

# Universidad de Huelva

**Departamento de Ingeniería Electrónica, de Sistemas  
Informáticos y Automática**



## **Sensores electrónicos de bajo coste aplicados a la monitorización online del material atmosférico particulado producido por minería a cielo abierto**

**Memoria para optar al grado de doctor  
presentada por:**

**Adrián Zafra Pérez**

Fecha de lectura: 7 de febrero de 2024

Bajo la dirección de los doctores:

Juan Antonio Gómez Galán

Carlos Boente López

**Huelva, 2024**



**UNIVERSIDAD DE HUELVA**



**Universidad  
de Huelva**

**SENSORES ELECTRÓNICOS DE BAJO COSTE  
APLICADOS A LA MONITORIZACIÓN ONLINE  
DEL MATERIAL ATMOSFÉRICO PARTICULADO  
PRODUCIDO POR MINERÍA A CIELO ABIERTO**

---

**Programa de Doctorado**

Ciencia y Tecnología Industrial y Ambiental

**Memoria para optar al grado de Doctor presentada por**

Adrián Zafra Pérez

**Directores**

Dr. Juan Antonio Gómez Galán

Dr. Carlos Boente López

**Huelva, 2023**



## Memoria de Tesis Doctoral

# **SENSORES ELECTRÓNICOS DE BAJO COSTE APLICADOS A LA MONITORIZACIÓN ONLINE DEL MATERIAL ATMOSFÉRICO PARTICULADO PRODUCIDO POR MINERÍA A CIELO ABIERTO**

Directores:

GOMEZ

GALAN JUAN

ANTONIO -

44218012Y

Firmado digitalmente por GOMEZ  
GALAN JUAN ANTONIO - 44218012Y  
Fecha: 2023.11.13 09:23:57 +01'00'

Fdo. Juan Antonio Gómez Galán

BOENTE LOPEZ

CARLOS -

71680710Z

Firmado digitalmente  
por BOENTE LOPEZ  
CARLOS - 71680710Z  
Fecha: 2023.11.13  
09:07:32 +01'00'

Fdo. Carlos Boente López

Trabajo presentado para aspirar al título de

Doctor por la Universidad de Huelva:

Firmado por ZAFRA PEREZ ADRIAN -  
\*\*\*8459\*\* el día 13/11/2023 con un  
certificado emitido por AC FNMT  
Usuarios

Fdo. Adrián Zafra Pérez



## **AGRADECIMIENTOS**

Es muy difícil para mí expresar en estas pocas líneas mi agradecimiento a todas aquellas personas que me han ayudado y que han formado parte de esta etapa de mi vida.

En primer lugar, quiero agradecer a Dr. Jesús Damián de la Rosa Díaz y a Dra. Ana María Sánchez de la Campa Verdone, por haber creído en mí y darme la oportunidad de incorporarme al grupo de investigación y demostrarme cada día su confianza.

En segundo lugar, quiero agradecer a mis directores, a Dr. Carlos Boente López y a Dr. Juan Antonio Gómez Galán, además tutor de la misma Tesis Doctoral, por ayudarme en todo el proceso, por estar siempre disponibles para atenderme, así como la amabilidad y el respeto.

Quisiera agradecer también el trabajo comprometido y cohesionado de todos los integrantes del grupo de investigación que forman la Unidad Asociada CSIC-UHU “Contaminación Atmosférica” de la Universidad de Huelva; entre esas personas, destacar: Daniel, Raquel, María, Manuel, Cinta, Marisa, Marco, Anabel y Gonzalo. Además, con respecto al Grupo de Investigación Sistemas Electrónicos y Mecatrónica (TIC165), quisiera agradecer a Jonathan Medina por ayudarme en la electrónica de los sensores.

Dar las gracias también a Atalaya Riotinto Minera, S.L.U. por confiar este proyecto de la Universidad de Huelva, para resolver un problema ambiental, mostrando en todo momento apoyo por la parte de todo su personal.

Por otro lado, quiero agradecer al personal técnico de Medio Ambiente de los Ayuntamientos de Nerva y Riotinto, por su amabilidad, colaboración y por haber facilitado el uso de sus instalaciones. Así como a la Junta de Andalucía.

Por último, quiero dar las gracias a mi familia, a mis padres que me inculcaron los valores y principios básicos que me han orientado en mi vida personal y profesional, y sus palabras de ánimo para seguir adelante. Y a mi pareja por aguantarme cada día y apoyarme en esta Tesis Doctoral, aparte de su inefable paciencia.

Esta Tesis Doctoral ha sido desarrollada en el marco de los proyectos de investigación:

- *Caracterización Físico-Química y Contribución de Fuentes de Aerosoles Atmosféricos Inorgánicos y Orgánicos en la Cuenca Minera del Río Tinto (Huelva) (PY18-2332; Proyecto de Excelencia de Apoyo al Tejido Empresarial de la Junta de Andalucía).*
- *Contribución de fuentes del material particulado atmosférico en el entorno del distrito minero de Riotinto (2023). Proyecto 68/83.*

El trabajo se ha desarrollado mayoritariamente en la Unidad Asociada CSIC-UHU “Contaminación Atmosférica” de la Universidad de Huelva. Y otra parte del trabajo fue realizado en el Distrito Minero de Riotinto, agradeciendo a la Empresa Minera *Atalaya Mining* por otorgar el permiso para realizar esta investigación en sus instalaciones y por su apoyo activo.

## Resumen

Las minas a cielo abierto son una fuente significativa de material particulado (PM) en la atmósfera como consecuencia de sus operaciones continuas de movimiento de tierra, reducción de tamaño de mineral, tratamiento y almacenamiento del mismo. Esta alta concentración de PM se asocia con efectos adversos para la salud, lo que genera preocupaciones de salud pública relacionadas con las emisiones fugitivas de las minas. Sin embargo, debido al gran tamaño de estas explotaciones, el control convencional de estas emisiones resulta difícil y costoso, lo que motiva a la industria minera a buscar tecnologías más eficientes y rentables. En el marco de esta tesis, se presentan herramientas innovadoras destinadas a abordar la monitorización de la calidad del aire en entornos mineros y sus zonas circundantes. Estas herramientas tienen como finalidad permitir el estudio detallado de la distribución de los contaminantes, lo que facilita el respaldo a la toma de decisiones en situaciones de concentración extrema de contaminantes o el seguimiento y control continuo de la calidad del aire en dichas áreas.

El trabajo experimental de esta tesis doctoral se llevó a cabo íntegramente en el interior de las instalaciones de la explotación a cielo abierto Cerro Colorado, (Minas de Riotinto, Huelva), una de las minas metálicas a cielo abierto más grandes e importantes de Europa, y abarcó además el estudio de la contribución de esta mina a sus poblaciones más próximas.

El estudio comienza con una extensa campaña de muestreo de PM<sub>10</sub>, que se llevó a cabo en tres pueblos pertenecientes al distrito de Riotinto. En él se observa que las concentraciones promedio de PM<sub>10</sub> superaron los límites anuales y diarios en la población más cercana a la mina, durante la primavera y el verano, además de un enriquecimiento significativo de elementos potencialmente tóxicos (conocidos como EPT, o por sus siglas en inglés, PTE). El resultado más significativo ha sido comprobar que la mina contribuye significativamente al incremento de estos contaminantes, especialmente en las poblaciones más cercanas. Esto ha motivado el desarrollo de herramientas para la monitorización del PM en el interior de la mina.

En este sentido, se propone una novedosa metodología para la monitorización espacio-temporal de las concentraciones de PM en minas a cielo abierto, utilizando sensores de bajo coste (Low-cost sensor, en inglés, LCS, a partir de ahora) móviles y de un precio inferior a los 300 €, tanto en superficie acoplados a una camioneta pick-up, como en aire montados en un vehículo aéreo no tripulado (UAV en inglés, o también informalmente llamados drones). Estos sensores se han ubicado tanto en puntos con actividad cero como en zonas de actividad minera intensa. Por supuesto, se ha realizado una necesaria y detallada calibración de los LCS móviles para cumplir con los estándares europeos. Los resultados revelaron las concentraciones de PM, sus niveles máximos y mínimos, las variaciones estacionales, y las principales fuentes generadoras de PM en la mina. Además, la integración de estos datos con información meteorológica permitió identificar las rutas de escape de las emisiones fugitivas hacia las poblaciones cercanas, lo que proporcionó resultados importantes para abordar este problema en la industria minera.

El estudio ha demostrado la aplicabilidad de los LCS para la monitorización de PM de alta resolución en la minería, lo que respalda a los gestores ambientales en la toma de decisiones contra las emisiones fugitivas de manera rentable. En conjunto, estos avances representan un paso significativo hacia una minería más sostenible y respetuosa con el medio ambiente.

Finalmente, si bien buena parte de los estudios se realizaron con LCS comerciales, en esta tesis también se ha propuesto un diseño propio de una red inalámbrica de sensores (WSN), empleando tecnología LoRaWAN. Esta solución cumple con requisitos de escalabilidad, bajo consumo, autonomía de funcionamiento y simplicidad de despliegue, además de un diseño hardware compacto y personalizado. El sistema combina el uso de WSN con IoT y computación en la nube. Los datos pueden ser visualizados en tiempo real proporcionando a la industria minera una herramienta para tomar decisiones que minimicen la generación de PM cuando determinadas alertas se emitan al superar umbrales establecidos.

## **Abstract**

In open-pit mining, there is a significant source of particulate matter (PM) in the atmosphere due to continuous earthmoving, mineral size reduction, treatment, and storage operations. This high PM concentration is associated with adverse health effects, raising public health concerns regarding fugitive emissions from mining activities. However, due to the large scale of these operations, conventional control of these emissions proves to be challenging and expensive, motivating the mining industry to seek more efficient and cost-effective technologies. This thesis introduces innovative tools for addressing air quality monitoring in mining environments and their surrounding areas. These tools aim to enable a detailed study of pollutant distribution, thus facilitating decision support in situations of high pollutant concentration and continuous air quality monitoring in these regions.

The experimental work for this doctoral thesis was conducted entirely within the premises of the Cerro Colorado open-pit mine, located in Riotinto, Huelva, one of the largest and most significant open-pit metal mines in Europe. It also encompassed an analysis of the mine's contribution to the nearby communities.

The study begins with an extensive PM<sub>10</sub> sampling campaign carried out in three towns within the Riotinto district. The results showed that average PM<sub>10</sub> concentrations exceeded annual and daily limits in the population closest to the mine during the spring and summer. Furthermore, a significant enrichment of potentially toxic elements (referred to as EPT or PTE in English) was observed. The most significant finding was the substantial contribution of the mine to the enrichment of these contaminants, especially in the nearby communities. This finding motivated the development of tools for PM monitoring inside the mine.

A novel methodology is proposed for the space-time monitoring of PM concentrations in open-pit mines using low-cost mobile sensors (referred to as Low-cost Sensors, or LCS), costing less than 300 €. These sensors were placed at various locations, ranging from areas with zero activity to intensely active mining zones. Detailed calibration of the mobile LCS was conducted to meet European standards. The results revealed PM concentrations, maximum and minimum levels, seasonal variations, and the primary sources of PM within the

mine. The integration of these data with meteorological information allowed for the identification of pathways for fugitive emissions toward nearby populations, providing significant insights into addressing this issue in the mining industry.

The study demonstrated the applicability of LCS for high-resolution PM monitoring in mining, supporting environmental managers in cost-effective decision-making against fugitive emissions. Together, these advancements represent a significant step towards a more sustainable and environmentally friendly mining industry.

While a substantial portion of the study was conducted using commercial LCS, this thesis also proposed a custom wireless sensor network (WSN) design employing LoRaWAN technology. This solution meets scalability, low power consumption, autonomy, and deployment simplicity requirements, with a compact and customized hardware design. The system combines WSN with IoT and cloud computing, allowing real-time data visualization and providing the mining industry with a tool to make decisions aimed at minimizing PM generation when specific threshold alerts are triggered.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

---

|                                                                                         |          |
|-----------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| <b>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN .....</b>                                                   | <b>1</b> |
| 1.1 El material particulado atmosférico .....                                           | 3        |
| 1.1.1 Definición de PM.....                                                             | 4        |
| 1.1.2 Distribución de tamaño .....                                                      | 5        |
| 1.1.3 Efectos del PM atmosférico .....                                                  | 8        |
| 1.1.3.1 Efectos sobre la salud .....                                                    | 8        |
| 1.1.3.2 Efectos sobre el clima.....                                                     | 11       |
| 1.1.3.3 Efectos sobre los ecosistemas .....                                             | 13       |
| 1.1.3.4 Otros efectos .....                                                             | 14       |
| 1.1.4 Fuentes de emisión de PM .....                                                    | 15       |
| 1.2 El PM en minería a cielo abierto .....                                              | 17       |
| 1.2.1 Operaciones generadoras de PM .....                                               | 20       |
| 1.2.1.1 Sondeo .....                                                                    | 21       |
| 1.2.1.2 Perforación .....                                                               | 22       |
| 1.2.1.3 Voladura .....                                                                  | 23       |
| 1.2.1.4 Carga y descarga .....                                                          | 23       |
| 1.2.1.5 Transporte .....                                                                | 24       |
| 1.2.1.6 Trituración.....                                                                | 25       |
| 1.2.1.7 Molienda .....                                                                  | 26       |
| 1.2.1.8 Cribado .....                                                                   | 27       |
| 1.2.1.9 Almacenamiento de mineral .....                                                 | 27       |
| 1.2.1.10 Talleres.....                                                                  | 29       |
| 1.2.1.11 Escombreras.....                                                               | 29       |
| 1.2.1.12 Presas mineras.....                                                            | 31       |
| 1.2.2 Características químicas y mineralógicas del polvo minero en minas metálicas..... | 32       |
| 1.2.3 Efectos del polvo minero en la salud humana.....                                  | 33       |
| 1.2.4 Impactos derivados de la exposición al polvo minero .....                         | 34       |
| 1.2.4.1 Impactos en trabajadores mineros.....                                           | 35       |
| 1.2.4.2 Impactos en residentes cercanos .....                                           | 36       |
| 1.2.4.3 Impactos en el medio ambiente .....                                             | 37       |
| 1.2.5 Legislación .....                                                                 | 39       |

|                                                                                                  |            |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 1.2.5.1 Calidad del aire ambiente .....                                                          | 39         |
| 1.2.5.2 Calidad del aire en ambientes laborales industriales con<br>exposición profesional ..... | 41         |
| 1.2.6 Medidas para el control y abatimiento del PM en minería.....                               | 43         |
| 1.3 Sensores de bajo coste para la monitorización del PM.....                                    | 49         |
| <b>CAPÍTULO 2: OBJETIVOS .....</b>                                                               | <b>59</b>  |
| <b>CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA.....</b>                                                              | <b>63</b>  |
| 3.1 Área de estudio .....                                                                        | 65         |
| 3.2 Sensores de bajo coste.....                                                                  | 66         |
| 3.2.1 Calibración .....                                                                          | 67         |
| 3.3 Muestreo .....                                                                               | 69         |
| 3.3.1 Muestreo de PM <sub>10</sub> en poblaciones cercanas a la mina con equipos<br>offline..... | 70         |
| 3.3.2 Muestreo en mina con estaciones móviles en tiempo real (online)..                          | 72         |
| 3.3.2.1 En superficie mediante vehículo .....                                                    | 73         |
| 3.3.2.2 En el aire mediante drones .....                                                         | 73         |
| 3.4 Datos meteorológicos y masas de aire .....                                                   | 75         |
| 3.5 Tratamiento de datos .....                                                                   | 75         |
| <b>CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>                                                  | <b>77</b>  |
| 4.1 Artículo 1 .....                                                                             | 80         |
| 4.2 Artículo 2 .....                                                                             | 99         |
| 4.3 Artículo 3 .....                                                                             | 117        |
| 4.4 Artículo 4 .....                                                                             | 133        |
| <b>CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN<br/>.....</b>                      | <b>171</b> |
| 5.1 Conclusiones.....                                                                            | 173        |
| 5.2 Líneas futuras de investigación.....                                                         | 176        |
| <b>CAPÍTULO 6: REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>                                              | <b>179</b> |

## ÍNDICE DE FIGURAS

---

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |          |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| <b>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN .....</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | <b>1</b> |
| <b>Figura 1.</b> Distribución del número de partículas en función del tamaño, identificación de las modas y diferentes clasificaciones por tamaños. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 5        |
| <b>Figura 2.</b> Comparación de tamaño de las partículas de PM.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 8        |
| <b>Figura 3.</b> Comparativa de los tamaños de partículas de PM teniendo en cuenta los efectos de salud en el sistema respiratorio.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | 10       |
| <b>Figura 4.</b> Estimaciones de forzamiento radiativo en 2011 respecto de 1750, e incertidumbres agregadas de los principales impulsores del cambio climático. Las mejores estimaciones del forzamiento radiativo neto se indican mediante rombos negros con los correspondientes intervalos de incertidumbre; los valores numéricos se indican a la derecha de la figura, junto con el nivel de confianza en el forzamiento neto (MA: muy alto, A: alto, M: medio, B: bajo, MB: muy bajo). El forzamiento por albedo, debido al carbono negro sobre la nieve y el hielo, se incluye en la barra de aerosoles de carbono negro..... | 12       |
| <b>Figura 5.</b> Fuentes naturales y antropogénicas (móviles, estacionarias y de área) de PM .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 15       |
| <b>Figura 6.</b> Operaciones en una mina a cielo abierto .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 18       |
| <b>Figura 7.</b> Sondeo en una mina a cielo abierto .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | 21       |
| <b>Figura 8.</b> Perforación en una mina a cielo abierto .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 22       |
| <b>Figura 9.</b> Voladura en una mina a cielo abierto .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 23       |
| <b>Figura 10.</b> Cargando un volquete en una mina a cielo abierto .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 24       |

|                                                                                                                                                          |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 11.</b> Un volquete cargado de material en una mina a cielo abierto....                                                                        | 25 |
| <b>Figura 12.</b> Trituración en una mina a cielo abierto .....                                                                                          | 26 |
| <b>Figura 13.</b> Molienda en mina a cielo abierto.....                                                                                                  | 26 |
| <b>Figura 14.</b> Operación de clasificación por tamaños en una criba de varias bandejas en una mina a cielo abierto.....                                | 27 |
| <b>Figura 15.</b> Acopio de mineral en una mina a cielo abierto, donde se aprecia la dispersión del PM por acción del viento .....                       | 28 |
| <b>Figura 16.</b> Almacenamiento de mineral en una mina a cielo abierto .....                                                                            | 29 |
| <b>Figura 17.</b> Escombrera en una mina a cielo abierto .....                                                                                           | 30 |
| <b>Figura 18.</b> Presa de lodos en una mina a cielo abierto .....                                                                                       | 32 |
| <b>Figura 19.</b> Enfermedad pulmonar .....                                                                                                              | 34 |
| <b>Figura 20.</b> Relación entre la contaminación por polvo minero y la salud ocupacional.....                                                           | 36 |
| <b>Figura 21.</b> Relación entre la contaminación por polvo minero y la salud pública (contaminación del agua y amenaza a la seguridad alimentaria)..... | 37 |
| <b>Figura 22.</b> A y B. Comparación entre una voladura convencional y el método propuesto .....                                                         | 45 |
| <b>Figura 23.</b> Operación minera a cielo abierto de una retroexcavadora cargando material en un volquete en condiciones húmedas .....                  | 46 |

|                                                                                                                                          |           |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Figura 24.</b> Acopio con cubierta y con barreras verticales contra el viento en una mina a cielo abierto .....                       | 47        |
| <b>Figura 25.</b> Control del polvo mediante el riego con agua neutralizada con $\text{CaCO}_3$ procedente de los procesos mineros ..... | 48        |
| <b>Figura 26.</b> Esquema de sensor de PM .....                                                                                          | 51        |
| <b>Figura 27.</b> Componentes de un LCS .....                                                                                            | 53        |
| <b>Figura 28.</b> Esquema de sensor de PM .....                                                                                          | 54        |
| <b>CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA.....</b>                                                                                                      | <b>63</b> |
| <b>Figura 29.</b> Estación meteorológica con los equipos de referencia y LCS....                                                         | 68        |
| <b>Figura 30.</b> Localización de las estaciones de muestreo en Riotinto, Nerva y La Dehesa de Riotinto.....                             | 71        |

## ÍNDICE DE TABLAS

---

### **CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN**

**Tabla 1.** Comparativa de límites de contaminación. .... 41

**Tabla 2.** Índice de Calidad del Aire en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , teniendo en cuenta la categoría.  
..... 41

**Tabla 3.** Comparativa entre equipo de referencia y LCS. Fuente propia. .... 50

**Tabla 4.** LCS de PM en dispositivos comerciales y diseño LCS personalizado  
propuesto en esta tesis. Fuente propia. .... 55

**Tabla 5.** Agrupación de palabras con evolución de la escala temporal "LCS-  
monitorización-investigación minera". Traducción propia y tomada de  
Cacciuttolo et al., (2023). .... 56

### **CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA**

**Tabla 6.** Especificaciones técnicas del AirBeam2 y el AirBeam3. Fuente  
propia. .... 66

### **CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

**Tabla 7.** Relación de artículos publicados durante la tesis doctoral y métricas  
de las revistas científicas en las que han sido publicadas. .... 79



## ABREVIATURAS/ACRÓNIMOS

---

AEMA: Agencia Europea de Medio Ambiente.

ANFO: Mezcla de nitrato de amonio y fueloil / Ammonium Nitrate - Fuel Oil.

