Carlaw, D.C. and Ropkins, K., 2012. Openair - an R package for air quality data analysis. *Environ. Model. Software*, 27, 28, 52–61, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>
- Cassee, F.R., Morawska, L., Peters, A., 2019. Ambient ultrafine particles: evidence for policy makers. *Thinking Outside the Box Report*. [https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20\(25%20OCT\).pdf](https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20(25%20OCT).pdf)
- CEN/TS 17434:2020 “Ambient air - Determination of the particle number size distribution of atmospheric aerosol using a Mobility Particle Size Spectrometer (MPSS)”. Technical Committee CEN/TC 264 “Air Quality”.
- CEN/TS 16976:2016 – “Ambient air - Determination of the particle number concentration of atmospheric aerosol”. Technical Committee KAZ – “Air quality”
- Chang, P., Griffith, S.M., Chuang, H., Chuang, K., Wang, Y., Chang, K., Hsiao, T., 2022. Particulate matter in a motorcycle-dominated urban area: source apportionment and cancer risk of lung deposited surface area (I_{dsa}) concentrations. *J. Hazard. Mater.*, 427, 128188, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128188>.
- Chen, D.G.D. and Peace, K.E., 2013. *Applied meta-analysis with R*. CRC press.

- Chen, Y., Masiol, M., Squizzato, S., Chalupa, D.C., Zíková, N., Pokorná, P., Rich, D.Q., Hopke, P.K., 2022. Long-term trends of ultrafine and fine particle number concentrations in New York State: Apportioning between emissions and dispersion. *Environ. Poll.*, 310, 119797, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119797>
- Cheristanidis, S., Grivas, G., Chaloulakou, A., 2020. Determination of total and lung-deposited particle surface area concentrations, in central athens, greece. *Environ. Monit Assess.*, 192 10, 627, <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08569-8>.
- Damayanti S., Harrison R.M., Pope F., Beddows D.C.S., 2023. Limited impact of diesel particle filters on road traffic emissions of ultrafine particles. *Environ. Int.*, 174, 107888, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107888>
- Diesch, J.M., Drewnick, F., Klimach, T., Borrmann, S., 2013. Investigation of gaseous and particulate emissions from various marine vessel types measured on the banks of the Elbe in Northern Germany. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 3603–3618, <https://doi.org/10.5194/acp-13-3603-2013>
- Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. DOUE, núm. 152, de 11 de junio de 2008, 44 págs. Referencia: DOUE-L-2008-81053
- EBAS, 2024. Ebas Home; <https://ebas.nilu.no/data-access/>, (consultado en Mayo de 2024)
- EN 16976:2024. “Ambient air - Determination of the particle number concentration of atmospheric aerosol”. Currently being prepared by the Technical Committee CEN/TC 264 “Air Quality”.
- Garcia-Marlès, M., Lara, R., Reche, C., Pérez, N, Tobías, A., Savadkoohi, M., Beddows, D., et al., 2024a. Inter-annual trends of ultrafine particles in urban Europe. *Environ. Int.*, 185, 108510, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108510>
- Garcia-Marlès, M., Lara, R., Reche, C., Pérez, N, Tobías, A., Savadkoohi, M., Beddows, D., et al., 2024b. Source apportionment of ultrafine particles in urban Europe. *Environ. Int.*, 194, 109149, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109149>
- GAW/WMO Aerosol Measurement Procedures, Guidelines and Recommendations, 2016. GAW Report N. 227, WMO-No. 1177, <https://library.wmo.int/records/item/55277-wmo-gaw-aerosol-measurement-procedures-guidelines-and-recommendations?offset=89>
- Harrison, R.M., Beddows, D.C.S., Dall’Osto, M., 2011. PMF analysis of wide-range particle size spectra collected on a major highway. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 5522–5528, <https://doi.org/10.1021/es2006622>
- Hopke, P.K., Feng, Y., Dai, Q., 2022. Source apportionment of particle number concentrations: A global review. *Sci. Total Environ.*, 819, 153104, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153104>
- Hopke, P.K., Chen, Y., Chalupa, D.C., Rich, D.Q., 2024. Long term trends in source apportion particle number concentrations in Rochester NY. *Environ. Pollut.* 347, 123708. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123708>

- Hussein, T., Al-Abdallat, A., Saleh, S.S.A., Al-Kloub, M., 2022. Estimation of the seasonal inhaled deposited dose of particulate matter in the respiratory system of urban individuals living in an eastern Mediterranean city. *Int. J. Environ. Res. Pub. Health* 19, 7, 4303, <https://doi.org/10.3390/ijerph19074303>
- Junkermann, W., Vogel, B., Bangert, M., 2016. Ultrafine particles over Germany: an aerial survey. *Tellus B: Chem. Phys. Meteo.*, 68, 1, 29250, <https://doi.org/10.3402/tellusb.v68.29250>
- Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., et al., 2014. Ultrafine particles in cities. *Environ. Int.* 66, 1-10, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013>
- Kuula, J., Kuuluvainen, H., Niemi, J.V., Saukko, E., Portin, H., Kousa, A., Aurela, M., et al., 2019. Long-term sensor measurements of lung deposited surface area of particulate matter emitted from local vehicular and residential wood combustion sources. *Aerosol. Sci. Technol.*, 54 2, 190-202, <https://doi.org/10.1080/02786826.2019.1668909>.