COVs: Compuestos orgánicos volátiles.

DMS: Sulfuro de dimetilo, dimetilsulfuro o metiltiometano.

EC: Carbono elemental / Elemental carbon.

EPOC: Enfermedad pulmonar obstructiva crónica.

EPT: Elementos potencialmente tóxicos.

FPI: Faja Pirítica Ibérica.

FR: Forzamiento radiativo.

GPS: Sistema de posicionamiento global / global positioning system.

HOMs: Moléculas Orgánicas Altamente Oxigenadas / High Oxygenated Organic Molecule.

HR: Humedad relativa.

HYSPLIT: Modelo Híbrido Lagrangiano de Trayectoria Integrada de Partícula Única / Hybrid Single-Particle Lagrangian Intergrated Trajectory.

IARC: Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer / International Agency For Research On Cancer.

IC: Cromatografía iónica / Ion chromatography.

ICP-MS: Espectrometría de Masa con Plasma Acoplado Inductivamente / Inductively coupled plasma mass spectrometry.

ICP-OES: Espectroscopía de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente / Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy.

INS: Instituto Nacional de Silicosis.

IoT: Internet de las Cosas / Internet of Things.

ITC: Instrucción Técnica Complementaria.

LC: Bajo coste / Low cost.

LCS: Sensores de bajo coste / Low cost sensor.

LoD: Límites de detección.

MDT: Modelo Digital del Terreno.

MySQL: Lenguaje de Consulta Estructurada / My Structured Query Language.

nm: Nanómetros.

OC: Carbono orgánico / Organic carbon.

OM: Compuestos orgánicos / Organics materials.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

OPC: Contadores ópticos de partículas / Optical particle counter.

PAHs: Hidrocarburos aromáticos policíclicos / Polycyclic aromatic hydrocarbons.

PCA: Análisis de componentes principales / Principal component analysis.

PEL: Valores de exposición límite / Permissible exposure limit.

PM: Material particulado / Particulate matter.

PM<sub>2.5</sub>: Material particulado con diámetro aerodinámico menor a 2.5 µm.

PM<sub>10</sub>: Material particulado con diámetro aerodinámico menor a 10 µm.

PMF: Factorización de la matriz positiva / Positive Matrix Factorization Model.

PST: Partículas totales en suspensión.

RGNBSM: Reglamento General de Normas Básicas de Seguridad Minera.

UAV: Vehículos aéreos no tripulados / Unmanned Aerial Vehicle.

UFP: Partículas ultrafinas / Ultrafine particles.

VLA-ED: Valores límites ambientales para la exposición diaria.

WSN: Redes de sensores inalámbricas / Wireless sensor networks.

ZSP: Zona Surportuguesa (de la Faja Pirítica).

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ : Microgramo por metro cúbico.

$\mu\text{m}$ : Micra o micrómetro.



# **CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN**

---



## 1.1 El material particulado atmosférico

La mala calidad del aire, especialmente en las zonas urbanas, sigue afectando a la salud de la población europea. En 2016, la contaminación del aire fue responsable de aproximadamente 4,2 millones de muertes prematuras, mientras que la contaminación del aire doméstico, originada por la cocción de alimentos con combustibles y tecnologías contaminantes, ocasionó alrededor de 3,8 millones de fallecimientos en el mismo período (WHO, 2018). No obstante, la calidad del aire en Europa ha ido mejorando en los últimos años debido al endurecimiento de las leyes ambientales contra las actividades contaminantes, lo que se traduce en una reducción en el número de personas que fallecen prematuramente o padecen enfermedades debido a la contaminación atmosférica. A pesar de estos avances, el análisis de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), publicado en agosto de 2023, subraya que la contaminación atmosférica sigue siendo la principal amenaza medioambiental para la salud en Europa. Esto implica la necesidad de implementar medidas más ambiciosas con el fin de cumplir con las directrices sanitarias de la Organización Mundial de la Salud (OMS) (EEA, 2023). A nivel estatal en España, se estima que la mortalidad relacionada con el material particulado (PM) aumenta en un 0,89% conforme se aumenta en  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  la concentración del contaminante; en cifras equivaldría a unas 2.600 muertes al año (Ortiz et al., 2017). En España, existen otros factores, además del antropogénico, que empeoran la calidad del aire. El más importante son las intrusiones de polvo provenientes del Sáhara con efectos negativos para la salud (Querol et al., 2019); no obstante, también influye la climatología propia del país que, al estar entre los más secos de Europa, favorece la resuspensión de polvo, sobre todo en verano (Borge et al., 2019).

El PM es un indicador comúnmente utilizado para evaluar la contaminación del aire, respaldado por una sólida base de evidencia científica que demuestra sus efectos adversos en la salud. Estos efectos incluyen un mayor riesgo de accidentes cerebrovasculares, enfermedades cardíacas, cáncer de pulmón y afecciones respiratorias crónicas y agudas, como el asma. Estas complicaciones pueden ser particularmente peligrosas en grupos vulnerables, como niños, personas mayores, individuos con afecciones respiratorias preexistentes o aquellos que tienen hábitos poco saludables, como fumar o llevar una vida sedentaria. Los componentes primarios

de PM incluyen sulfatos, nitratos, amoníaco, cloruro de sodio, carbono negro, polvos minerales y agua (WHO, 2022a).

### **1.1.1 Definición de PM**

En la atmósfera se encuentra una diversidad de materiales que existen en diferentes estados: gaseosos, líquidos y sólidos. En el contexto de la contaminación atmosférica, es importante destacar las partículas sólidas y líquidas presentes en el aire, las cuales son referidas como aerosoles (Noble y Prather, 1998). Las partículas sólidas siempre han sido un componente natural de la atmósfera y se generan a través de una amplia gama de procesos, como la erosión del suelo debido al viento, incendios forestales, la dispersión de polen e incluso erupciones volcánicas (Parra y Orozco, 2005).

Además de las partículas de origen natural, la atmósfera también contiene aerosoles de origen antropogénico, los cuales provienen de diversas fuentes, que van desde el tráfico rodado y marítimo hasta las actividades industriales, la combustión residencial y la minería (Viana et al., 2008).

El concepto de PM se refiere a un conjunto de partículas sólidas y/o líquidas que se encuentran en suspensión en la atmósfera (Seinfeld y Pandis, 2006; Kulkarni et al., 2011). Aunque a menudo se utiliza el término "aerosol atmosférico" de manera intercambiable. Es importante aclarar que estos dos términos no son exactamente equivalentes, ya que el primero engloba tanto las partículas sólidas y/o líquidas como el gas en el que estas partículas se encuentran suspendidas (Putaud et al., 2004).

Las dimensiones de estas partículas varían entre 0,002 y 100  $\mu\text{m}$  de diámetro (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000a), y su tiempo de residencia en las capas inferiores de la atmósfera puede abarcar desde unas pocas horas hasta varias semanas, dependiendo de su fuente de origen y su tamaño (Hobbs, 2000).

Así, el PM o partículas en suspensión se considera un contaminante atmosférico complejo y dinámico, formado por una mezcla de partículas que provienen de múltiples fuentes. Las propiedades físicas de estas partículas, como su tamaño, superficie específica, densidad y propiedades ópticas, así como su composición química, están determinadas por las fuentes de origen y los procesos de formación de las partículas.

### 1.1.2 Distribución de tamaño

El tamaño de las partículas suspendidas en la atmósfera abarca un rango comprendido entre nanómetros (nm) y varias decenas de micras ( $\mu\text{m}$ ). Comúnmente se han identificado distintos intervalos de tamaños de partículas conocidos como "modas", los cuales están principalmente relacionados con los mecanismos de formación de estas partículas. En un orden ascendente de tamaño, estas modas son: la nucleación, Aitken, acumulación o finas, y gruesas (EPA, 2004; Calvo et al., 2013, Figura 1).

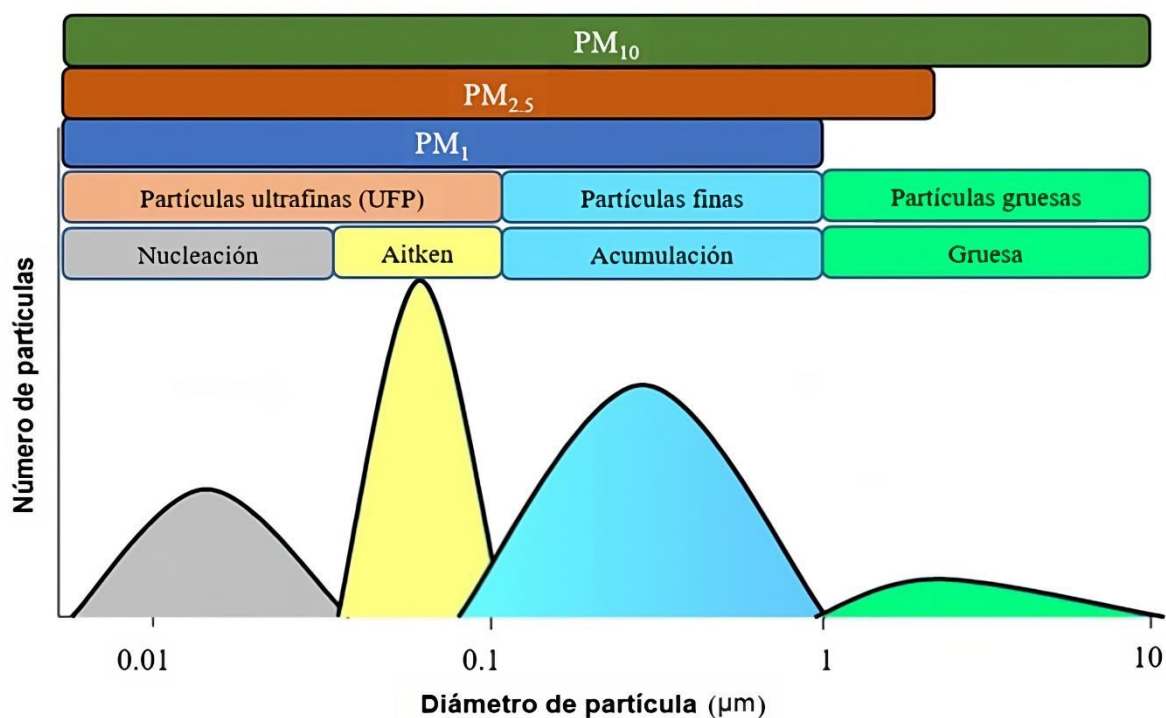


**Figura 1.** Distribución del número de partículas en función del tamaño, identificación de las modas y diferentes clasificaciones por tamaños. Modificada y tomada de EPA (2004).

La moda de *nucleación* incluye partículas con un diámetro inferior a 30 nm. Entre los principales precursores gaseosos capaces de dar origen a partículas mediante el proceso de nucleación se incluyen el ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), los compuestos orgánicos extremadamente volátiles (COVs) y las moléculas orgánicas altamente oxigenadas (HOMs) (Donahue et al., 2012; Kulmala et al., 2017). Una vez formadas, estas partículas aumentan de tamaño debido a procesos de condensación y aglomeración. Debido a su baja relación entre masa y carga, estas partículas tienden

a aglomerarse rápidamente, lo que resulta en un corto tiempo de residencia en la atmósfera, prácticamente horas (Kulmala et al., 2012). La nucleación solo puede ocurrir en condiciones de baja concentración de aerosoles, donde se favorece la formación de nuevas partículas en lugar de la condensación, y generalmente se da en condiciones de alta radiación solar (Kulmala et al., 2013). Dado su reducido tamaño, la contribución de estas partículas a la masa total es mínima.

La moda de *Aitken* se compone de partículas con diámetros que oscilan entre 30 nm y 100 nm. Estas partículas pueden tener su origen en fuentes primarias, ya sean naturales o antropogénicas, o bien pueden tener un origen secundario. En el caso de que el PM sea de origen secundario, se forma mediante procesos de coagulación a partir de partículas de la moda de nucleación, por condensación, o a través de reacciones en fase líquida, que implican compuestos inorgánicos. Un ejemplo destacado de partículas que se acumulan en esta moda es el carbono de origen primario, principalmente procedente de la combustión de motores diésel (Lingard et al., 2006; Kulmala et al., 2012). Por lo general, las modas de nucleación y Aitken se agrupan bajo el término "partículas ultrafinas". A pesar de su alta abundancia en número de partículas (constituyendo aproximadamente el 80-90% de las partículas con diámetros inferiores a 10  $\mu\text{m}$ ), representan una fracción mínima de la concentración total de PM en cuanto a masa y volumen (inferior al 10%) (Colbeck y Lazaridis, 2014).

La moda de *acumulación* está compuesta por partículas con diámetros que oscilan entre 0.1  $\mu\text{m}$  y 1  $\mu\text{m}$ . El origen de estas partículas puede ser primario o secundario. Las partículas de origen primario se producen principalmente en áreas desérticas o marinas, y también pueden ser generadas por la resuspensión de polvo. Por otro lado, las partículas de origen secundario se forman a partir de partículas que pertenecen a la moda Aitken, creciendo en la atmósfera mediante reacciones químicas hasta incorporarse a la moda de acumulación, especialmente en condiciones de alta humedad relativa. Estas partículas tienen un tiempo de residencia relativamente prolongado en la atmósfera, estimado en aproximadamente dos semanas en la baja troposfera. Esto las convierte en indicadores útiles para rastrear el transporte de partículas a larga distancia (Colbeck y Lazaridis, 2014; Seinfeld y Pandis, 2016).

La moda *gruesa* engloba partículas con un diámetro superior a 1  $\mu\text{m}$ . Esta moda se caracteriza por tener un número reducido de partículas, pero con una masa considerable. Principalmente, está compuesta por partículas primarias que se originan a través de procesos mecánicos. Esto incluye partículas de polvo transportadas y resuspendidas por el viento, partículas antropogénicas generadas mecánicamente (por ejemplo, en actividades agrícolas o mineras), partículas de aerosol marino provenientes del océano y granos de polen (Wallace, 2006; EPA, 2009a). El proceso de coagulación entre partículas en la moda de acumulación es lento y no conduce a una transferencia efectiva de partículas hacia la moda gruesa. Debido a su tamaño significativo, estas partículas tienden a sedimentarse o impactar fácilmente en superficies, lo que resulta en un tiempo de residencia en la atmósfera relativamente corto, en el orden de horas o días.

En el campo del estudio de la calidad del aire UNE-EN 12341: 2015 (EU, 2015), se utiliza una nomenclatura alternativa para clasificar las partículas en función de su tamaño, la cual tiene en cuenta el diámetro aerodinámico de estas partículas. Dado que las partículas tienen una forma irregular, el diámetro aerodinámico se define como el diámetro de una esfera de densidad unitaria que presenta la misma velocidad de sedimentación que la partícula en cuestión (Buseck y Schwartz, 2003).

De acuerdo con esta nomenclatura, nos referimos a las partículas con diámetros aerodinámicos inferiores a 1  $\mu\text{m}$ , 2,5  $\mu\text{m}$  y 10  $\mu\text{m}$  como  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_1$ , respectivamente. Comúnmente, las partículas de  $\text{PM}_1$  se conocen como submicrómicas, mientras que las  $\text{PM}_{2.5}$  se denominan partículas finas, y aquellas con diámetros comprendidos entre 2,5  $\mu\text{m}$  y 10  $\mu\text{m}$  se clasifican como partículas gruesas ( $\text{PM}_{2.5-10}$ ). La definición de  $\text{PM}_{10}$  se basa en la masa de partículas que atraviesa un cabezal de tamaño selectivo con un diámetro aerodinámico de 10  $\mu\text{m}$ , con una eficiencia de corte del 50 %. Se aplica una definición similar para  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_1$ , utilizando cabezales de corte de 2,5  $\mu\text{m}$  y 1  $\mu\text{m}$ , respectivamente (Figura 2). Además, en investigaciones adicionales, se consideran las partículas totales en suspensión (PST) que engloban todas las partículas con un diámetro inferior a 50  $\mu\text{m}$ ; o las partículas ultrafinas (UFP), es decir, aquellas con un diámetro menor a 0,1  $\mu\text{m}$  (WHO, 2003; Dominici et al, 2010; Kumar et al, 2014).



**Figura 2.** Comparación de tamaño de las partículas de PM. Tomada de Freudenberg Filtration Technologies SE y Co. KG (2021).

### 1.1.3 Efectos del PM atmosférico

Numerosos estudios han demostrado que los aerosoles, tanto de origen natural como antropogénico, tienen consecuencias negativas en el clima. Además, altos niveles de PM afectan a la calidad del aire, provocando consecuentemente, un gran impacto sobre la salud y los ecosistemas.

#### 1.1.3.1 Efectos sobre la salud

Actualmente, el PM se considera uno de los contaminantes más dañinos para la salud humana (WHO, 2013; EEA, 2014). Existe una gran correlación cuantitativa entre la exposición a altas concentraciones de PM y el aumento de la mortalidad o morbilidad diaria y a largo plazo. A nivel global, la OMS estima que la contaminación ambiental del aire, especialmente en relación con el PM, causa 4,2 M de muertes prematuras al año (WHO, 2021). Además, se recomienda reducir las concentraciones de PM tanto como sea posible, ya que no existe un valor de concentración por debajo del cual no se observen daños para la salud física y mental (EEA, 2015; Oudin et al., 2016). La

Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC, International Agency for Research on Cancer) ha calificado el PM como carcinogénico para humanos. Numerosos estudios epidemiológicos y toxicológicos han puesto de manifiesto la relación del PM con enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Martínez-Muñoz et al., 2020; Álvarez Miño y Taboada Montoya, 2021; González Aguilar et al., 2022; Piñeros-Jiménez et al., 2022; Villacres Fernández et al., 2022; López-Jaramillo y López-López, 2023). Así, la exposición a PM puede provocar el aumento de infecciones respiratorias, derivando en neumonía, bronquitis o meningitis; y enfermedades pulmonares, pudiendo causar incluso cáncer de pulmón (Sanz-Barbero et al., 2014; Gharibvand et al., 2017; Clofent et al., 2021; Menéndez Palacios et al., 2021; Bouza et al., 2022), o cáncer de mama (Gonzales et al., 2017; Mera-Mamián et al., 2023).

La comunidad científica ha sugerido, además, que la exposición a altos niveles de partículas podría estar relacionada con nacimientos prematuros o muertes de fetos y recién nacidos (Brew et al., 2022; Ju et al., 2023). Otras enfermedades que han sido asociadas a la exposición de partículas son la diabetes, el deterioro cognitivo o la osteoporosis (Pearson et al., 2010; Power et al., 2011; Tian et al., 2023).

Los efectos de la inhalación del PM dependen principalmente del tamaño de las partículas, de su composición química y del tiempo de exposición (Kampa y Castanas, 2008). Diversos estudios han demostrado que los mayores impactos en la salud son causados por partículas de carbono elemental (EC) (Song et al., 2022), compuestos orgánicos secundarios como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) (muy tóxicos y carcinogénicos) (Aquilina y Harrison, 2023), y por elementos traza como cadmio (Cd), plomo (Pb), níquel (Ni) o arsénico (As). El Cd se ha asociado a problemas renales, óseos y de irritación pulmonar, y el Pb causa trastornos neurológicos, anemia e insuficiencia renal (Bañeras et al., 2022). La exposición a Ni aumenta la probabilidad de padecer asma, bronquitis y cánceres de pulmón, nariz y garganta (Das et al., 2018). El As puede provocar diferentes problemas de salud (González y Vivanco, 2016): los efectos de su inhalación o exposición se relacionan con desórdenes neurológicos (Prakash et al., 2016), enfermedades dermatológicas (Lee y Davis, 2023), problemas cardiovasculares (Jain, 2016), y cánceres de piel, estómago o pulmón (WHO, 2022b). El PM puede entrar en el organismo mediante tres vías: inhalación, ingestión o contacto dérmico (Hu et al., 2012). Cuando las partículas

son inhaladas, el potencial de riesgo se evalúa teniendo en cuenta las características anatómicas del sistema respiratorio, y el tiempo en el que tardan en ser eliminadas del organismo. Por ello, la comunidad científica ha tomado también el criterio de clasificar el PM en función del grado de penetración en el sistema respiratorio (UNE-EN 12341: 2015, EU, 2015). Así, se define la fracción inhalable ( $< 30 \mu\text{m}$ ) como la masa de PST que es inhalada a través de la nariz y la boca. Aquellas que no penetran más allá de la laringe se conocen como fracción extratorácica ( $> 10 \mu\text{m}$ ), y las que son capaces de atravesarla constituyen la fracción torácica ( $< 10 \mu\text{m}$ ). Estas últimas están relacionadas con afecciones de las vías superiores como el asma o la bronquitis. La fracción traqueobronquial ( $10 - 2,5 \mu\text{m}$ ) está formada por partículas capaces de alcanzar los bronquios, mientras que la fracción alveolar ( $< 2,5 \mu\text{m}$ ) atraviesa además las vías respiratorias no ciliadas (alveolos) (Figura 3).

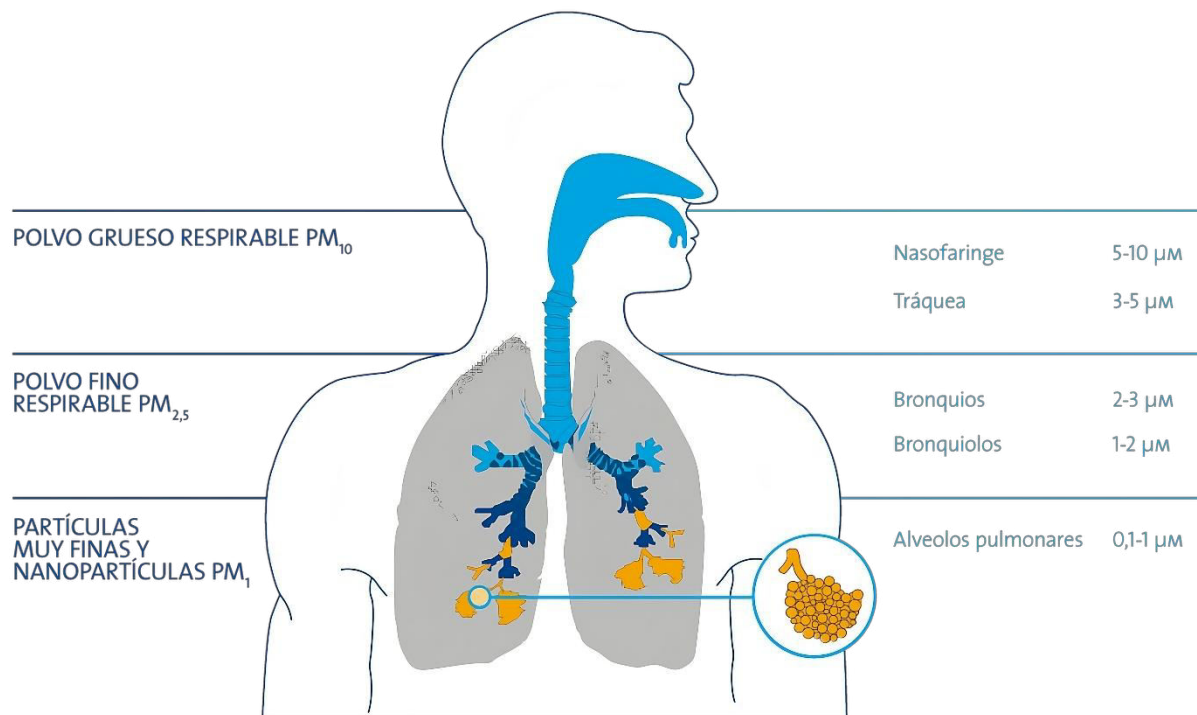


**Figura 3.** Comparativa de los tamaños de partículas de PM teniendo en cuenta los efectos de salud en el sistema respiratorio. Tomada de Freudenberg Filtration Technologies SE y Co. KG (2021).

En cuanto al tiempo de exposición, los efectos del PM en la salud han sido observados tanto en episodios de contaminación crónicos, como en agudos (se consideran episodios agudos cuando se produce una exposición a niveles muy elevados durante 24 horas). Determinados estudios han centrado su atención en la exposición a largo plazo de las partículas finas ( $\text{PM}_{2,5}$ ) (Gilardi et al., 2023). Así, existe una correlación

entre el aumento de los niveles de  $PM_{2.5}$  y de la mortalidad relacionada directamente con enfermedades pulmonares y cardiovasculares. Del mismo modo, se ha observado cómo la exposición aguda a  $PM_{2.5}$  afecta significativamente al número de hospitalizaciones por problemas respiratorios y cardíacos (Bell et al., 2008; Guaita et al., 2011). El mayor riesgo para la salud de estas partículas se debe a que, además de tener más capacidad de penetración en el organismo, poseen una mayor reactividad química (Adams et al., 2015). Asimismo, dentro de esta fracción, las partículas ultrafinas (diámetro  $< 0.1 \mu m$ ) son particularmente dañinas, ya que son lo suficientemente pequeñas para penetrar las membranas del tracto respiratorio y entrar al torrente sanguíneo (Cory-Slechta et al., 2019; Wang et al., 2022). En entornos urbanos, las partículas finas y ultrafinas son principalmente emitidas por fuentes antropogénicas como la combustión de vehículos o diferentes actividades industriales. De este modo, esta fracción del PM puede estar caracterizada por un alto contenido en metales y metaloides tóxicos como el As, Pb, Cd, Ni o hierro (Fe) (Khodadadi et al., 2022).

Al margen del diámetro de partícula, los efectos en la salud del PM dependen de su composición química. A pesar de que en la actualidad existen todavía incertidumbres acerca de los efectos provocados por las diferentes especies químicas, la mayoría de los estudios apuntan a que el mayor impacto en la salud viene causado por las partículas de EC, compuestos orgánicos (concretamente PAHs), sulfatos y nitratos, partículas ultrafinas ( $< 0,1 \mu m$ ) y determinados metales (As, Cd, Fe, cinc (Zn), Ni; WHO, 2003; Zhang et al., 2024). El hecho de que la mayoría de estas partículas se acumulen en la fracción  $PM_{2.5}$ , contribuye a incrementar sus efectos adversos sobre la salud.

### **1.1.3.2 Efectos sobre el clima**

Desde una perspectiva climática, el PM desempeña un papel fundamental en el sistema climático, ya que tiene un impacto significativo en el balance radiativo global y en la formación de nubes (Boy et al., 2019).

Estas partículas interactúan con la radiación solar y la radiación terrestre de dos maneras principales: dispersión y absorción. La forma en que afectan a la transmisión de la radiación, ya sea ultravioleta o visible del sol, o radiación infrarroja de la

superficie terrestre, depende de propiedades específicas de las partículas, como su tamaño, forma y composición. Este efecto sobre la radiación se cuantifica mediante un concepto llamado "forzamiento radiativo" (IPCC, 2013).

El forzamiento radiativo (FR) mide cómo un factor altera el equilibrio de energía en la parte superior de la troposfera de la Tierra. El PM puede tener un efecto de enfriamiento, lo que se traduce en un FR negativo; esto ocurre en su mayoría con partículas como el sulfato o la materia mineral. Por otro lado, algunas partículas como el hollín o EC (black carbon), además de gases de efecto invernadero (dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido de nitrógeno ( $\text{N}_2\text{O}$ )), tienen un efecto de calentamiento, lo que se traduce en un FR positivo (Fu et al., 2020; IPCC, 2021) (Figura 4).

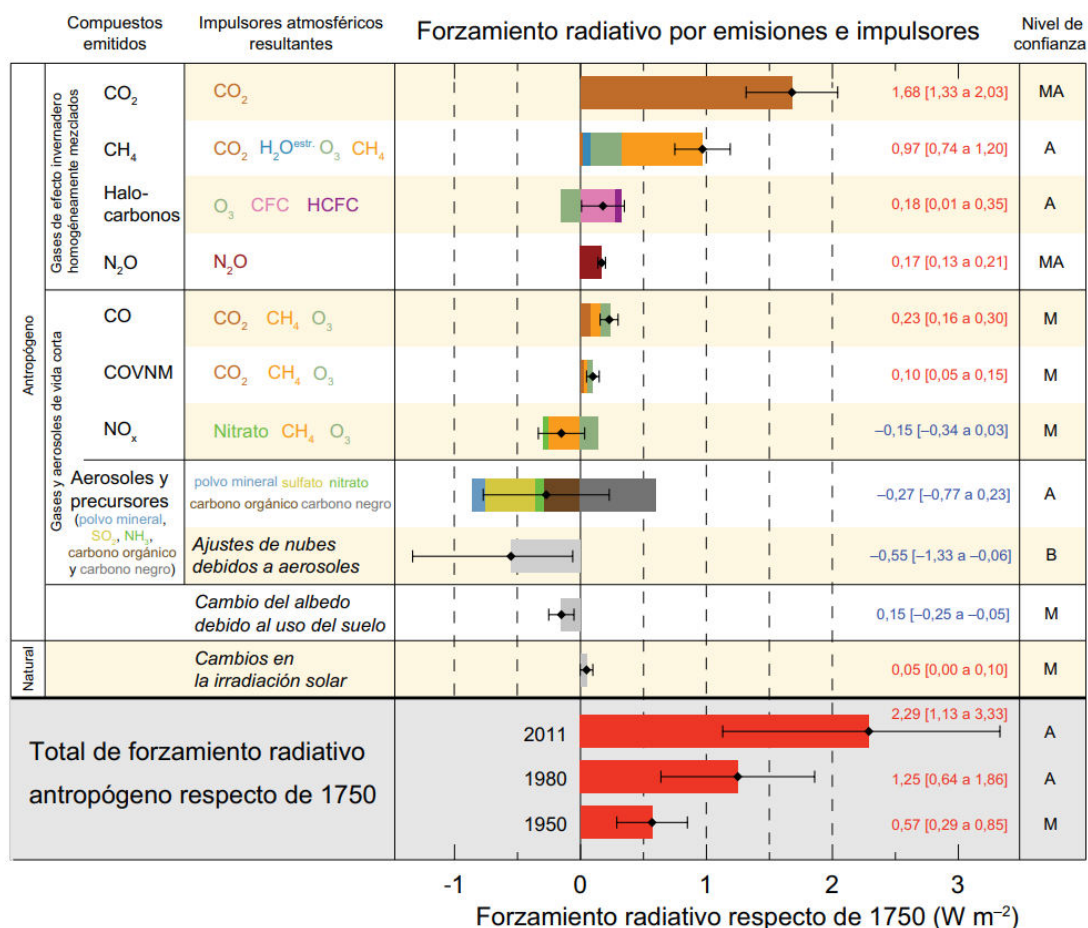


**Figura 4.** Estimaciones de forzamiento radiativo en 2011 respecto de 1750, e incertidumbres agregadas de los principales impulsores del cambio climático. Las mejores estimaciones del forzamiento radiativo neto se indican mediante rombos negros con los correspondientes intervalos de incertidumbre; los valores numéricos se indican a la derecha de la figura, junto con el nivel de confianza en el forzamiento neto (MA: muy alto, A: alto, M: medio, B: bajo, MB: muy bajo). El forzamiento por albedo, debido al carbono negro sobre la nieve y el hielo, se incluye en la barra de aerosoles de carbono negro. Tomada de IPCC (2013).

Además, las partículas de materia mineral tienen la capacidad de absorber la radiación infrarroja emitida por la superficie terrestre, lo que resulta en un efecto neto de calentamiento, similar a lo que hacen los gases de efecto invernadero. Sin embargo, estas partículas gruesas tienden a concentrarse cerca de sus fuentes de origen, y su efecto de calentamiento suele ser local (IPCC, 2021).

También es importante destacar que los aerosoles, incluido el PM, pueden influir en el clima de manera indirecta al actuar como núcleos de condensación de nubes. Esto afecta a las propiedades de las nubes, como su albedo (capacidad para reflejar la radiación solar), la concentración de gotas y la frecuencia de precipitación (Adebiyi et al., 2023).

Por otro lado, las continuas emisiones de gases de efecto invernadero conducirán a un aumento del calentamiento global intensificando peligros múltiples y simultáneos; la mejor estimación es que alcanzará 1,5°C en el corto plazo. Unas drásticas reducciones de las emisiones de gases de efecto invernadero conducirían a una desaceleración del calentamiento global en unas dos décadas, y también, a cambios perceptibles en la composición atmosférica en unos pocos años (IPCC, 2023).

### **1.1.3.3 Efectos sobre los ecosistemas**

El PM también ejerce influencia en los ecosistemas cuando se deposita en la superficie terrestre, ya sea a través de la deposición húmeda (mediante la lluvia u otros procesos húmedos) o la deposición seca (por sedimentación directa). El impacto de estas partículas en los ecosistemas puede ser diverso.

En primer lugar, las partículas más grandes que forman la fracción gruesa del PM, pueden tener efectos adversos en los ecosistemas al reducir la capacidad de los suelos para el intercambio de gases y afectar la fotosíntesis de las plantas. Esto puede limitar el crecimiento de la vegetación (Mandal et al., 2023). Además, las partículas que se depositan en el suelo pueden contener metales pesados, lo que puede alterar las propiedades del suelo y dificultar la absorción de nutrientes por parte de las plantas. La interacción entre el PM y las gotas de lluvia también puede influir en el nivel de acidez del agua, lo que puede llevar a la acidificación de los suelos (Audoux et al., 2023).

Sin embargo, también se han observado impactos positivos de la presencia de PM en los ecosistemas. Por ejemplo, la materia mineral transportada desde áreas distantes puede enriquecer los suelos con minerales como calcio (Ca), Fe, potasio (K), nitrógeno (N) o fósforo (P), lo que puede estimular la productividad de ciertos tipos de bosques (Barcan et al., 2023). Del mismo modo, el transporte de PM desde regiones continentales puede proporcionar nutrientes que promueven el crecimiento del fitoplancton en los océanos. Esto es especialmente relevante en áreas donde la disponibilidad de Fe es limitada, ya que la deposición de PM rico en Fe en la superficie del agua puede aumentar la productividad de los ecosistemas marinos (Westberry et al., 2023).

#### **1.1.3.4 Otros efectos**

En entornos urbanos, las partículas suspendidas en el aire pueden tener un impacto negativo en los materiales de construcción y revestimientos, ya que estas partículas se depositan en la superficie de los materiales y pueden interactuar con ellos. Este proceso de interacción puede estar relacionado tanto con las PM en sí, como con los gases asociados más comunes, como por ejemplo el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) (Natarajan et al., 2022).

Una de las consecuencias más frecuentes de esta interacción es la formación de costras de yeso, conocidas como costras negras. Estas costras se generan cuando el SO<sub>2</sub> se combina con el carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>) presente en los materiales pétreos, y en ambientes con humedad acumulada donde la velocidad de reacción es más alta (Comite et al., 2021). Además de oscurecer las superficies afectadas, esta reacción entre partículas y materiales puede provocar problemas graves de corrosión en estructuras metálicas, lo que a su vez puede acortar la vida útil de los edificios y resultar en pérdidas significativas para sitios históricos y en costosas intervenciones de restauración (Karataş et al., 2023).

Otro efecto directo del PM es la reducción de la visibilidad, ya que las partículas pueden dispersar o absorber la radiación en el espectro visible de la luz. Esto es especialmente notable cuando masas de aire provenientes del norte de África, transportan partículas de origen mineral que afectan la visibilidad. En áreas urbanas

e industriales con una alta actividad humana, las partículas más influyentes en la visibilidad suelen ser el sulfato amónico ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) y el  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (Singh et al., 2020).

### 1.1.4 Fuentes de emisión de PM

El PM, tal y como se ha mencionado anteriormente, se puede clasificar según su origen en dos categorías principales: natural y antropogénico, dependiendo de si procede de procesos naturales o de actividades humanas (Kleeman y Cass, 1998; Liora et al., 2016) (Figura 5).

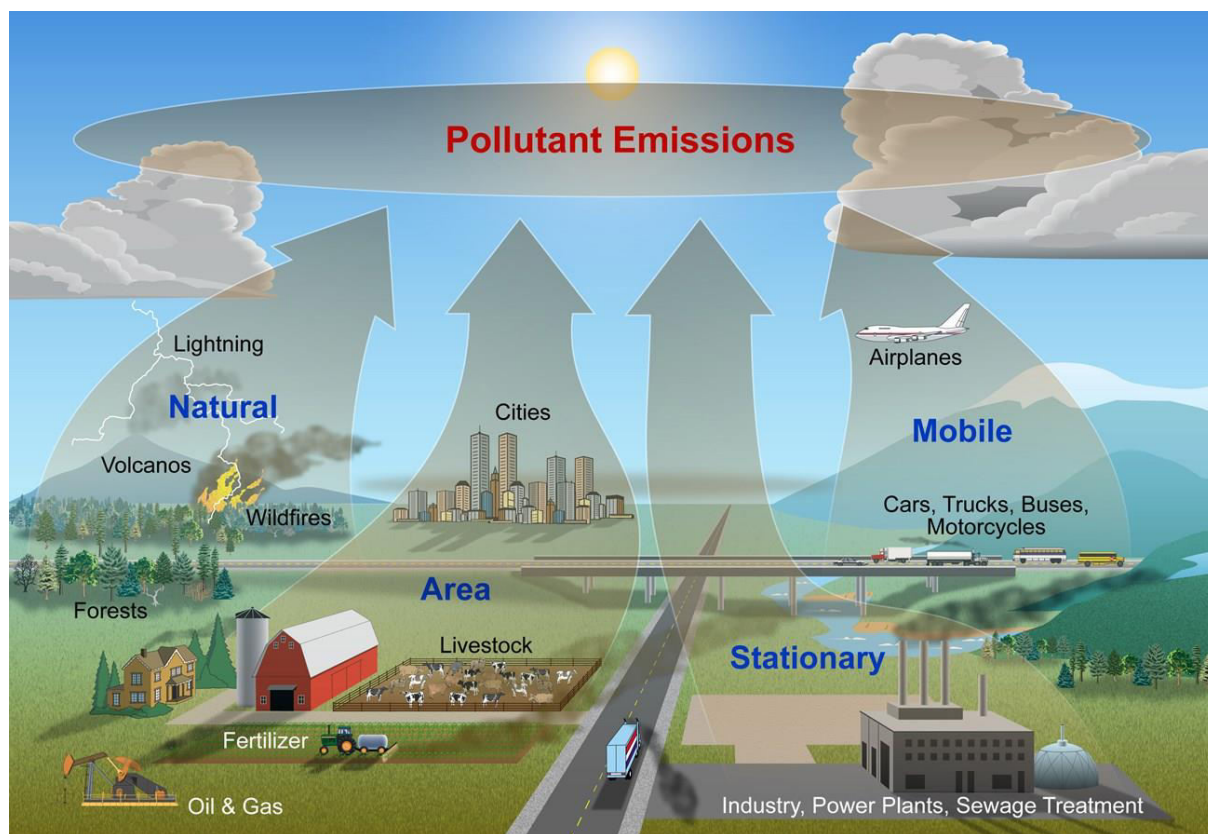


**Figura 5.** Fuentes naturales y antropogénicas (móviles, estacionarias y de área) de PM. Tomada de National Park Service (2018).

Las *fuentes naturales* que emiten partículas primarias incluyen el aerosol marino, emisiones de partículas liberadas desde suelos, contribuciones de partículas transportadas a larga distancia y procesos biogénicos. Además, dentro de las fuentes naturales de gases precursores, se destacan las emisiones volcánicas de  $\text{SO}_2$  (Milford

et al., 2023), el sulfuro de dimetilo (DMS) de origen biogénico marino, la liberación de gases por transpiración de suelos, las emisiones generadas por rayos, y ciertas áreas forestales que emiten vapores orgánicos debido a la transpiración de las plantas. Se pueden clasificar de la siguiente manera:

- Las partículas de materia mineral que son arrastradas por el viento desde regiones áridas y semiáridas como el Norte de África, Oriente Medio y Asia Central, representan una de las principales fuentes de PM a nivel global (Milford et al., 2019). Estas partículas pueden viajar distancias intercontinentales y son responsables de eventos como las intrusiones de masas de aire del desierto del Norte de África, que afectan particularmente a la región mediterránea (Querol et al., 2009, 2001).
- Los aerosoles marinos generados por la acción del viento y las olas en la superficie de los océanos, surgen a partir de la ruptura de burbujas y la consecuente evaporación del agua. La formación de estos aerosoles depende de factores como la velocidad del viento, las condiciones del mar y la estabilidad atmosférica (Fitzgerald, 1991; Gathman, 2000).
- Los aerosoles biogénicos son partículas sólidas o líquidas liberadas en la atmósfera por organismos vivos, tanto plantas como animales, y comprenden una variedad de componentes biológicos (Jia y Fraser, 2011). Estos aerosoles pueden incluir microorganismos, como algas, bacterias y hongos, así como fragmentos biológicos, como polen, esporas y restos de plantas. Además, pueden tener un impacto significativo en la composición y las propiedades de la atmósfera, así como en los procesos climáticos y ecológicos. Por ejemplo, pueden actuar como núcleos de condensación de nubes, influir en la formación de gotas de nubes, afectar a la radiación solar y la lluvia (Fuzzi et al., 2006).
- Las emisiones volcánicas son una fuente importante de PM, tanto primaria como secundaria, en la troposfera y la estratosfera. Durante una erupción volcánica se liberan cenizas de composición silicatada (PM primario) y gases de alta temperatura que pueden condensarse para formar partículas secundarias (Milford et al., 2023).

Las *fuentes antropogénicas* de partículas primarias se encuentran principalmente en entornos urbanos, como el tráfico de vehículos; también las podemos encontrar en áreas influenciadas por diversas actividades industriales, como la industria petrolera, metalúrgica, energética y manufacturera (fábricas de cerámica, ladrilleras y cementeras, entre otras) (Sánchez-Rodas et al., 2007; Sánchez de la Campa y de la Rosa, 2014; Coelho de Azevedo et al., 2021; Ren et al., 2023).

Las actividades humanas también emiten gases precursores que contribuyen a la formación de partículas secundarias, los cuales incluyen  $\text{NO}_x$  y  $\text{SO}_2$ , liberados por el tráfico rodado y procesos industriales que involucran la combustión de diversos combustibles. Asimismo, la fabricación y el uso de disolventes emiten COVs en la atmósfera, mientras que la agricultura es una fuente importante de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ). En áreas urbanas, los motores de vehículos, las estaciones de gasolina y las refinerías petroquímicas emiten COVs alcalinos y aromáticos (Mahilang et al., 2021).