- Lampilahti, J., Leino, K., Manninen, A., Poutanen, P., Franck, A., Peltola, M., Hietala, P., et al., 2021. Aerosol particle formation in the upper residual layer. *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 10, 7901-7915, <https://doi.org/10.5194/acp-21-7901-2021>
- Liu, X., Hadiatullah. H., Zhang. X., Trechera. P., Savadkoohi. M., Garcia-Marlès, M., et al., 2023. Ambient air particulate total lung deposited surface area (LDSA) levels in urban Europe. *Sci. Total Environ.* 898, 165466, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165466>
- Lorentz, H., Janicke, U., Jakobs, H., Schmidt, W., Hellebrandt, P., Ketznel, M., Gerwig, H., 2019. Ultrafine particle dispersion modelling at and around Frankfurt airport (FRA), Germany. 19th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. 3-6 June 2019, Bruges, Belgium, H19-082, https://www.harmo.org/Conferences/Proceedings/_Bruges/publishedSections/H19-082%20Helmut%20Lorentz.pdf
- Masiol, M., Squizzato, S., Chalupa, D.C., Utell, M.J., Rich, D.Q., Hopke, P.K., 2018. Long-term trends in submicron particle concentrations in a metropolitan area of the north-eastern United States. *Sci. Total Environ.*, 633, 59-70, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.151>
- 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.
- Putaud, J.P., Pozzoli, L., Pisoni, E., Martins Dos Santos, S., Lagler, F., Lanzani, G., Dal Santo, U., Colette, A., 2021. Impacts of the COVID-19 lockdown on air pollution at regional and urban background sites in northern Italy. *Atmos. Chem. Phys.* 21, 7597–7609, <https://doi.org/10.5194/acp-21-7597-2021>
- Reche, C., Viana, M., Brines, M., Pérez, N., Beddows, D., Alastuey, A., Querol, X., 2015. Determinants of aerosol lung-deposited surface area variation in an urban environment. *Sci Total Environ* 517, 38-47, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.049>.

- Rivas, I., Beddows, D.C., Amato, F., Green, D.C., Järvi, L., Hueglin, C., Reche, C., et al., 2020. Source apportionment of particle number size distribution in urban background and traffic stations in four European cities. *Environ. Int.*, 135, 105345, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105345>
- Rivas, I., Vicens, L., Basagaña, X., Tobías, A., Katsouyanni, K., Walton, H., Hüglin, C., Alastuey, A., et al., 2021. Associations between sources of particle number and mortality in four European cities. *Environ. Int.*, 155, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106662>
- Salma, I., Németh, Z., Weidinger, T., Kovács, B., and Kristóf, G., 2016. Measurement, growth types and shrinkage of newly formed aerosol particles at an urban research platform, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 7837–7851, <https://doi.org/10.5194/acp-16-7837-2016>.
- Salma, I., Thén, W., Vörösmarty, M., and Gyöngyösi, A. Z., 2021. Cloud activation properties of aerosol particles in a continental Central European urban environment, *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 11289–11302, <https://doi.org/10.5194/acp-21-11289-2021>.