Además, otras fuentes antropogénicas de partículas primarias procedentes de la construcción, la minería y la agricultura, pueden ser fuentes significativas de PM a nivel local (Sánchez de la Campa et al., 2020; Wyer et al., 2022; Couture et al., 2023). Es importante destacar que las actividades mineras emiten PM a la atmósfera en todas las etapas de su ciclo de vida, desde la exploración hasta el cierre de una mina. Esto incluye la dispersión de partículas por el viento desde depósitos de desechos o acopios de material, así como la liberación de partículas durante la manipulación y procesamiento de minerales (Csavina et al., 2012).

## 1.2 El PM en minería a cielo abierto

La minería a cielo abierto es una actividad cuyo desarrollo implica el movimiento de grandes volúmenes de material, que incluye la mena o material que se quiere explotar (por ejemplo, cobre (Cu), oro (Au), carbón, etc.), y el estéril o ganga, que se desecha (Tao et al., 2015). La relación entre el material estéril y el mineral, comúnmente denominada “ratio”, determina la viabilidad económica de las explotaciones y la profundidad a cielo abierto que es posible alcanzar antes de proceder a la explotación subterránea (Nriagu y Pacyna, 1988; Izydorczyk et al., 2021).

El desafío actual para las explotaciones mineras es mantener una producción eficiente, y al mismo tiempo reducir la contaminación a niveles mínimos o aceptables. En minería, las partículas contaminantes en estado sólido, más conocidas por el nombre genérico de polvo, suelen tener diámetros comprendidos entre 1 y 1.000  $\mu\text{m}$ . Éstas se depositan por acción de la gravedad, por lo cual son conocidas como materia sedimentable, y tienen una composición química muy variada según la mineralización explotada en el yacimiento. En el caso de las minas metálicas, suelen contener elementos potencialmente tóxicos (EPT, como As, Cu o Pb), los cuales, suponen una amenaza para el medio ambiente y la salud humana por sus características de bioacumulación y bioaumentación en el medio (Lottermoser, 2010; Elguindi et al., 2011; Marimuthu et al., 2021).

El ciclo minero comienza con la voladura del área objeto de explotación (Figura 6), seguido de la carga y del transporte hacia las pilas de mineral resultantes de la explosión. Según la concentración de metal que contienen, se envían, o bien a la planta de tratamiento, o directamente a la escombrera, si se trata de estéril. Para llevar a cabo toda la operativa, se necesitan maquinarias pesadas como palas cargadoras y camiones tipo volquete de gran capacidad. Las operaciones mineras pueden dar lugar a la contaminación del suelo y la difusión de contaminantes (Norgate y Haque, 2010; Sánchez de la Campa et al., 2020; Lee et al., 2021; Boente et al., 2022; Qin et al., 2023).

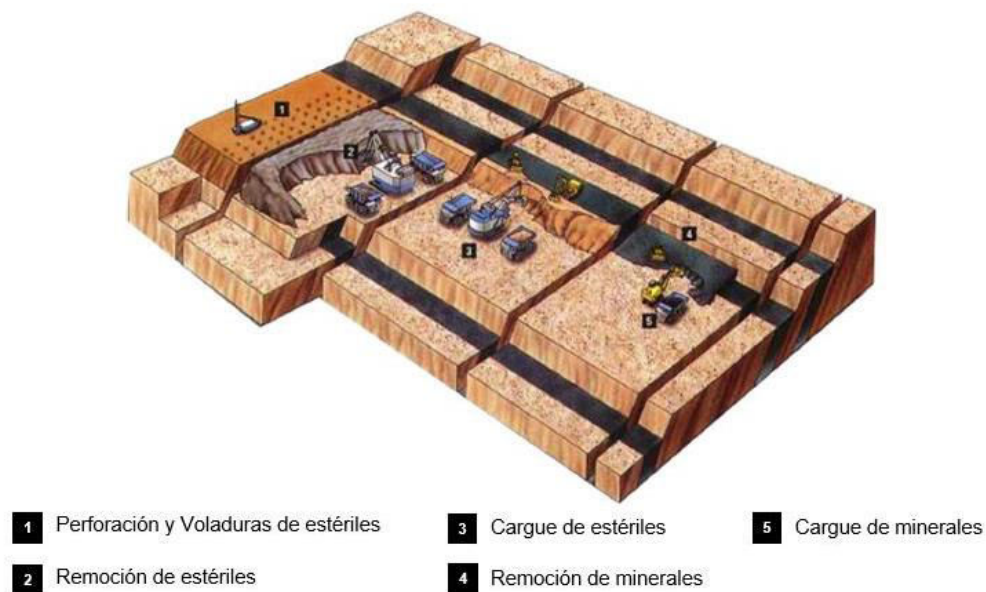


**Figura 6.** Operaciones en una mina a cielo abierto. Tomada de Carrillo Montero y González Valle (2008).

Como se ha detallado anteriormente, la emisión de polvo en la industria minera es un problema que se presenta prácticamente durante todo el ciclo de vida de este tipo de instalación, lo cual implica que se apliquen medidas para combatir este problema que no solo afecta al medio ambiente, sino a la salud de los trabajadores de las minas y de las poblaciones cercanas a éstas (Amponsah-Tawiah y Mensah, 2016; Dong et al., 2019; Berhan, 2020; Marimuthu et al., 2023).

En este sentido, la presencia de núcleos urbanos cerca de una industria minera provoca molestias en el día a día de las personas. Se deben, principalmente, por el constante ensuciamiento del entorno en donde habitan y, por consiguiente, una notable contaminación a la calidad del aire, que al respirar puede causar enfermedades a la población como las mencionadas en apartados anteriores. Por otro lado, e independientemente de la toxicidad del polvo y del contenido de sustancias metálicas que éstas puedan traer, la presencia de PM da lugar a desgastes prematuros en los elementos móviles de equipos industriales por rozamiento y deposición, y también causará efectos dañinos sobre la vegetación por oclusión de los estomas de las plantas, puesto que disminuye la aspiración del CO<sub>2</sub> y del agua que son necesarias para las mismas, debido a la menor penetración de la luz (Richards y Brozell, 2015, 2021; Amoako et al., 2023; Boente et al., 2023; Vázquez-Arias et al., 2023).

Las fuentes emisoras de PM en minería a cielo abierto son muy numerosas, y se pueden clasificar de la siguiente manera (ITGE, 1994; eLAW, 2010):

1. Fuentes localizadas o puntuales:

- a. Las fuentes lineales se refieren a aquellas emisiones de PM que se originan a lo largo de una línea o una fuente alargada en el espacio. Estas fuentes suelen estar asociadas con actividades industriales o de transporte que generan emisiones a lo largo de una ruta o un camino específico. Por ejemplo, es una pista de transporte con circulación de volquetes, también conocido del inglés "dumper".
- b. Las fuentes móviles se refieren a vehículos o equipos que pueden desplazarse de un lugar a otro. Por ejemplo, los tubos de escape de una retroexcavadora o cualquier otra maquinaria, dado que además de la

resuspensión de PM que generan en su tránsito, utilizan combustibles fósiles, como gasolina y diésel, que generan partículas finas y otros contaminantes cuando se queman, como el hollín. Y aun cuando las emisiones de fuentes individuales pueden ser relativamente pequeñas, la cantidad de emisiones en conjunto son motivo de preocupación.

- c. Las fuentes fijas se refieren a instalaciones o estructuras estacionarias que emiten partículas y otros contaminantes al aire. Estas fuentes suelen estar ancladas en un lugar específico y no se desplazan de manera regular como lo hacen las fuentes móviles. Por ejemplo, una planta de tratamiento de mineral o grupos electrógenos estacionarios.
2. Las fuentes fugitivas o no puntuales se refieren a la liberación accidental o no controlada de partículas y polvo en el aire desde diversas fuentes, sin ser emitidas directamente desde chimeneas u otras salidas de gases. Por ejemplo, las superficies de escombreras sin revegetar.

El caso de las fuentes fugitivas es el más complejo de los mencionados, debido a su naturaleza dispersa y, a menudo, impredecible, ya que intervienen otros factores no inherentes a la propia fuente como son los meteorológicos y topográficos, que pueden intervenir decisivamente en el fenómeno de la difusión (Triantafyllou et al., 2019). Por último, cabe destacar que se ha descubierto que las partículas no procedentes de fuentes de combustión son, con diferencia, el principal contaminante generado en una mina a cielo abierto (Ghose y Majee, 2000, 2001).

### 1.2.1 Operaciones generadoras de PM

La mayor parte de las emisiones de PM generadas de explotaciones mineras se deben fundamentalmente a las actividades de extracción, tratamiento, almacenamiento y transporte de las materias primas. La generación de éstas dependerá de diversos factores, entre ellos, las condiciones meteorológicas y las características del material extraído y procesado. Según Boente et al. (2022), las mayores concentraciones dentro de una mina de cobre a cielo abierto se encuentran en el tránsito de volquetes por vía seca hacia la presa de lodos, alcanzando valores de hasta  $1.587 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$ , en

comparación con una pista principal regada, cuyas concentraciones emitidas pueden reducirse a  $388 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$ .

A continuación, se describen las principales actividades en las que están involucradas las emisiones de PM en la minería a cielo abierto (Norgate y Haque, 2010).

#### **1.2.1.1 Sondeo**

Los sondeos son perforaciones que se realizan principalmente con fines de exploración geológica y obtención de información detallada sobre las características del subsuelo (Figura 7) (Blishchenko, 2019). Éstos implican la extracción de muestras de suelo y roca a diferentes profundidades para analizar su composición, densidad, propiedades geotécnicas y otras características geológicas. Generalmente, involucran el uso de sondas o barrenas específicas para extraer muestras del subsuelo. Estas sondas pueden estar equipadas con sistemas de muestreo y sensores para recopilar datos geológicos. Se realizan con el objetivo de alcanzar capas geológicas específicas para su análisis, lo que es crucial para comprender la geología de la zona y la viabilidad de la explotación minera.



**Figura 7.** Sondeo en una mina a cielo abierto. Tomada de Blog del Agua (2013).

### **1.2.1.2 Perforación**

La perforación es un subtipo de sondeo no exploratorio consistente en hacer un agujero cilíndrico, denominado barreno, con una herramienta de corte para la preparación de voladuras o construcción de túneles (Figura 8). El equipo de perforación incluye camiones cargadores de explosivos, perforadoras de diamante, perforadoras rotativas, perforadoras de percusión y jumbos con pluma de perforación, entre otros (Ugurlu y Kumral, 2016). Los taladros funcionan con electricidad y, en menor medida, indirectamente con aire comprimido o lodo para la limpieza del mismo. La energía se utiliza para alimentar los componentes del taladro que realizan tareas como martillar y girar. El número de perforadoras suele ser entre 2 y 6, dependiendo de la capacidad de producción de la mina. La generación de PM se produce principalmente a través del proceso de fragmentación de la roca durante la perforación, donde la energía cinética de las herramientas de perforación impacta la superficie de la roca, creando pequeñas partículas que se dispersan en el aire, y contribuyendo así a la emisión de polvo a la atmósfera.



**Figura 8.** Perforación en una mina a cielo abierto. Tomada de Epiroc (2022).

### 1.2.1.3 Voladura

La voladura en las minas de cielo abierto es una parte fundamental en el ciclo minero, en la cual se utilizan explosivos para romper la roca y el mineral, liberando así el mineral de la roca matriz (Figura 9). Esto produce una gran liberación de energía y de PM. Un explosivo comúnmente empleado en la minería es la mezcla de nitrato de amonio y fueloil (ANFO), pero también suelen utilizarse emulsiones explosivas. La clásica dinamita está en desuso. La detonación de los barrenos se realiza mediante dispositivos nonel (no eléctricos). La voladura tiene el propósito de fragmentar la roca y el mineral, lo que facilita su posterior trituración y molienda (Adushkin et al., 2020). Esta fragmentación inicial reduce el consumo de energía en los procesos posteriores de procesamiento, por lo tanto, optimizar las técnicas de voladura puede conducir a importantes ahorros de energía en esta operación minera.



**Figura 9.** Voladura en una mina a cielo abierto. Tomada de Yepes Piqueras (2013).

### 1.2.1.4 Carga y descarga

Los procesos de carga y descarga son llevados a cabo después de las voladuras. En esta etapa, las rocas rotas se extraen de la mina utilizando cargadores frontales, excavadoras o palas. Luego, se cargan en volquetes donde son llevadas a la planta

de procesamiento (Figura 10). La mayoría de las minas tienen una flota de carga y descarga que incluyen cargadores de ruedas, unidades de pala y excavadoras. Las cargadoras de ruedas tienen una capacidad que oscila entre 50 y 90 toneladas, mientras que las palas y excavadoras tienen capacidades que oscilan entre 200 y 250 toneladas (Nayak et al., 2019; Dey et al., 2020). La liberación de polvo durante estas operaciones es también sustancial, especialmente cuando el material está seco y muy fragmentado.



**Figura 10.** Cargando un volquete en una mina a cielo abierto. Tomada de istockphoto (2020).

#### **1.2.1.5 Transporte**

En la etapa de transporte, las cargas pesadas se llevan a cabo principalmente mediante volquetes con capacidades que varían desde 150 hasta 300 toneladas de material por vías no asfaltadas (Nayak et al., 2019; Dey et al., 2020) (Figura 11). El número de camiones utilizados depende del tamaño de la mina y puede oscilar entre 10 y 22 vehículos.

En cuanto al PM producido, el constante desplazamiento de los grandes volquetes por las pistas mineras produce la resuspensión de grandes cantidades de polvo acumulado en la pista, liberándose a la atmósfera para ser desplazados por el viento u otros agentes.



**Figura 11.** Un volquete cargado de material en una mina a cielo abierto. Tomada de istockphoto (2016).

#### 1.2.1.6 Trituración

En las minas a cielo abierto, el proceso de trituración es esencial para la reducción del tamaño de los materiales extraídos (Figura 12). La trituración se enfoca en reducir el tamaño de las partículas a un nivel grueso, quedando generalmente a menos de 5 mm. La eficiencia de este proceso depende de varios factores, incluyendo la eficacia de la fragmentación de la roca durante etapas anteriores como la voladura (Osanloo y Paricheh, 2020). La reducción de tamaño produce grandes cantidades de polvo, y dado el gran volumen de material que se trata, es necesario encapsular la fase de trituración para reducir la liberación de este polvo a la atmósfera.



**Figura 12.** Trituración en una mina a cielo abierto. Tomada de ecn (2023).

#### 1.2.1.7 Molienda

La molienda es el siguiente proceso tras la trituración. Se encarga de reducir aún más el tamaño de las partículas, a menudo por debajo de 0,1 mm o 100  $\mu\text{m}$  (Figura 13), produciendo polvo que es ya de tamaño muy pequeño y, por lo tanto, aún más dañino para la salud, liberándose a la atmósfera si el molino no está debidamente confinado.



**Figura 13.** Molienda en mina a cielo abierto. Fuente propia.

#### 1.2.1.8 Cribado

El cribado se refiere a un proceso de separación que se realiza mediante una superficie con aberturas. Esta superficie de cribado permite que los fragmentos de menor tamaño pasen a través de las aberturas llamadas "pasantes", mientras que retienen o rechazan aquellos fragmentos que son más grandes que las dimensiones de las aberturas llamados "rechazos" (Figura 14).

El proceso de cribado es esencial en diversas etapas de la industria minera y procesamiento de materiales para separar y clasificar los fragmentos según su tamaño y forma. Esta operación puede generar polvo debido a la fricción y a la manipulación de los fragmentos, haciendo que las partículas finas se desprendan y se dispersen en el aire a medida que pasan a través de las aberturas de la superficie de cribado, lo que puede afectar la salud ocupacional en el entorno. Por tanto, es importante implementar medidas de control del polvo en las instalaciones de cribado para minimizar su impacto ambiental.

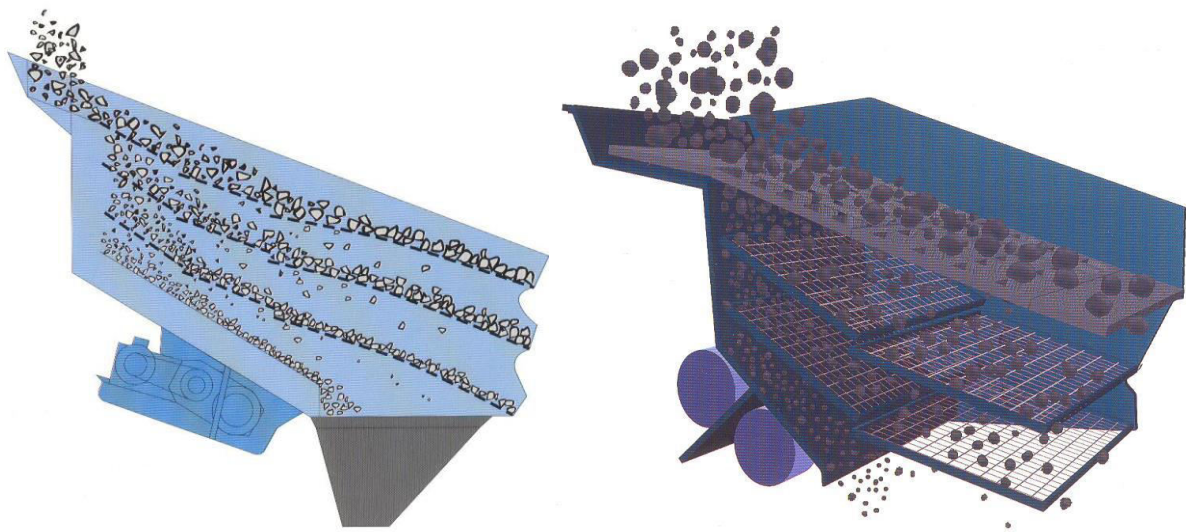


**Figura 14.** Operación de clasificación por tamaños en una criba de varias bandejas en una mina a cielo abierto. Tomada de Svedala (2023).

#### 1.2.1.9 Almacenamiento de mineral

El almacenamiento de mineral en las minas a cielo abierto es una parte crítica del proceso minero que involucra el manejo y resguardo de los materiales extraídos antes

de su procesamiento adicional (Figura 15). Tanto el almacenamiento de minerales gruesos, como el de minerales finos, pueden generar polvo y tener implicaciones en la salud ocupacional, por lo que es importante abordar adecuadamente estos aspectos (Badas et al., 2022; Dentoni et al., 2022).

Con respecto al almacenamiento de minerales gruesos, suelen ser los materiales extraídos tras la voladura y la excavación, que incluyen minerales y material estéril, cargados en volquetes para ser llevados al área de almacenamiento.

El material tras el proceso de trituración y molienda se convierte en fino y las cintas transportadoras lo llevan hasta los acopios de mineral.

Es importante destacar que, tanto en el almacenamiento de minerales gruesos como en el de minerales finos, el control del polvo es fundamental dado que se produce una liberación de PM importante en el asiento del material, y al estar expuestas a condiciones atmosféricas, como la acción del viento, puede provocar la resuspensión del polvo.



**Figura 15.** Acopio de mineral en una mina a cielo abierto, donde se aprecia la dispersión del PM por acción del viento. Fuente propia.

#### 1.2.1.10 Talleres

Los talleres en las minas desempeñan un papel esencial en el mantenimiento y la reparación de equipos y maquinaria utilizados en la operación minera. Sin embargo, estos talleres también pueden ser fuentes potenciales de generación de polvo, lo que requiere una gestión adecuada para garantizar la salud ocupacional en el entorno minero (Pervez et al., 2005) (Figura 16). Por ejemplo, los talleres de mecánica de automóviles (Siddique et al., 2013), fundición (Song et al., 2014) y rectificado mecánico (Wu et al., 2022).



**Figura 16.** Almacenamiento de mineral en una mina a cielo abierto. Tomada de istockphoto (2021).

#### 1.2.1.11 Escombreras

Las escombreras, también conocidos como depósitos de material estéril, son componentes clave en las minas a cielo abierto. Estos sitios se utilizan para el almacenamiento y disposición de los materiales estériles sólidos en superficie, es decir, aquellos que no contienen minerales de valor económico (BOE, 2009).

La exposición de las escombreras que contienen materiales con baja concentración de minerales en un yacimiento metálico puede tener efectos significativos en el medio ambiente. Esto se debe a que, con el tiempo, los metales que anteriormente estaban contenidos en los minerales del yacimiento pueden liberarse debido a diversas

transformaciones. Uno de los problemas más relevantes desde una perspectiva medioambiental, es la generación de aguas ácidas a partir de escombreras que contienen minerales sulfurosos. Este fenómeno es común tanto en la minería de metales como en la minería de carbón.

En el caso de las escombreras de explotaciones de carbón, es relativamente común que ocurra la combustión espontánea, consecuencia de la rápida oxidación (reacción exotérmica) y la baja conductividad calorífica de los materiales. Esta combinación puede provocar que la escombrera se incendie por sí sola, lo que resulta en la liberación de  $\text{SO}_2$ .

Además, en las escombreras también es posible encontrar residuos de los procesos de tratamiento de minerales. Estos residuos, a menudo conocidos como "tailings" (en inglés), están compuestos principalmente por la ganga, que son los minerales que no contienen minerales valiosos y que se separan durante el procesamiento de los minerales. Sin embargo, esta separación nunca es perfecta y, en ocasiones, pueden quedar minerales valiosos "mena" en estos residuos, aunque generalmente en concentraciones muy bajas (Soria Carreras, 2003).

Por otro lado, en las escombreras, tras todo el proceso, se puede generar polvo tanto en la descarga de los volquetes, como por la acción del viento que puede arrastrar partículas fugitivas, dado que el material se encuentra a la intemperie y el viento puede levantar partículas finas de polvo de la superficie de las escombreras hasta transportarlas a distancias considerables (Srivastava et al., 2022) (Figura 17).