- Salo, L., Hyvärinen, A., Jalava, P., Teinilä, K., Hooda, R.K., Datta, A., Saarikoski, S., et al., 2021. The characteristics and size of lung-depositing particles vary significantly between high and low pollution traffic environments. *Atmos. Environ.*, 255, 118421, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118421>
- Salo, L., Rönkkö, T., Saarikoski, S., Teinilä, K., Kuula, J., Alanen, J., Arffman, A., Timonen, H., Keskinen, J., 2021. Concentrations and size distributions of particle lung-deposited surface area (I_{dsa}) in an underground mine. *Aerosol Air Qual. Res.*, 21, 8, 200660, <https://doi.org/10.4209/aaqr.200660>
- Sen, P.K., 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *J. Am. Stat. Assoc.* 63, 1379–1389.
- Stacey B., Harrison R.M., Pope F., 2020. Evaluation of ultrafine particle concentrations and size distributions at London Heathrow Airport. *Atmos. Environ.*, 222, 117148, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117148>
- Sun, J., Birmili, W., Hermann, M., Tuch, T., Weinhold, K., Spindler, G., Schladitz, A., Bastian, S, et al., 2019. Variability of black carbon mass concentrations, sub-micrometer particle number concentrations and size distributions: results of the German Ultrafine Aerosol Network ranging from city street to High Alpine locations. *Atmos. Environ.*, 202, 256–268, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.029>
- Theil, H., 1992. A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis. In: Raj, B., Koerts, J. (Eds.), *Henri Theil's Contributions to Economics and Econometrics*, Advanced Studies in Theoretical and Applied Econometrics, 23. Springer, Dordrecht, https://doi.org/10.1007/978-94-011-2546-8_20
- Torkmahalleh, M.A., Akhmetvaliyeva, Z., Omran, A.D., Darvish Omran, F., Kazemitabar, M., et al., 2021. Global Air Quality and COVID-19 Pandemic: Do We Breathe Cleaner Air? *Aerosol Air Qual. Res.*, 21, 200567, <https://doi.org/10.4209/aaqr.200567>

- Trechera, P., Garcia-Marlès, M., Liu, X., Reche, C., Pérez, N., Savadkoohi, et al., 2023. Phenomenology of ultrafine particle concentrations and size distribution across urban Europe. *Environ. Int.*, 172, 107744, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107744>
- Vörösmarty, M., Hopke, P. K., Salma, I., 2024. Attribution of aerosol particle number size distributions to main sources using an 11-year urban dataset, *Atmos. Chem. Phys.*, 24, 5695–5712. <https://doi.org/10.5194/acp-24-5695-2024>.
- Vratolis, S., Gini, M.I., Bezantakos, S., Stavroulas, I., Kalivitis, N., Kostenidou, E., Louvaris, E., et al., 2019. Particle number size distribution statistics at City-Centre Urban Background, urban background, and remote stations in Greece during summer. *Atmos. Environ.*, 213, 11-726, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.05.064>
- Weichenthal, S., Dufresne, A., Infante-Rivard, C. et al., 2008. Determinants of ultrafine particle exposures in transportation environments: findings of an 8-month survey conducted in Montréal, Canada. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, 18, 551–563, <https://doi.org/10.1038/sj.jes.7500644>
- Wiedensohler, A., Birmili, W., Nowak, A., Sonntag, A., Weinhold, K., Merkel, M., Wehner, B., Tuch, T., et al., 2012. Mobility particle size spectrometers: harmonization of technical standards and data structure to facilitate high quality long-term observations of atmospheric particle number size distributions. *Atmos. Meas. Tech.*, 5, 3, 5, 657–685, <https://doi.org/10.5194/amt-5-657-2012>
- Wiedensohler, A., Wiesner, A., Weinhold, K., Birmili, W., Herman, H., Merkel, M., Müller, T., Pfeifer, S., Schmidt A., Tuch, T., Velarde, F., Queincey, P., Seeger S., Nowak A., 2018. Mobility particle size spectrometers: Calibration procedures and measurement uncertainties. *Aerosol Sci. Tech.*, 52, 142-164, <https://doi.org/10.1080/02786826.2017.1387229>
- OMS, 2021a. Ambient (outdoor) air pollution. 22 September 2021, [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- OMS, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project Technical Report, <https://doi.org/10.1007/BF00379640>
- OMS, 2021b. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization. 273 pp, <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>