**Figura 17.** Escombrera en una mina a cielo abierto. Fuente propia.

#### **1.2.1.12 Presas mineras**

Los residuos generados en los procesos de tratamiento de minerales suelen consistir principalmente en lodos manejándose de diferente manera según su contenido de humedad original. Estos lodos se almacenan en presas o balsas de lodos (Figura 18). Las presas de lodos son depósitos que están parcial o completamente por encima del nivel del terreno circundante y requieren estructuras de dique para contenerlos. Por otro lado, las balsas son depósitos que están completamente por debajo del nivel del terreno circundante y no necesitan diques para su contención (BOE, 2009).

En algunas ocasiones, dependiendo del contenido de humedad de los lodos originales, parte de ellos pueden ser desecados y dispuestos como escombreras de materiales finos. Estas presas y balsas se encuentran comúnmente en explotaciones mineras, ya sean de metales, carbón, canteras o graveras. En las balsas de graveras, se acumulan principalmente materiales finos, como limos resultantes del lavado de gravas o arenas. Estas balsas no suelen plantear problemas significativos de transferencia de contaminantes al medio ambiente, a menos que haya problemas en la contención provocando un aumento de la turbidez en los cuerpos de agua cercanos.

Los lodos o residuos del procesado de minerales se encuentran incluidos en la ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE, 2022), siendo un claro indicativo de la importancia medioambiental de este fenómeno.

Por otro lado, las presas de residuos en explotaciones de carbón suelen contener materiales finos de las rocas circundantes, como fragmentos de pizarras y cuarcitas, junto con restos de carbón de baja calidad, piritas y azufre. En el caso de las presas de explotaciones de metales, la composición de los lodos almacenados es muy variable según el yacimiento específico y los métodos de tratamiento utilizados (Soria Carreras, 2003).



**Figura 18.** Presa de lodos en una mina a cielo abierto. Fuente propia.

### **1.2.2 Características químicas y mineralógicas del polvo minero en minas metálicas**

El PM exhibe una amplia diversidad en su composición química y características naturales. La composición química de este PM está estrechamente ligada a su origen y cómo se forman, pero también, se ve influenciada por la interacción con el entorno en el que se encuentran. Por lo tanto, dependiendo de la ubicación y las condiciones ambientales, la mineralogía y la composición química de estas partículas pueden variar significativamente (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000b).

En minas metálicas a cielo abierto, se pueden destacar los siguientes estudios realizados (Sáez et al., 1996; Tornos, 2006; Chopin y Alloway, 2007; Tornos, 2006; Boente et al., 2022) para analizar la mineralogía y geoquímica del polvo en diferentes áreas de las operaciones mineras.

Los minerales predominantes en las minas metálicas a cielo abierto suelen ser sulfuros metálicos como la calcopirita, la galena, la pirita, arsenopirita, esfalerita y otros. Los contaminantes comunes incluyen partículas finas, óxidos de metales y elementos más significativos asociados con esta mineralización son el Cu, Pb, Zn y As, junto con el Ba, que pueden afectar la calidad del aire y el entorno circundante.

Según Boente et al. (2022), los resultados del análisis químico revelan que estos elementos están enriquecidos en el polvo atmosférico con concentraciones máximas en PM<sub>10</sub> notablemente altas, especialmente para As, Cu, Pb y Zn. Estos elementos se

encuentran en concentraciones significativas en las zonas de acceso principal, en la carga de residuos secos y en otras áreas específicas de la operación.

El enriquecimiento de estos elementos se debe a la exposición constante, a la deposición de partículas procedentes de la mineralización y a otras operaciones mineras. La ubicación y el tamaño de las áreas mineras también influyeron en la acumulación de metales a lo largo del tiempo, como en la pista seca hacia la balsa de lodos, donde se muestran niveles particularmente altos de Cu, Zn y Ba. Sin embargo, a pesar de los enriquecimientos observados, las concentraciones de EPT estaban por debajo de los valores de exposición límite (PEL) (Darling, 2011).

### **1.2.3 Efectos del polvo minero en la salud humana**

Las partículas finas generadas en el proceso minero tienen una alta capacidad de contaminar el aire en las áreas circundantes y pueden propagarse a distancias considerables. Esto contribuye al aumento de enfermedades respiratorias, como la bronquitis crónica y enfermedades pulmonares obstructivas. Además, se ha establecido una relación entre la exposición a partículas finas y enfermedades cardiovasculares, como infartos y síndrome coronario agudo (Bjor et al., 2008, 2010; Chu et al., 2012; Lai et al., 2018; Liu et al., 2023).

La exposición a metales pesados como el Hg, Pb, Cu, Cd, Tl, Zn y Cr, es común en zonas mineras metálicas y se ha asociado con un mayor riesgo de enfermedades cardiovasculares, daño renal y trastornos neurológicos (Niu et al., 2023). Por ejemplo, la exposición crónica al Cd afecta gravemente a los riñones, provocando disfunciones. La toxicidad de estos metales puede acumularse en el organismo causando estrés oxidativo y daño celular (Vincent et al., 2022).

Además, la minería también está relacionada con trastornos neurológicos como el Alzheimer, el Parkinson y el accidente cerebrovascular. Las partículas finas en el aire pueden influir en la expresión génica en el sistema cerebrovascular y provocar la disfunción de células cerebrales, lo que aumenta el riesgo de enfermedades neurodegenerativas debido a su capacidad de dañar neuronas y desencadenar estrés oxidativo (Ho et al., 2022; Keller et al., 2023; Tu et al., 2023).

En cuanto a las enfermedades respiratorias, las partículas generadas durante la minería, como el polvo de sílice, pueden dar lugar a la silicosis, que es un trastorno pulmonar grave (Figura 19). Estas partículas pueden depositarse en los alvéolos pulmonares, lo que puede provocar problemas respiratorios crónicos y fibrosis (Liu et al., 2023).

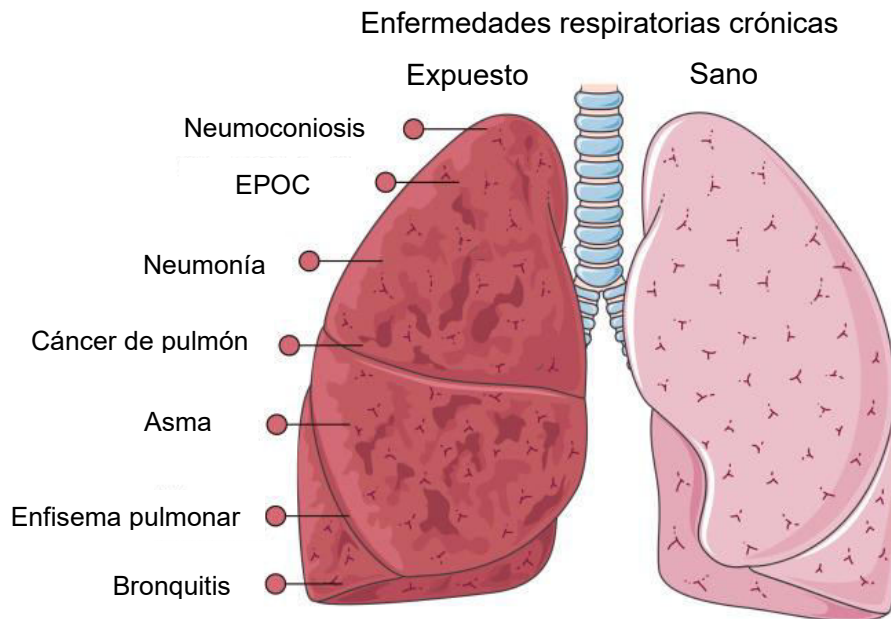


**Figura 19.** Enfermedad pulmonar. Traducción propia y tomada de da Silva-Rêgo et al., (2022).

#### 1.2.4 Impactos derivados de la exposición al polvo minero

A medida que se continúan explotando los recursos mundiales, las actividades mineras generan un aumento de la contaminación ambiental. La exposición al polvo minero puede tener grandes consecuencias para diversos agentes relacionados con la actividad minera, como pueden ser los propios trabajadores mineros y los residentes cercanos (Stewart, 2020; Boente et al., 2023; Liu et al., 2023). Además, una prolongación en el tiempo de las actividades puede afectar a los ríos cercanos (Ayiwouo et al., 2022), tierras de labranza y a la ganadería (Béjaoui et al., 2016), lo que a su vez plantea amenazas para la calidad del agua doméstica y la seguridad alimentaria.

#### 1.2.4.1 Impactos en trabajadores mineros

La contaminación por polvo minero es considerada la principal amenaza para la seguridad y la salud ocupacional en la industria minera. El polvo de la mina puede ser extremadamente perjudicial para la salud de los trabajadores mineros, aumentando su vulnerabilidad a enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Hendryx et al., 2020; Li et al., 2023). Además, el polvo generado por los estanques de lodos mineros en la superficie, también es una fuente importante de contaminación por polvo (Li et al., 2021).

Actualmente, los principales efectos de la contaminación por polvo en la salud ocupacional de los trabajadores mineros se manifiestan en diferentes aspectos (Figura 20).

En primer lugar, las *enfermedades ocupacionales*, como la neumoconiosis y la silicosis, son comunes entre los trabajadores. Estas enfermedades son causadas por la inhalación a largo plazo del polvo generado en entornos mineros. En particular, la neumoconiosis es una enfermedad pulmonar grave y potencialmente mortal, que resulta de la exposición prolongada al polvo del entorno minero (Liu y Liu, 2020).

En segundo lugar, por el *cáncer*, dado que existe una creciente evidencia de una relación entre la exposición al polvo de mina y el cáncer de pulmón, especialmente en áreas mineras. Esta relación se ha observado en diversas partes del mundo, incluyendo Japón (Minowa et al., 1988), Sudáfrica (Mzileni et al., 1999), China (Cao y Gao, 2012; Xiao et al., 2012), Italia (Ferrante et al., 2020), Taiwán (Hsu et al., 2020), y los Estados Unidos (Gohlke, 2021; Almberg et al., 2023).

Por otro lado, hay que destacar las *enfermedades respiratorias y otras derivadas*. La exposición al polvo de mina, en particular al polvo de sílice, se ha asociado con enfermedades como la pulmonar obstructiva crónica (EPOC) y otras afecciones respiratorias. Además, algunos indicios muestran que la contaminación por polvo de mina podría aumentar el riesgo de enfermedades cardiovasculares (Almberg et al., 2023), enfermedades cerebrovasculares (Tong et al., 2019), enfermedades renales (Kwon et al., 2023) y diabetes entre los trabajadores mineros (Ganesan et al., 2019).



**Figura 20.** Relación entre la contaminación por polvo minero y la salud ocupacional. Traducción propia y tomada de Yu y Zahidi, (2023).

#### 1.2.4.2 Impactos en residentes cercanos

La contaminación por polvo minero tiene un impacto significativo en la salud pública. En primer lugar, **la dispersión del polvo de mina**, especialmente en minas a cielo abierto, puede causar enfermedades respiratorias en los residentes de las áreas circundantes, como EPOC, enfisema, neumoconiosis e incluso cáncer de pulmón (Khan et al., 2021; Shekarian et al., 2023). Además, el polvo de mina puede contaminar los ríos, tierras de cultivo, agua residencial e incluso el agua potable en las zonas mineras, lo que representa una seria amenaza para la salud pública (Sekar et al., 2023) (Figura 21).

En segundo lugar, **la contaminación del agua** es debida a que el polvo de mina contiene metales pesados, y su dispersión puede provocar la contaminación de los ríos. Muchos residentes cercanos a las áreas mineras utilizan el agua de los ríos para tareas domésticas como lavar platos, ropa, etc., lo que representa una amenaza para su salud (Li et al., 2022). Los diferentes estudios indican que el polvo de mina transportado por el viento desde los depósitos de residuos mineros es una de las principales causas de contaminación de metales pesados en fuentes de agua como lagos y ríos (Pecina et al., 2023). Además, se cree que el polvo de mina contamina el

agua potable de las personas que viven cerca de las minas, de manera similar a la descarga de aguas residuales de las minas (Ayiwouo et al., 2022; Dutta et al., 2022). Varios estudios han demostrado que incluso puede causar una grave contaminación de las fuentes de agua en las áreas mineras, lo que afecta la salud de los residentes locales (Jiao et al., 2023).

Por otra parte, existe una **amenaza para la seguridad alimentaria**, debido a la acumulación de polvo de mina en cultivos y suelos agrícolas, que conlleva a la contaminación de los cultivos por los metales pesados presentes en el polvo de mina. Por ello, si se consumen inadvertidamente los cultivos contaminados, la salud de las personas puede verse afectada negativamente (Esmaeili et al., 2014; Izydorczyk et al., 2021; Pan et al., 2022; Savosko et al., 2022; Faraji et al., 2023; Rouhani et al., 2023; Xie et al., 2023).

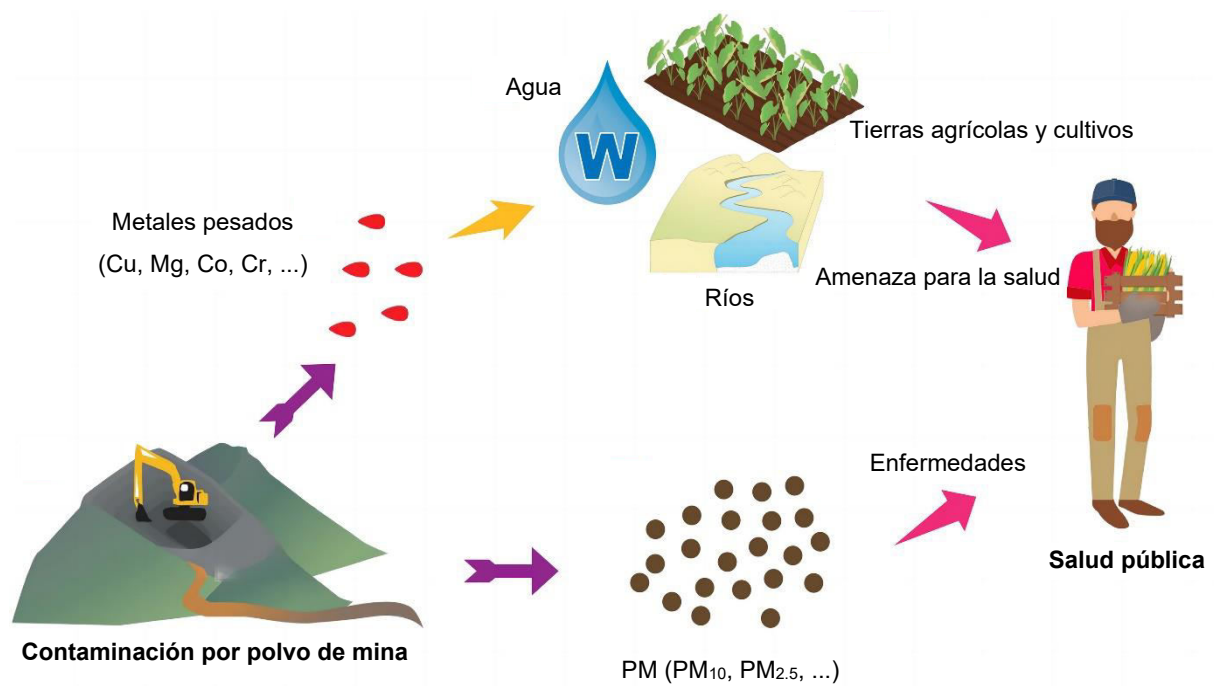


**Figura 21.** Relación entre la contaminación por polvo minero y la salud pública (contaminación del agua y amenaza a la seguridad alimentaria). Traducción propia y tomada de Yu y Zahidi, (2023).

#### 1.2.4.3 Impactos en el medio ambiente

Tal y como se ha comentado anteriormente, el polvo de las minas se genera principalmente a partir de operaciones como voladuras de los minerales, excavaciones y la dispersión de polvo en depósitos de residuos (Li et al., 2023; Wang et al., 2023; Yu y Zahidi, 2023), así como a través del polvo liberado por equipos

utilizados en las operaciones mineras (Boente et al., 2022). Estas emisiones de polvo pueden causar daños significativos en el medio ambiente, en particular la disminución de la vegetación y la contaminación del aire, que se consideran los impactos más graves desde el punto de vista ecológico y ambiental (Sairanen et al., 2020; Khussan et al., 2022; Yu y Zahidi, 2023).

Por un lado, **la reducción de la vegetación** debido a la contaminación por polvo minero tiene un efecto inhibitorio en el crecimiento de las plantas, lo que resulta en una disminución de la cobertura vegetal (Pal y Mandal, 2021; Demirarslan y Yener, 2022; Hoang et al., 2022; Mandal y Pal, 2022). Estudios anteriores han demostrado que la deposición del polvo de las minas sobre la vegetación puede afectar negativamente en procesos vitales como la fotosíntesis, la respiración y la transpiración de las plantas, lo que lleva a una disminución en la productividad de las plantas y a la manifestación de síntomas visibles de daño en la vegetación (Li y Mu, 2021; Sharma y Saxena, 2022). Además, la acumulación de polvo minero puede provocar daños físicos en la vegetación obstruyendo los estomas y reduciendo la fotosíntesis, lo que tiene graves implicaciones para el valor económico y nutricional de los cultivos (Farmer, 1993).

Por otro lado, **la contaminación atmosférica** debido a la contaminación generada por el polvo en las operaciones mineras, especialmente durante las voladuras, afecta a la calidad del aire y se manifiesta en forma de PM con la presencia de metales pesados en los aerosoles. A principios del siglo XXI se identificó que el PM era el principal contaminante del aire en las minas a cielo abierto, lo que contribuye a la degradación de la calidad del aire suponiendo una amenaza para la salud humana (Khazini et al., 2022; Kulkarni et al., 2022; Z. Wang et al., 2022). Además, la generación de PM se reconoce como uno de los impactos más graves de la minería en la calidad del aire (Z. Wang et al., 2022; Han et al., 2023). La presencia de metales pesados, como el Hg en el polvo de las minas, también puede ser transportada por el aire y los aerosoles, dando lugar a una importante contaminación atmosférica y riesgos para la salud (Yu et al., 2023). Estos problemas se han confirmado en estudios que han medido niveles significativos de metales como Zn, Pb, As, Cd y Sb en la lluvia radiactiva atmosférica de áreas mineras, planteando riesgos potenciales para la calidad del aire y la salud humana (Yu y Zahidi, 2023).

### 1.2.5 Legislación

A partir de la década de 1970, en Europa se comenzaron a establecer las primeras leyes relacionadas con cuestiones medioambientales. En 1987, la OMS publicó en Copenhague la primera edición de las pautas de calidad del aire para Europa.

A nivel nacional, en España, la Constitución Española de 1978 reconoce en su artículo 45 el derecho de todos los ciudadanos españoles a disfrutar de un entorno adecuado para el desarrollo personal y, al mismo tiempo, establece la responsabilidad de conservarlo.

La normativa sobre contaminación del aire tiene como objetivo establecer niveles considerados aceptables para proteger el medio ambiente y la salud de la población. Por lo tanto, se centra en controlar los niveles de emisiones de fuentes contaminantes y en mejorar la calidad del aire para reducir la exposición de la población.

Es importante tener en cuenta que, al redactar leyes sobre contaminación por PM, se distinguen dos tipos de contextos:

- Calidad del aire ambiente, refiriéndose al aire que respira la población en general en espacios al aire libre.
- Calidad del aire en entornos laborales industriales o similares, refiriéndose al aire que respira un trabajador durante sus periodos de exposición en el trabajo.

#### 1.2.5.1 Calidad del aire ambiente

A fecha de redacción de esta Tesis Doctoral, en noviembre de 2023, la calidad del aire en España está regulada por diversas normativas.

La Ley 34/2007, de 15 de noviembre, sobre calidad del aire y protección de la atmósfera, es la más fundamental. Esta ley establece la base legal para abordar la evaluación y la gestión de la calidad del aire. Su objetivo principal es alcanzar niveles óptimos de calidad del aire para prevenir o reducir los riesgos para la salud humana, el medio ambiente y otros bienes. Esta ley permite al gobierno definir los objetivos y los requisitos mínimos para evaluar la calidad del aire. También sirve como marco para la elaboración de planes de mejora de la calidad del aire a nivel nacional, autonómico y local (BOE, 2007).

En ella se establece que las comunidades autónomas y las entidades locales deben evaluar regularmente la calidad del aire en sus respectivas áreas, de acuerdo con la normativa vigente, los criterios específicos y los métodos establecidos por la Unión Europea. También se requiere la instalación de estaciones y redes de monitorización en áreas urbanas.

Por otro lado, el Real Decreto 102/2011 establece límites legales anuales para la calidad del aire en relación con varios contaminantes, destacando las concentraciones de partículas  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ . La media anual de  $PM_{10}$  no debe superar  $50 \mu g/m^3$  con un máximo de 35 superaciones al año; y para  $PM_{2.5}$ , la concentración anual no puede superar los  $25 \mu g/m^3$  (BOE, 2011).

En septiembre de 2020 se actualizó el Índice Nacional de Calidad del Aire (MITECO, 2019) considerando los riesgos asociados a la exposición a corto plazo de  $PM_{2.5}$ , según las directrices de la OMS.

A nivel europeo, los límites de emisión están definidos por la Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, que establece valores límite de calidad del aire para partículas atmosféricas y otros contaminantes (UE, 2008).

Sin embargo, en septiembre de 2021, la OMS propuso nuevas directrices globales con valores guía más estrictos para  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$  en beneficio de la salud humana. Estos valores son más restrictivos que los establecidos en la legislación europea actual (WHO, 2021).

En 2022, la Unión Europea propuso una nueva directiva sobre calidad del aire que busca armonizar los valores límites con las recomendaciones de la OMS y mejorar el marco legislativo, sancionador, y el apoyo a las autoridades locales para lograr un aire más limpio. Esta nueva directiva CE (2022) está prevista que entre en vigor antes del 1 de enero del 2030 y sustituirá a la Directiva 2008/50/CE. Se espera que los valores límites sean más estrictos y cercanos a las pautas de la OMS, y se fortalecerán las medidas para garantizar un aire de mejor calidad en Europa. En la Tabla 1 se pueden comparar los valores actuales europeos (UE, 2008) con respecto a la guía de la OMS del 2021 (WHO, 2021) y a la nueva directiva propuesta (CE, 2022).

**Tabla 1.** Comparativa de límites de contaminación.

| Contaminante                     | UE, 2008                               | WHO, 2021                                 | CE, 2022                               |
|----------------------------------|----------------------------------------|-------------------------------------------|----------------------------------------|
| <b>PM<sub>2.5</sub> (diario)</b> | --                                     | 15 µg/m <sup>3</sup><br>(3 o 4 veces/año) | 25 µg/m <sup>3</sup><br>(18 veces/año) |
| <b>PM<sub>2.5</sub> (anual)</b>  | 25 µg/m <sup>3</sup>                   | 5 µg/m <sup>3</sup>                       | 10 µg/m <sup>3</sup>                   |
| <b>PM<sub>10</sub> (diario)</b>  | 50 µg/m <sup>3</sup><br>(35 veces/año) | 45 µg/m <sup>3</sup><br>(3 o 4 veces/año) | 45 µg/m <sup>3</sup><br>(18 veces/año) |
| <b>PM<sub>10</sub> (anual)</b>   | 40 µg/m <sup>3</sup>                   | 15 µg/m <sup>3</sup>                      | 20 µg/m <sup>3</sup>                   |

### 1.2.5.2 Calidad del aire en ambientes laborales industriales con exposición profesional

Los límites anteriores hacen referencia a la calidad del aire en un ámbito de salud del público general, residencial, en el que se supone una exposición permanente al riesgo. En un ambiente laboral, en el que se presupone exposición de trabajadores formados a picos de PM de manera puntual o, al menos, no de manera continuada, no existe una legislación específica para la regulación de las concentraciones máximas admisibles. Por eso, en esta tesis, para situarnos del lado de la seguridad, se ha utilizado como referencia el Índice Nacional de Calidad del Aire (MITECO, 2019) (Tabla 2), pero como recomendación, dado que no existe una normativa en el ámbito laboral.

**Tabla 2.** Índice de Calidad del Aire en µg/m<sup>3</sup> teniendo en cuenta la categoría.

|                                    |          |                      |           |              |                  |                             |
|------------------------------------|----------|----------------------|-----------|--------------|------------------|-----------------------------|
| µgPM <sub>10</sub> /m <sup>3</sup> | ● 0 – 20 | ● 21 – 40            | ● 41 – 50 | ● 51 – 100   | ● 101 – 150      | ● 151 – 1200                |
| <b>Categoría del índice</b>        | Buena    | Razonablemente buena | Regular   | Desfavorable | Muy desfavorable | Extremadamente desfavorable |

Concretando en el contexto de la industria minera, se aplican regulaciones específicas para proteger la seguridad de los trabajadores. En 1985 se estableció el Reglamento General de Normas Básicas de Seguridad Minera (RGNBSM) mediante el Real Decreto 863/1985, que ha sido objeto de actualizaciones, siendo la más reciente en

2010. Este reglamento establece las normas generales de seguridad para operaciones mineras, canteras, salinas, aguas subterráneas, geotermia, excavaciones, sondeos, uso de explosivos y actividades relacionadas con la minería. Específicamente para las operaciones mineras a cielo abierto, se imponen medidas para minimizar la generación de polvo, con el objetivo de proteger la salud de los trabajadores (BOE, 1985).

En 2021 se publicó la Orden TED/723/2021 (BOE, 2021) que aprueba la Instrucción Técnica Complementaria (ITC) 02.0.02, que se refiere a la protección de los trabajadores contra riesgos relacionados con la exposición a agentes cancerígenos o mutágenos durante el trabajo. Esta instrucción incorpora la exposición al polvo respirable de sílice cristalina, generado en el proceso de trabajo, como un agente cancerígeno.

La orden establece las obligaciones de la empresa, que incluyen la evaluación de riesgos cuando se prevé la exposición al polvo respirable, y la determinación de los valores límites ambientales para la exposición diaria (VLA-ED) al polvo y para el polvo respirable de sílice cristalina, siendo  $3 \text{ mg/m}^3$  y  $0,05 \text{ mg/m}^3$ , respectivamente (BOE, 2021). Por otro lado, la ITC 02.0.02 dice que el empresario garantizará que el nivel de exposición de los trabajadores se reduzca a un valor tan bajo como técnicamente sea posible. Por otro lado, en las perforaciones quedan prohibidas las herramientas que no dispongan de inyección de agua o de aspiración con el subsiguiente filtrado del polvo aspirado. Se indica que, en los diferentes métodos de explotación de arranque mecanizado, se preste especial atención en la reducción de la producción de polvo, procurando la fragmentación mínima del material y la puesta en suspensión del polvo producido mediante riego de agua para conseguir su deposición.

Asimismo, serán de aplicación los criterios y buenas prácticas incluidos en la guía técnica del Instituto Nacional de Silicosis (INS), como es el criterio técnico 84 de “Equipamiento para toma de muestras de polvo y sílice cristalina respirables” (MITECO, 2021).

### 1.2.6 Medidas para el control y abatimiento del PM en minería

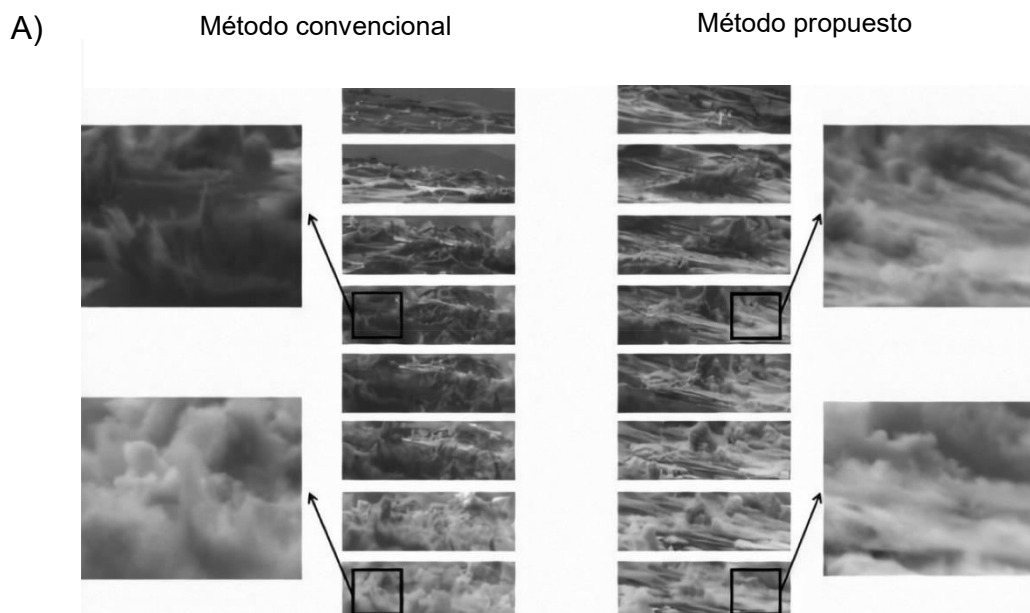
Dado que hemos visto que las minas producen grandes cantidades de polvo, y que es necesario reducir las concentraciones hasta niveles aceptables por debajo de lo establecido en las leyes y directivas, se deben tomar medidas para el control y el abatimiento de PM. Las principales medidas de mitigación se revisan a continuación.

Como es lógico, la mejor medida preventiva es la reducción de la generación del polvo en las operaciones mineras (Zeng y Jiang, 2023), pero a menudo, es difícil conseguirlo sin comprometer la producción. Tampoco es fácil cambiar de localización los depósitos de minerales para separarlos de los núcleos urbanos cercanos. Sin embargo, sí es posible tratar de minimizar el impacto de las minas sobre las poblaciones. Para ello, debe plantearse durante la etapa de planificación la búsqueda del lugar más adecuado para ubicar las plantas de tratamiento y acopios de minerales, las presas mineras y escombreras, con el fin de minimizar las emisiones de polvo procedentes de estas instalaciones una vez se encuentren en funcionamiento. Para ello, debe tenerse en cuenta las velocidades de los vientos y direcciones predominantes, y las localizaciones de las diferentes áreas habitadas.

En el contexto de las operaciones mineras en sí mismas, se aplican diversas medidas de control y prevención para mitigar la emisión de polvo al ambiente. A continuación, se realiza una revisión de algunas de estas medidas (ITGE, 1994):

**Perforación de barrenos:** las operaciones de perforación son comúnmente conocidas por causar una gran cantidad de polvo (Onder y Yigit, 2009), lo que Boente et al., (2022) confirma en su estudio, siendo una de las operaciones que genera más polvo con  $787 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ . Por ello, se utilizan equipos modernos que incorporan sistemas de captación de polvo. Estos sistemas constan de una campana de aspiración, una manguera flexible, un ciclón para separar partículas gruesas y un filtro para partículas más finas. También se emplea un ventilador para crear una depresión que facilite la captación del polvo. Esto no sólo protege a los operadores de partículas peligrosas, especialmente las de menos de  $5 \mu\text{m}$ , sino que también mejora la eficiencia de la perforación y reduce los costes de mantenimiento. Según Kumar Bandopadhyay y Kumari, (2013), en condiciones húmedas podría reducirse hasta tres veces las concentraciones.

**Voladura:** Durante las voladuras se genera contaminación atmosférica en forma de grandes nubes de polvo, tanto a través de los gases resultantes de la reacción de los explosivos, como del polvo resuspendido en el aire al desplazar y triturar la roca. Para reducir este último, se recomienda retirar el material suelto de la perforación y utilizar materiales granulares para rellenar los barrenos. Estos materiales pueden incluir tacos de arcilla. Según NIOSH, (2019), las concentraciones de las voladuras podrían reducirse aplicando estrategias de control del polvo. Además, existe un estudio de Wang et al., (2021) que propone un novedoso método para reducir eficazmente la producción de polvo durante las explosiones en minas a cielo abierto, basado en la técnica de explosiones con infusión de agua. La investigación se realizó en una mina a cielo abierto de carbón en China, donde se utilizó una cámara fotográfica de alta velocidad para registrar el proceso dinámico de generación de polvo durante las explosiones, y así analizar en niveles de grises en MATLAB y en simulación numérica en ANSYS/Fluent, logrando reducir el polvo hasta un 75%. En la Figura 22 se compara el método propuesto con respecto a una voladura convencional. Tanto en las perforaciones como en las voladuras, se aconseja tener en cuenta la velocidad y dirección del viento para la ubicación del trabajo en ese día y generar el menor impacto de resuspensión de polvo.



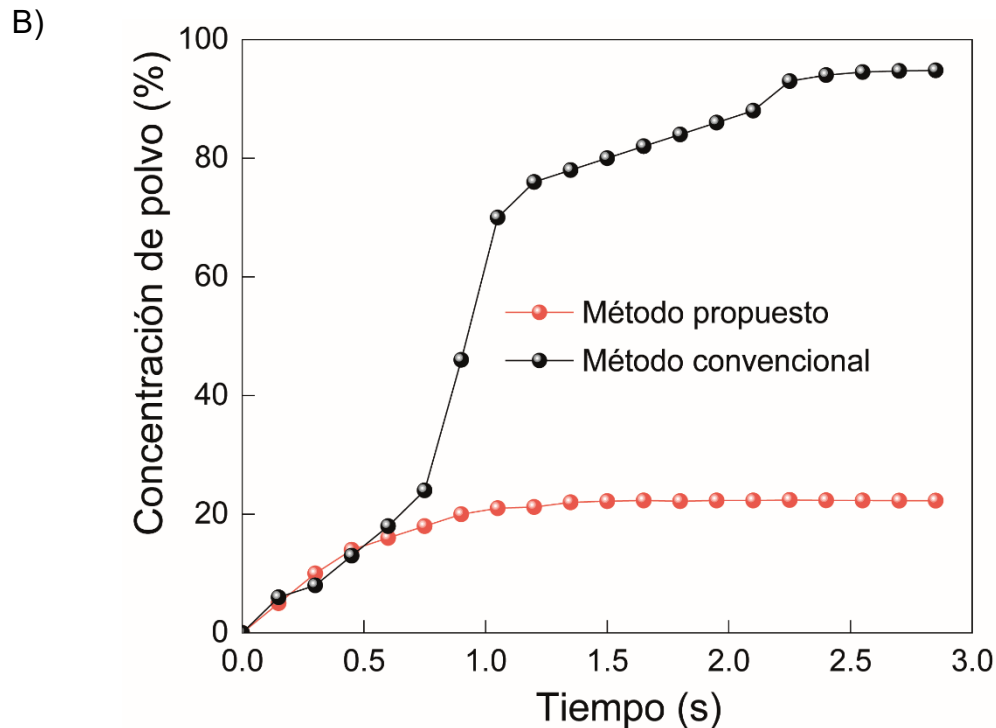


**Figura 22.** A y B. Comparación entre una voladura convencional y el método propuesto. Traducción propia y tomada de Wang et al., (2021).

**Excavación y carga:** Durante estas operaciones se produce el arranque mecánico y la carga de material estéril y mineral, generándose la producción de finos. Boente et al., (2022) afirma, que estas operaciones en seco, generan altas concentraciones de polvo ( $690 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ). Aunque la emisión del polvo en la carga depende en gran medida de la capacidad del operador de la retroexcavadora al dejar caer el material en el volquete (Gustafson et al., 2017). Para controlar el polvo se riegan regularmente las superficies de los montones de roca en las áreas de trabajo, pero con precaución para no afectar negativamente las operaciones de cribado y conminución, especialmente en materiales que contienen arcilla (Figura 23). Como se indicó anteriormente, el polvo en condiciones húmedas se puede reducir hasta 3 veces; Boente et al., (2022) lo afirma con el valor de  $244 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$  en una mina a cielo abierto de cobre.



**Figura 23.** Operación minera a cielo abierto de una retroexcavadora cargando material en un volquete en condiciones húmedas. Tomada de Atalaya (2023a).

**Transporte:** El transporte en minas es una de las principales fuentes de polvo fugitivo debido al movimiento de los volquetes a lo largo de las pistas y las rampas de las minas. Los vehículos pueden triturar los materiales de la capa superficial de las pistas, generando partículas finas. Para controlar esta fuente de polvo se emplean métodos como el riego con agua y el uso de estabilizantes químicos. El riego con agua es efectivo, aunque su frecuencia de aplicación puede ser un desafío en regiones áridas. Los estabilizantes químicos incluyen agentes humidificadores, sales higroscópicas y agentes que crean una costra superficial en las pistas. Boente et al., (2022) llevó a cabo unas investigaciones en pistas no asfaltadas en seco obteniendo unas concentraciones de  $1.587 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$  con respecto a la pista regada de  $388 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ; dichos valores se confirman en otros estudios (IPTS, 2006; Zafra-Pérez et al., 2023a). Además, se aconseja reducir la velocidad de la circulación de los vehículos para disminuir la resuspensión de PM, e implementar la revegetación en las áreas adyacentes a las pistas de transporte. También se recomienda la sustitución de los volquetes por cintas transportadoras.

**Almacenamiento de minerales:** Para controlar el polvo fugitivo en las pilas de minerales se utilizan métodos como, por ejemplo, cubrir los acopios, la instalación de barreras verticales contra el viento (Soares et al., 2021), el uso de agentes químicos que forman costras superficiales, o humedecer el material previamente a su vuelque desde la cinta al acopio. La cubrición de los acopios con domos es la opción más costosa debido a las inversiones iniciales requeridas (IPTS, 2006) (Figura 24).



**Figura 24.** Acopio con cubierta y con barreras verticales contra el viento en una mina a cielo abierto. Fuente propia.

**Puntos de transferencia y manipulación de minerales:** Para controlar el polvo en estos puntos se utilizan sistemas como barreras físicas o de presión negativa, inyección de agua con o sin espuma, captadores de polvo, ciclones, filtros y precipitadores electrostáticos.

**Escombreras y taludes expuestos al viento:** Las superficies descubiertas en las escombreras y frentes de trabajo, expuestas al viento, son una fuente importante de polvo. La erosión eólica puede mitigarse mediante la estabilización de suelos con láminas filtrantes sintéticas, también conocidas como geotextiles. Zhang et al., (2021), ha participado activamente en la restauración de la vegetación y la recuperación de tierras para tratar la contaminación minera, consiguiendo avances significativos. Yu y Zahidi, (2023), efectuaron la plantación de vegetación alrededor de los acopios,

taludes y escombreras, en una mina de cobre, evitando eficazmente la propagación del polvo; Q. Li et al., (2023) lo recomienda positivamente. Para ello, debería adoptarse una mayor densidad de plantación en la cresta y la ladera superior (Maurya et al., 2023). Zhang et al., (2021) investigó que las especies vegetales *Ammophila anenaria* y *Lantana camara*, dominaban con respecto a otras especies cultivadas en la mina de bauxita; la bauxita es una roca sedimentaria con alto contenido de aluminio.

Por otro lado, se enfatiza la importancia de la limpieza de los volquetes que transportan minerales o concentrados antes de ingresar a las carreteras públicas, instalándose estaciones de lavado y tramos de limpieza especiales cerca de los puntos de acceso a las carreteras.

Los sistemas de humectación que actúan sobre el polvo minero o sistemas de rociado, son soluciones acuosas de surfactantes (foam-sol) aplicando supresores químicos para el control del polvo, como el agua neutralizada con  $\text{CaCO}_3$  proveniente de los procesos mineros (Figura 25) o el uso de cañones para rociar una fina niebla de agua ultramicroscópica para absorber el polvo de la mina (Darling, 2011; Fang et al., 2020; Boente et al., 2022; Yu y Zahidi, 2023). O incluso creando una película de material impermeable para retener el polvo mediante cemento Portland o betún de polímeros o carbón (Darling, 2011).



**Figura 25.** Control del polvo mediante el riego con agua neutralizada con  $\text{CaCO}_3$  proveniente de los procesos mineros. Tomada de Atalaya (2023a).

La predicción de la concentración de PM en torno a la minería a cielo abierto es crucial para su control (Lu et al., 2023). Por ello, es importante monitorizar la contaminación por polvo en las zonas minera. La monitorización constante y precisa, junto con alertas en tiempo real sobre la concentración del polvo, proporciona respaldo técnico para prevenir y controlar el polvo en las minas y proteger la salud de los mineros. Todo ello puede ser posible en minas a cielo abierto, como menciona Zafra-Pérez et al., (2023a, 2023b) en sus investigaciones, con sensores de bajo coste (low-cost sensors, LCS) de PM, en vehículos (pick-up) y en drones, realizando mapeos en tiempo real de las diferentes concentraciones de las instalaciones mineras, permitiendo actuar sobre las zonas de mayores niveles de PM.

### **1.3 Sensores de bajo coste para la monitorización del PM**

Con los límites de referencia establecidos para la contaminación atmosférica, resulta esencial desarrollar metodologías tecnológicas innovadoras para la cuantificación precisa del transporte de contaminantes atmosféricos y, a su vez, incorporarlas en sistemas de prevención y control de calidad para reducir las emisiones fugitivas que afectan a las poblaciones cercanas (Lin et al., 2020; Hassan et al., 2022). En este contexto, el uso de LCS (por menos de 300 €) para la monitorización en línea de PM ha cobrado relevancia en los últimos años (Kang et al., 2022).

En contraste con las estaciones clásicas de calidad del aire en emplazamientos fijos, que no sólo son inmóviles, sino también costosas de adquirir, operar y mantener (Brauer et al., 2019; Clements et al., 2022) (Tabla 3), los LCS debidamente calibrados pueden realizar mediciones casi en tiempo real con una alta resolución espacial y temporal (Snyder et al., 2013). Por lo tanto, los LCS pueden ofrecer resultados prometedores para identificar las tendencias espaciales en la distribución de PM en el aire (Jovašević-Stojanović et al., 2015; Giordano et al., 2021; Zafra-Pérez et al., 2023b).

No obstante, existen importantes preocupaciones con respecto a su precisión y calibración (Morawska et al., 2018). Dado que la calibración de estos LCS se realizó en un entorno controlado por el fabricante, su calibración no es precisa una vez que se colocan en un entorno real. Por lo tanto, es necesario recalibrarlos para

proporcionar resultados precisos. Hasta el momento, la calibración de los sensores de PM de bajo coste ha sido ampliamente investigado por muchos científicos (Ghamari et al., 2022).

**Tabla 3.** Comparativa entre equipo de referencia y LCS. Fuente propia.

| Consideraciones                               | Equipo de referencia                                                                 | LCS                                                                                                            |
|-----------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Coste                                         | 15.000 – 40.000 €                                                                    | 100 – 5.000 €                                                                                                  |
| Peso                                          | 20 kg aprox.                                                                         | 150 – 800 g aprox.                                                                                             |
| Formación del personal para su funcionamiento | Personal técnico altamente capacitado                                                | Poca formación                                                                                                 |
| Gastos de funcionamiento                      | Caro - necesidad de personal técnico, mantenimiento, reparación, garantía de calidad | Menos caro - necesidad de sustitución o reparación de dispositivos, transmisión de datos, gestión de datos     |
| Ubicación                                     | Fija (se necesita edificio/remolque)                                                 | Fija o móvil (con protección a la intemperie)                                                                  |
| Calidad de los datos                          | Calidad conocida y constante en diversas condiciones                                 | Desconocida y puede variar de un sensor a otro en diferentes condiciones meteorológicas y entornos ambientales |
| Vida útil                                     | 10 años o más (calibrado y mantenimiento periódico)                                  | Corta (depende del entorno y de las condiciones meteorológicas)                                                |
| Resolución temporal                           | Offline, no proporciona datos en tiempo real                                         | Online, proporciona datos en tiempo real (segundos o minutos)                                                  |
| Utilizado para control reglamentario          | Sí                                                                                   | No                                                                                                             |

El sensor de PM para determinar la concentración de aerosoles atmosféricos usa el método de la medida indirecta de la concentración en masa basada en la dispersión de la luz (teoría de Mie); se considera el método que posee un coste económico aceptable. Dicho fenómeno se produce cuando la luz viaja de un material con un cierto índice de refracción (como el aire) a un material con un índice de refracción diferente (como las partículas de polvo). Los contadores ópticos de partículas (OPC) emplean espejos y lentes para recoger la luz dispersa y enfocarla en un fotodetector. El detector convierte la luz dispersada en señales eléctricas o pulsos; cada pulso se correlaciona con una partícula y el instrumento convierte estos pulsos en datos numéricos de tamaños de partículas (H. Zhang et al., 2021) (Figura 26).



**Figura 26.** Esquema de sensor de PM. Traducción propia y tomada de Honeywell (2023).

La teoría de Gustav Mie fue desarrollada a principios del siglo XX; es la solución completa de las ecuaciones de Maxwell para la dispersión de las ondas electromagnéticas en las partículas esféricas. Puede utilizarse para analizar las distribuciones de intensidad características, incluso para partículas muy pequeñas que, contrariamente a la teoría de Fraunhofer, no se limitan a ángulos de dispersión inferiores a  $90^\circ$ , sino que también se producen para ángulos de dispersión superiores a  $90^\circ$ . A fin de utilizar la distribución de intensidad determinada para calcular el tamaño de las partículas, es necesario conocer el índice de refracción y el índice de absorción del material de muestra para la teoría de Mie, en contraposición a la teoría de Fraunhofer (Mie, 2011).

Hay disponibles un gran número de sensores de PM en el mercado. La mayoría de ellos informan de los datos en unidades de microgramo por metro cúbico ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), pero algunos siguen informando del recuento de OPC. La conversión entre el número de partículas y la concentración de masa no es sencilla. Los sensores de PM han progresado en los últimos 10 años y los más modernos muestran una mejor linealidad con las mediciones de referencia. Las partículas menores de  $0,5 \mu\text{m}$  no suelen detectarse porque son demasiado pequeñas para la sensibilidad del sensor óptico. La mayoría de los sensores de  $\text{PM}_{2.5}$  tienen tiempos de respuesta de un minuto o segundos, pero requieren exhaustivas calibraciones para hacer que las concentraciones sean más parecidas a las de referencia (Feenstra et al., 2019; Jayaratne et al., 2020). Los sensores de PM pueden alterar el valor de las mediciones por encima o por debajo de las concentraciones reales; además, se puede observar

efectos de saturación que se dan cuando dichos sensores son incapaces de cuantificar las elevadas concentraciones; esto varía según el modelo de sensor y la tecnología usada. La mayoría de los sensores de PM<sub>10</sub> sobrevaloran las concentraciones deseadas, a menudo como resultado de los escasos flujos de aire y de la escasa aspiración, lo cual dificulta que los sensores de PM tomen muestras de partículas gruesas (Qin et al., 2020; Tagle et al., 2020).

Por ejemplo, recientemente se han utilizado LCS para la monitorización en línea de PM y la cartografía de la calidad del aire en ciudades al acoplarlos a vehículos (Wu et al., 2020), en minas a cielo abierto mediante vehículo pick-up y drones (Zafra-Pérez et al., 2023a, 2023b) o en bosques para evaluar el daño causado a los árboles por incendios forestales (Price y Forehead, 2021).

Uno de los factores más problemáticos está relacionado con la humedad relativa (HR), debido a la absorción de agua por parte de las partículas higroscópicas, lo que provoca un aumento de tamaño, especialmente con humedades relativas superiores al 80-85% (Crilley et al., 2018). Este efecto de la HR ha sido objeto de estudio en los últimos años, y se han propuesto diferentes métodos para su corrección (Jayaratne et al., 2018). Sin embargo, corregir la absorción de agua requiere tener en cuenta la composición de las partículas en tiempo real, lo cual representa un gran desafío para la detección de PM.

Se ha observado que la temperatura no produce ningún efecto sustancial en la precisión de los LCS (Zou et al., 2021), pero otros estudios demuestran que mejora muy levemente la precisión de las medidas si se tiene en cuenta la variable de temperatura en la ecuación de calibración (Barkjohn et al., 2021). Algunos LCS llevan incorporados calentadores resistivos para alterar dicha flotabilidad inducida térmicamente, pero tampoco se obtienen evidencias de ello.

La mayoría de los LCS constan de una fuente de alimentación, componentes para detectar contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos, además de electrónica para transmitir datos (por ejemplo, a través de WiFi) y un microprocesador para controlar los dispositivos. Algunos sensores de calidad del aire pueden incluir una batería, una pantalla de visualización y un sistema de posicionamiento global (GPS) para determinar la ubicación. Los LCS que transmiten datos pueden conectarse a servidores en la nube que los almacenan, procesan y proporcionan acceso a ellos.

Además, los datos pueden mostrarse en mapas o gráficos (Figura 27). Estos elementos lo hacen idóneo para trabajar tanto en el exterior (a la intemperie) como en el interior de algún edificio; pero también para posicionarlo en una ubicación fija, al igual que un equipo reglamentario de calidad del aire, o para transportarlo de forma móvil para medir la calidad del aire conforme se transita por la calle o para adaptarlo en cualquier tipo de vehículo.

La novedad de los LCS móviles es que permiten proporcionar información sobre las concentraciones de PM en cualquier lugar, siendo muy útiles como sistemas de alerta ante las emisiones de polvo en sitios donde se pueda producir PM potencialmente tóxico y se requiera una monitorización permanente. Por ello, estos LCS son imprescindibles en minería para poder localizar los focos de PM, a veces incluso conteniendo altas concentraciones de EPT (Patra et al., 2016; Noble et al., 2017; Gautam et al., 2018; Roy et al., 2019; Amoah et al., 2022). En definitiva, del análisis realizado se concluye que la monitorización de PM es muy importante para proteger la salud de los trabajadores y de las personas que residen en áreas circundantes, por los motivos ambientales y de salud anteriormente expuestos (Johnson et al., 2019; Mpanza et al., 2022).



**Figura 27.** Componentes de un LCS. Traducción propia y tomada de Clements et al., (2022).

Por otro lado, decir también que estos equipos incluyen una plataforma online, desde la cual se pueden visualizar y descargar los datos de forma remota. En los LCS

comerciales las plataformas permiten el acceso público (web abierta, donde todas las personas pueden ver y descargar los datos) o privado (web de pago para poder visualizar y descargar los datos). Sin embargo, si los LCS no son comerciales, es decir, proceden de un diseño personalizado, los datos son propios, estableciéndose una plataforma exclusiva de visualización y de descarga de datos en remoto. Este hecho evita depender de terceras personas o de servicios ajenos que puedan suponer un coste económico a posteriori de la compra del LCS para tener acceso a los datos medidos por el sensor. En la Tabla 4 se observa una comparativa de algunos de los LCS de PM en dispositivos comerciales y el diseño LCS personalizado propuesto en esta tesis.

Según Cacciuttolo et al., (2023), la búsqueda sobre la monitorización de LCS en la minería se puede ver en un mapa de co-ocurrencia de palabras claves, considerando la escala de tiempo. El mapa resultante muestra grupos representados en verde, azul y amarillo, como se muestra en la Figura 28.

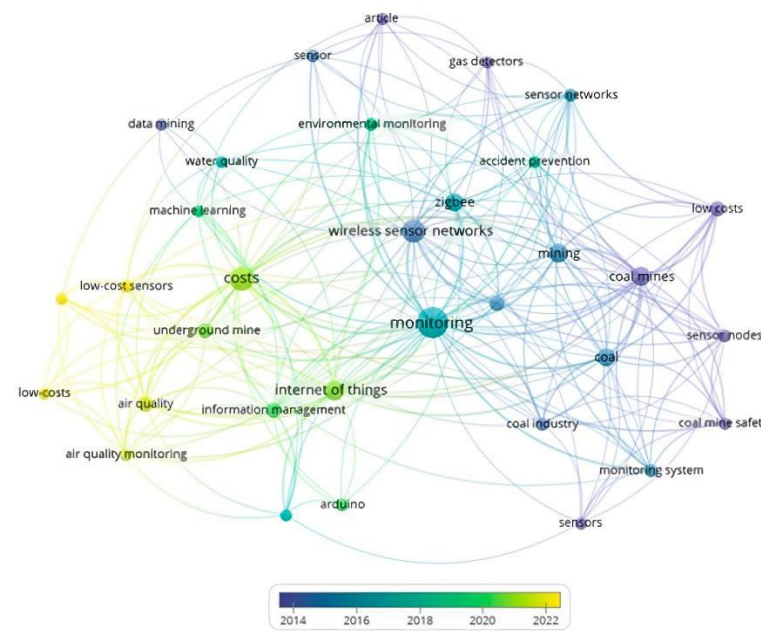


**Figura 28.** Esquema de sensor de PM. Tomada de Cacciuttolo et al., (2023).

Entre las palabras más antiguas es posible encontrar minas de carbón, sensores y seguridad en minas de carbón, mientras que, en las palabras más recientes, destacan LCS y calidad del aire. La Tabla 5 muestra la identificación e interpretación de los grupos, las palabras clave y los años promedio de las diferentes publicaciones.

**Tabla 4.** LCS de PM en dispositivos comerciales y diseño LCS personalizado propuesto en esta tesis. Fuente propia.

| Dispositivo LCS              | Sensor de PM |            |                                                            |                                     |                            | Conectividad                | Alimentación / Autonomía      | Pantalla integrada | Plataforma Online - Datos | Precio |
|------------------------------|--------------|------------|------------------------------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|--------------------|---------------------------|--------|
|                              | Modelo       | Fabricante | Precisión (PM <sub>2.5</sub> : 0 ~1000 µg/m <sup>3</sup> ) | Tamaño de partícula Detectadas (µm) | Tiempo medio de uso (años) |                             |                               |                    |                           |        |
| <b>AirVisual Pro</b>         | PM2010       | Cubic      | ±10 µg/m <sup>3</sup>                                      | 0.3 µm                              | 2.5                        | WiFi 2.4GHz                 | 4 horas (batería) y/o cable   | Sí                 | De pago                   | 299 €  |
| <b>AirVisual Outdoor</b>     | --           | --         | ±10 µg/m <sup>3</sup>                                      | 0.3 µm                              | 3                          | WiFi 2.4GHz / Ethernet / 4G | Cable                         | No                 | De pago                   | 299 €  |
| <b>PurpleAir PA-II</b>       | PMS5003      | Plantower  | ±10 µg/m <sup>3</sup>                                      | 0.3 µm                              | 3                          | WiFi 2.4GHz                 | Cable                         | No                 | Públicos                  | 260 €  |
| <b>Clarity Node-S</b>        | PMS6003      | Plantower  | ±10 µg/m <sup>3</sup>                                      | 0.3 µm                              | 3                          | 4G                          | Panel solar (batería) o cable | No                 | De pago                   | 500 €  |
| <b>Kunak AIR Pro</b>         | OPC-N3       | Alphasense | ±18 µg/m <sup>3</sup>                                      | 0.35 µm                             | 2                          | - 4G<br>- Ethernet          | Panel solar (batería) o cable | No                 | De pago                   | -      |
| <b>AirBeam2 (Artículo 2)</b> | PMS7003      | Plantower  | ±10 µg/m <sup>3</sup>                                      | 0.3 µm                              | 3                          | Bluetooth                   | 10 horas (batería) y/o cable  | No                 | Públicos                  | 249 €  |
| <b>AirBeam3 (Artículo 3)</b> | PMS7003      | Plantower  | ±10 µg/m <sup>3</sup>                                      | 0.3 µm                              | 3                          | Bluetooth<br>4G             | 17 horas (batería) y/o cable  | No                 | Públicos                  | 249 €  |
| <b>(Artículo 4)</b>          | HPM Series   | Honeywell  | ±15 µg/m <sup>3</sup>                                      | ~ 0 µm                              | 10                         | WiFi / LoRa                 | Panel solar (batería) o cable | No                 | Propios                   | 120 €  |

**Tabla 5.** Agrupación de palabras con evolución de la escala temporal "LCS-monitorización-investigación minera". Traducción propia y tomada de Cacciuttolo et al., (2023).

| Identificación de los grupos | Palabras clave                                                                                                     | Año promedio de publicación | Interpretación de los grupos                                                                           |
|------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Clúster "Azul"</b>        | Redes inalámbricas de sensores, sensores, seguridad en minas de carbón, sistema de monitorización, bajo coste (LC) | 2010-2014                   | Monitorización de la seguridad de las minas de carbón con redes de sensores inalámbricos de bajo coste |
| <b>Clúster "verde"</b>       | Monitorización, Zigbee, monitorización ambiental, calidad del agua, prevención de accidentes                       | 2014-2018                   | Monitorización ambiental con tecnología Zigbee                                                         |
| <b>Grupo "amarillo"</b>      | Internet de las Cosas (IoT), Arduino, monitorización de la calidad del aire, LCS                                   | 2018-2022                   | Uso de sensores de bajo coste para monitorear la calidad del aire con IoT                              |

Considerando la interpretación de los grupos en la Tabla 5, se pueden encontrar hallazgos de que la evolución a lo largo del tiempo de la aplicación de LCS tiende a comenzar con cuestiones ambientales, pasando por la evolución hacia la seguridad y finalmente en el desarrollo de IoT.

Los sensores de PM para minería, según las diferentes publicaciones, usan tarjetas electrónicas basadas en microcontroladores y/o microprocesadores, entre las cuales destacan principalmente soluciones de bajo coste como Arduino (plataforma de prototipado electrónica basada en un microcontrolador) y Raspberry Pi (computadora de placa única basada en un microprocesador). La gama de microcontroladores elegidos para fabricar LCS de diseño propio es amplia, siendo algunas opciones empleadas las siguientes: MPS430, PIC16F877A, PIC18F4620, ATmega2560, ESP8266 y más recientemente, el ESP32. No siempre los investigadores especifican el tipo de microprocesador usado en los sistemas de monitorización (Bruno et al., 2020; Cacciuttolo et al., 2023).

Otra cuestión a tener en cuenta en un LCS es la tecnología empleada para la comunicación de los datos. Las soluciones cableadas convencionales están siendo reemplazadas por la expansión en los últimos años de las redes de sensores inalámbricos (WSN, wireless sensor network) y el IoT a nuevas aplicaciones, debido principalmente a la oferta de nuevos sensores inteligentes y al desarrollo de protocolos de comunicación. Además, las soluciones

inalámbricas proporcionan numerosos beneficios en términos de costes reducidos por la falta de cableado, escalabilidad del sistema, diversas topologías de red, así como menores costes de puesta en servicio y de mantenimiento del sistema una vez desplegado. En este sentido, en cuanto al tipo de transmisión inalámbrica de datos implantado en la conectividad de los LCS para la monitorización de las actividades mineras, destacan principalmente los siguientes (Mois et al., 2017; Choudhury et al., 2018; Xia et al., 2020; Wall et al., 2021):

- 1) *Zigbee*: Al estar basado en el estándar IEEE 802.15.4, que ofrece bajos costos y baja potencia a reducidas velocidades de datos, ZigBee se utiliza ampliamente en una amplia gama de aplicaciones de monitorización y control. Sus soluciones proporcionan diseños eficientes en energía, pero no pueden cumplir con estrictos requisitos de latencia, además de requerir hardware adicional para empaquetar datos y transmitirlos a Internet.
- 2) *Bluetooth*: es una tecnología inalámbrica de corto alcance basada en el estándar IEEE 802.15.1. Presenta una solución de muy bajo coste, que utiliza microchips transceptores en cada dispositivo. Al tener un alcance corto, Bluetooth requiere poca energía y, dado que ya existe en muchos dispositivos, es muy fácil acceder a él para el control inalámbrico.
- 3) *WiFi*: es una tecnología popular basada en el conjunto de estándares IEEE 802.11 que ofrece un mayor rendimiento en comparación con IEEE 802.15.4, con el inconveniente de un mayor consumo de energía. Los sensores basados en este tipo de módulos aprovechan la infraestructura existente, tienen compatibilidad nativa con la red IP y pueden utilizar protocolos como UDP y HTTP, eliminando la necesidad de aplicaciones que encapsulan los datos para transmitirlos a Internet. (Jeyakkannan y Nagaraj, 2014).

Estas tres tecnologías se encuadran dentro de la primera generación de tecnologías que implantaron redes de área personal inalámbricas de baja tasa de datos (LR-WPAN). Posteriormente se han desarrollado otras tecnologías inalámbricas de bajo consumo energético y amplio rango de cobertura (LPWAN) como Sigfox, LoRa/LoRaWAN, NB-IoT y LTE-M, utilizando las bandas sub-1GHz. Las tecnologías LPWAN amplían la cobertura con un bajo consumo de

energía, optimizando el esquema de modulación y simplificando la topología de la red. En esta tesis se ha propuesto un diseño propio donde se han considerado dispositivos IoT que utilizan la tecnología LoRaWAN. El protocolo de comunicación LoRaWAN se basa en la tecnología LoRa, que fue una de las primeras tecnologías de largo alcance comercialmente disponible y la más utilizada. Proporciona servicio de red y permite que los dispositivos transfieran datos de forma inalámbrica a largas distancias a puertas de enlace (gateways) remotas. El estándar LoRaWAN se basa en una topología de red en estrella, con un solo salto permitido en la comunicación entre una puerta de enlace y un dispositivo LoRa. Los dispositivos LoRa pueden transmitir datos a distancias de hasta 15 km en un área abierta, según algunos experimentos, un alcance que es suficiente para la mayoría de las aplicaciones actuales de IoT de largo alcance. Entre las tecnologías LPWAN, LoRa, SigFox y LTE se han usado en menor medida en minería. Otras tecnologías de conectividad también empleadas en este sector son Xbee, 2G, conexión satélite, infrarrojo, Li-Fi, así como fibra óptica, Ethernet, USB y telemetría (Azari et al., 2020; Jabbar et al., 2022; Cacciuttolo et al., 2023; Hidalgo-Fort et al., 2023).

## **CAPÍTULO 2: OBJETIVOS**

---



## Objetivos generales y específicos de la Tesis Doctoral

El objetivo general de esta tesis doctoral es **implementar una nueva metodología para el control y la monitorización de la calidad del aire en explotaciones mineras a cielo abierto mediante el uso de sensores electrónicos de bajo coste**. Esto permitirá estudiar y controlar el grado de contribución de estas explotaciones a la contaminación atmosférica global de los núcleos urbanos limítrofes que se encuentran circundantes a las minas. En ese sentido, el Distrito Minero de Riotinto se utiliza como “laboratorio al aire libre” para desarrollar esta nueva necesidad tan demandada por la sociedad actual.

Para alcanzar el objetivo principal descrito, se plantean los siguientes objetivos específicos:

**Objetivo 1: Evaluación del impacto de una explotación minera en poblaciones cercanas.** Para ello, se estudia el impacto y contribución de la contaminación atmosférica de una explotación a cielo abierto tanto desde el punto de vista físico como químico. Se requieren muestreos intensivos utilizando equipos de referencia durante todo un año. Mediante el análisis de contribución de fuentes se debe determinar qué parte del PM tiene origen minero. Por lo tanto, en los siguientes objetivos de la tesis doctoral, se propone la utilización de sensores de bajo coste para el control y monitorización de aerosoles atmosféricos en las actividades mineras generadoras de emisiones de polvo. Este objetivo se corresponde con el Artículo 1 aportado en esta memoria.

**Objetivo 2: Implementación de metodologías para el control de la calidad del aire en mina mediante el uso de sensores comerciales de bajo coste.**

*Sensores en el interior de mina:* Utilización de sensores comerciales de bajo coste que, una vez calibrados, se deben ubicar dentro de unidades móviles que se desplacen por el interior de la mina de Riotinto para conocer la distribución de partículas.

- *En superficie, con vehículos:* Instalación de los sensores en vehículos todoterrenos pick-up, para desarrollar una metodología que permita determinar la evolución del PM minero en superficie a lo largo de un año,

realizando muestreos por la explotación minera, identificándose así las zonas de la mina y sus actividades diarias que generan mayores concentraciones de PM. Este objetivo se corresponde con el Artículo 2 de la Tesis Doctoral.

- *En aire, con drones:* Instalación de los sensores en UAV para crear una metodología de la monitorización del PM en aire. El objetivo es alcanzar una visión más profunda de la distribución espacial de los aerosoles atmosféricos liberados durante las operaciones mineras, pudiendo evaluar el grado de dilución del PM<sub>10</sub> con la altura y la distancia. Esto permite determinar las actividades mineras que son más peligrosas para las poblaciones cercanas mediante muestreos aéreos por la explotación minera y en recorridos mina-pueblos. Este objetivo se corresponde con el Artículo 3 de la tesis doctoral.

**Objetivo 3: Diseño, desarrollo y despliegue de un dispositivo de sensado propio empleando tecnología inalámbrica de largo alcance.**

El conocimiento adquirido en el objetivo 2 con el manejo de los dispositivos de sensado comerciales, permite abordar el diseño de una red de sensores inalámbrica que proporcione facilidades en la toma de datos, en el acceso y disponibilidad de los mismos, así como en la toma de decisiones por parte del usuario para mitigar excesivos niveles de generación de material particulado.

- *Hardware de la red inalámbrica:* de los nodos de sensorización junto con su calibración para la medida de los niveles de PM, y de otras variables de interés; del nodo coordinador que centraliza la recogida de datos. Aplicación de estrategias hardware de bajo consumo y sistemas de alimentación que doten al nodo de alta autonomía.
- *Software y plataforma de monitorización:* programación para la adquisición de datos, su envío de forma remota, y estrategias software de bajo consumo (modo *sleep*). Creación de una base de datos en un servidor, así como el desarrollo de un software de visualización de datos como herramienta de toma de decisiones en tiempo real cuando niveles no saludables son excedidos.

Este objetivo se corresponde con el Artículo 4 de la tesis doctoral.

## **CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA**

---



### 3.1 Área de estudio

El área de estudio de esta tesis doctoral se centra en Riotinto (Huelva), una de las minas de cobre a cielo abierto más importantes de Europa, con una extensión aproximada de 20 km<sup>2</sup>. Esta mina, ubicada en la zona Surportuguesa (ZSP) de la Península Ibérica, dentro de la Faja Pirítica Ibérica (FPI), es conocida por albergar una de las mayores concentraciones de sulfuros masivos polimetálicos en el mundo, principalmente pirita (FeS<sub>2</sub>), calcopirita (CuFeS<sub>2</sub>), arsenopirita (FeAsS), galena (PbS), y esfalerita (ZnS) (Sánchez de la Campa et al., 2020).

La historia de esta mina se remonta a 1873 cuando comenzó su explotación bajo la compañía *Rio Tinto Company Limited*. A lo largo de los años, varias empresas británicas y españolas lideraron su explotación. En 2001 la mina cerró debido a la baja rentabilidad provocada por los bajos precios de los minerales. Sin embargo, en 2015, la empresa *Atalaya Mining* reactivó las operaciones mineras debido al incremento del precio de la tonelada de cobre, incorporando innovaciones tecnológicas y enfoques de seguridad y sostenibilidad ambiental acordes a los estándares ambientales actuales. En 2021, Atalaya Mining estableció un récord histórico en la producción de Cu, con más de 56.000 toneladas. Por otro lado, en 2023 las leyes medias explotadas del mineral rondan el 0,38%. Una ley aparentemente baja, pero que, gracias a las innovaciones tecnológicas de los últimos años relacionadas con el procesamiento de mineral, permiten la rentabilidad de la mina. Así, para finales del año 2023, Atalaya Mining fija como objetivo procesar una cifra de 15,8 millones de toneladas (Atalaya, 2023b).

En cuanto a la climatología, un factor importante en la dispersión del material particulado atmosférico, las condiciones de la zona destacan por niveles bajos de precipitación y un clima seco, con una temperatura media anual de 24°C y una humedad relativa del 58%, lo que favorece la resuspensión de polvo durante los periodos de fuertes vientos (Müller, 2023).

En la cercanía de la mina se encuentran tres pueblos: La Dehesa, Minas de Riotinto y Nerva, con distancias de 0,2, 1,5 y 1,4 km, respectivamente, en los cuales, habitan aproximadamente un total de 9.000 residentes.

### 3.2 Sensores de bajo coste

La adquisición de datos se realizó mediante el uso de dos modelos de LCS: el AirBeam2 y el AirBeam3. Son dispositivos diseñados por Michael Heimbinder (Habitatmap, 2023), una empresa tecnológica sin ánimo de lucro que crea soluciones de visualización de datos y monitorización ambiental. Ambos dispositivos son de código abierto y programables en Arduino.

A través de Bluetooth, el LCS se puede conectar a un smartphone (con sistema operativo Android o iOS) mediante la aplicación AirCasting. Al final de cada sesión móvil, los datos recopilados se envían a una plataforma de código abierto y gratuita llamada Crowdmap, donde se combina con coordenadas geográficas obtenidas mediante GPS para generar mapas de calor que indican las concentraciones más altas y más bajas de PM. En la Tabla 6 se incluyen las características técnicas de ambos dispositivos AirBeam2 y AirBeam3.

**Tabla 6.** Especificaciones técnicas del AirBeam2 y el AirBeam3. Fuente propia.

| Especificaciones                                             | AirBeam2                           | AirBeam3                           |
|--------------------------------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Dimensiones                                                  | 9.8 x 13.2 x 2 cm                  | 9.5 x 11 x 2.7 cm                  |
| Peso                                                         | 140 g                              | 170 g                              |
| Batería                                                      | Li recargable 2000 mAh 3.7V        | PKCell, ICR18650 3350mAh 3.7V      |
| Autonomía de la batería                                      | hasta 10 horas                     | hasta 17 horas                     |
| Microcontrolador                                             | Teensy++                           | Espressif, ESP32-WROOM-32D         |
| Microcontrolador de comunicación                             | Espressif ESP8266-ESP-12S, 2.4 GHz |                                    |
| Sistemas de comunicación                                     | Bluetooth, WiFi y 2G               | Bluetooth, WiFi, 4G, GPS y microSD |
| T (°C) de trabajo                                            | -10 a 60                           | -10 a 60                           |
| <b>Sensores</b>                                              |                                    |                                    |
| PM (PM <sub>10</sub> ; PM <sub>2.5</sub> ; PM <sub>1</sub> ) | Plantower PMS7003 0.3 a 10 µm      | Plantower PMS7003 0.3 a 10 µm      |
| Temperatura                                                  | Microchip MCP9700T-E/TT            | Texas Instruments, HDC1080DMBR     |
| Humedad relativa                                             | Honeywell HIH-5030-001             | Texas Instruments, HDC1080DMBR     |
| <b>Características</b>                                       |                                    |                                    |
| Selección de unidad                                          | Métrico (°C) e imperial (°F)       | Métrico (°C) e imperial (°F)       |
| Idioma                                                       | Inglés/Castellano                  | Inglés/Castellano                  |
| Accesorios                                                   | Cable tipo C                       | Cable tipo C                       |

Además, se ha usado y desarrollado un diseño propio de una red de sensores inalámbricos (WSN) escalable basada en LoRa, con una configuración robusta y de bajo consumo. Dicha red consta de un nodo coordinador, y de los nodos de sensado que integran los dispositivos de medida de PM. Los datos adquiridos se almacenan en un servidor local, permitiendo su posterior procesamiento y visualización. Para ello, el nodo coordinador debe tener acceso a Internet, ya sea mediante red cableada o WiFi.

Los nodos disponen de un sensor de PM, concretamente el modelo HPMA115c0-004 del fabricante Honeywell, un sensor de temperatura y humedad relativa, el HIH8130 de Honeywell, además de GPS y un módulo RN2483 de Microchip para implementar la transferencia de datos inalámbrica a una frecuencia de 868 MHz, que es la frecuencia de LoRa permitida en Europa; todo ello gobernado por el microcontrolador ATmega2560. El sistema incorpora estrategias tanto a nivel de hardware como de firmware para reducir el consumo de potencia. Así, se incluyen varios interruptores activos (transistores mosfets) activados desde el microcontrolador cuya función es desconectar los módulos o componentes que no se estén usando en determinados periodos de tiempo, como por ejemplo el GPS. Por otro lado, al nivel de firmware los nodos pasan a un estado de modo *sleep* cuando no están tomando datos.

La aplicación y toda la programación a alto nivel del dispositivo se ha realizado en Python; por ello, para la visualización a través del servicio web se utilizó la biblioteca Python dash. Por otro lado, el almacenamiento de los datos de los sensores se realizó en el servidor, implantando una base de datos My Structured Query Language (MySQL).

### 3.2.1 Calibración

Los LCS disponibles contienen un sensor de PM que es calibrado originalmente por el fabricante. Dichas calibraciones se basan en un aerosol estándar del desierto de Arizona (EEUU) (ISO, 2016), cuyas propiedades físicas y condiciones climáticas, son muy diferentes del área objeto de estudio en esta tesis, es decir, de la mina de Riotinto. Por esta razón, algunos autores han resaltado la importancia de llevar a cabo una calibración adecuada antes de su

uso, utilizando equipos reglamentarios en el mismo entorno de exposición de los LCS (Giordano et al., 2021) (Figura 29). Los equipos de referencia utilizados en esta tesis se encuentran en la estación del Campus El Carmen (Universidad de Huelva), situado en Huelva capital, catalogada como una estación de tipo “urbano industrial”. Su latitud es  $37^{\circ} 16' 17,4''$  N y su longitud es  $5^{\circ} 55' 29,1''$  W.



**Figura 29.** Estación meteorológica con los equipos de referencia y LCS. Fuente propia.

La calibración se hizo teniendo en cuenta los protocolos oficiales establecidos por Europa (EC Working Group, 2010) y de la EPA (EPA, 2022), y los resultados se validaron mediante métodos de regresión recomendados por Badura et al. (2019).

Para la calibración, se tiene en cuenta:

- **Periodo:** Tiempo a considerar.
- **N:** Número de datos a utilizar.
- **Para el LCS y el equipo de referencia se consideran los siguientes parámetros:**

- **PM<sub>10</sub>**: La concentración media de PM<sub>10</sub> (en µg/m<sup>3</sup>) para el periodo considerado de análisis.
- **PM<sub>2.5</sub>**: La concentración media de PM<sub>2.5</sub> (en µg/m<sup>3</sup>) para el periodo considerado de análisis.
- **NS**: Es el número de días con promedios diarios, superiores al límite diario establecido por la Directiva (UE, 2008) (PM<sub>10</sub>>50 µg/m<sup>3</sup>) y (PM<sub>2.5</sub>>25 µg/m<sup>3</sup>); en nuestro caso sírvase como un indicador para la salud laboral de los trabajadores y no como un medio sancionador.
- **Ecuación de regresión**: Es elaborada a partir de las medidas del LCS y del equipo de referencia ( $y = a \cdot x + b$ ; donde **y** son los valores obtenidos con el LCS y **x** los obtenidos con el equipo de referencia), y el coeficiente de correlación (**R<sup>2</sup>**).
- **Ecuación de regresión en el origen**: Es elaborada a partir de las medidas del LCS y el equipo de referencia ( $y = a \cdot x$ ; donde **y** son los valores obtenidos con el LCS y **x** los obtenidos con el equipo de referencia), y el coeficiente de correlación (**R<sup>2</sup>**).
- **Factor**: El factor de correlación se obtiene a partir de la ratio entre los valores medios de concentración obtenidos con el equipo de referencia y el LCS.

### 3.3 Muestreo

El muestreo se ha realizado en distintos emplazamientos. Por un lado, en las tres poblaciones cercanas a la mina y, por otro lado, dentro de las instalaciones mineras, con la instrumentación necesaria para la medida de PM.

Cabe destacar que se han hecho dos tipos de muestreo de PM claramente diferenciados:

El primero, en las tres poblaciones cercanas (Nerva, Minas de Riotinto y La Dehesa), con equipos offline de medición, en estático, en estaciones de control de la calidad del aire oficiales de la Junta de Andalucía. Éstos están formados

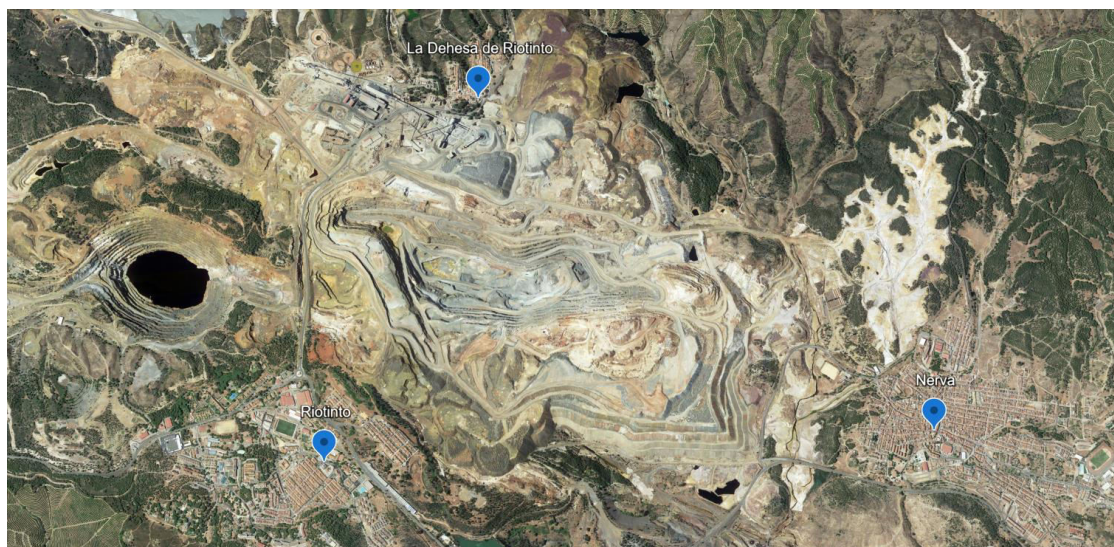
por captadores de alto volumen de PM, debidamente reglados y calibrados, siguiendo protocolos y estándares oficiales UNE-EN 12341 (EU, 2015), para la correcta medición del PM. El PM se recoge en filtros que se analizaron en el laboratorio para conocer su masa exacta y su composición química, y para evaluar así el impacto de la mina en las poblaciones.

El segundo, y una vez analizado el impacto de la mina en las poblaciones cercanas, fue realizado en las propias instalaciones mineras, con los LCS anteriormente descritos en la sección 3.2, que constituyen el principal trabajo y la mayor innovación de esta Tesis Doctoral. Para este tipo de muestreo en empresas que pueden liberar partículas fugitivas al aire, no existe una regulación oficial a seguir, al ser una tecnología que se encuentra en desarrollo. Por lo tanto, los LCS para la medición de partículas en la atmósfera ayudarán a llenar el vacío de información que existe en las actividades que generan emisiones de polvo.

### **3.3.1 Muestreo de PM<sub>10</sub> en poblaciones cercanas a la mina con equipos offline**

En la presente tesis doctoral se utilizaron las estaciones de muestreo de la Red de Calidad del Aire de Atalaya Mining situadas en Nerva, Riotinto y en La Dehesa de Riotinto (Figura 30). Cada una de ellas dispone de un captador de alto volumen del fabricante MCV (CAVF-PM1025) y cabezal PM<sub>10</sub>. El captador es un sistema de captación de aerosoles que opera a un caudal de aspiración de 30m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup> mediante una bomba; gracias a las toberas del cabezal, se depositan las partículas del tamaño deseado sobre un filtro de fibra de cuarzo de alta pureza del fabricante Munktell. El muestreo y los análisis químicos fueron idénticos en las tres estaciones y se llevaron a cabo siguiendo el método normalizado UNE-EN 12341 (EU, 2015). Los muestreos son de 24 horas cada cuatro días y realizados desde enero hasta diciembre de 2021. Se han recopilado un total de 248 filtros de las tres estaciones de muestreo: 86 en Minas de Riotinto, 78 en Nerva y 84 en La Dehesa. Los filtros se llevan al laboratorio y se secan en una habitación a una temperatura de 20 ± 1 °C y una humedad relativa de 50 ± 5%, 24 horas antes de su pesaje. La masa de PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) retenida en los filtros se determina usando una balanza (Sartorius LA-130-F), que tiene una

sensibilidad de 0.1 mg, haciendo pesados tres veces durante tres días consecutivos.



**RIOTINTO**



**NERVA**



**LA DEHESA**



**Figura 30.** Localización de las estaciones de muestreo en Riotinto, Nerva y La Dehesa de Riotinto. Fuente propia.

La metodología empleada para determinar la composición química del  $PM_{10}$  involucró varias técnicas basadas en el trabajo previo de Querol et al. (2002), que fue realizado por el personal técnico del laboratorio del propio grupo de investigación. Para ello, se utilizó una digestión ácida de la mitad de cada filtro con una solución de  $HNO_3$ ,  $HF$  y  $HClO_4$  para analizar tanto los elementos principales como los traza. Los análisis se realizaron mediante las técnicas Espectroscopía de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-

OES), para la determinación de elementos mayoritarios; y Espectrometría de Masa con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS) para el análisis de elementos traza. Para controlar la calidad, se validó con un análisis de referencia certificado NIST-1663c utilizando cenizas volantes. Los límites de detección (LoD) obtenidos oscilaron según el elemento, desde 0.01 a 11 ng/m<sup>3</sup> para ICP-MS y de 1,5 ng/m<sup>3</sup> a 1,85 µg/m<sup>3</sup> para ICP-OES.

Por otra parte, un cuarto de cada filtro se sometió a un proceso de lixiviación con agua purificada (grado Milli-Q) para la determinación de los iones solubles en agua (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), que se analizaron posteriormente por cromatografía iónica (IC; Methrom 883 Basic IC Plus). Además, se utilizó una porción de 1.5 cm<sup>2</sup> de cada filtro para analizar OC y EC mediante un analizador OC-EC según el protocolo EUSAAR-2 (Cavalli et al., 2010).

Por otro lado, para determinar la contribución de fuentes a la composición química del PM<sub>10</sub>, se empleó el modelo de factorización de la matriz positiva (PMF), versión 5.0 (Norris y Duvall, 2014), en las tres estaciones de muestreo. El PMF es una herramienta analítica de optimización por mínimos cuadrados con un modelo de ajuste que está basado en el balance de materia, desarrollada por Paatero y Tapper (1994) y explicada en detalle en Paatero (1997).

Finalmente, se llevó a cabo una evaluación del riesgo para la salud considerando la exposición a elementos traza potencialmente tóxicos en el aire ambiente (EPA, 2009b). Se calcularon los riesgos de cáncer y no cancerígenos mediante factores de riesgo unitario de inhalación y la comparación con valores de referencia para inhalación.

### **3.3.2 Muestreo en mina con estaciones móviles en tiempo real (online)**

En la tesis doctoral se han empleado estaciones móviles para la vigilancia y monitorización de las concentraciones de PM. Para ello, se han creado dos escenarios de estaciones móviles: una a nivel de superficie mediante el uso de vehículos mineros (pick-up), y otro escenario en altura mediante vehículos aéreos no tripulados (UAV). A ambos se les ha instalado el dispositivo AirBeam2

o AirBeam3 y se ha procedido a la medición del PM en tiempo real con coordenadas geográficas.

#### **3.3.2.1 En superficie mediante vehículo**

En el primer escenario, a nivel del suelo mediante vehículos pick-up, la campaña de muestreo con los LCS se llevó a cabo durante tres años: desde enero de 2019 hasta diciembre de 2021. En 2019 se realizaron 69 muestreos, uno por semana y dos adicionales en verano, al ser más seco que el invierno. En 2020 se hicieron dos muestreos cada semana, totalizando 110 muestreos en total. En 2021, la frecuencia aumentó a tres por semana, llegando a 155 muestreos. En total, se recopilaron 334 muestreos durante los tres años. No se realizaron muestreos los días de lluvia para mantener la integridad de los resultados. Hay que tener en cuenta que la lluvia modifica ostensiblemente los resultados al deprimir al suelo el PM suspendido en la atmósfera.

Cada muestreo corresponde con un recorrido dentro de las instalaciones mineras con el LCS incorporado en un pick-up, ubicado en la ventanilla trasera, asegurando que las partículas suspendidas durante el desplazamiento del vehículo no lleguen al sensor de PM. La velocidad del pick-up se mantenía siempre por debajo de los 30 km/h, el límite máximo de velocidad permitido en las instalaciones de la mina. Tras cada muestreo, los LCS se guardaban en una caja dentro de las oficinas mineras, evitando el deterioro del equipo.

La ruta recorrida en cada muestreo era de una hora dentro de la mina, pasando por las principales vías mineras, plantas de procesamiento de minerales, escombreras y acopios de materiales gruesos y finos. Durante el recorrido, se iban encontrando diferentes operaciones generadoras de polvo, como son el tráfico de maquinaria minera, perforación y carga y descarga de minerales, etc.

#### **3.3.2.2 En el aire mediante drones**

En el segundo escenario, en altura mediante UAV, se utilizó un cuadricóptero del fabricante DJI (Phantom 4) para acoplar el sensor de PM calibrado. Este cuadricóptero tiene cuatro hélices de dos palas, acopladas a un motor eléctrico

2312S de 800 kV para ganar altura y maniobrabilidad. Su alcance de transmisión es de 3,5 km, más que suficiente para cubrir la distancia de muestreo esperada ( $< 1$  km). El peso del equipo es de 1.380 g, con una duración de batería de hasta 28 minutos sin carga. Al sumarle los 170 g de peso del LCS que se acoplaba al UAV, se degradaba la autonomía y la duración del vuelo hasta 16 minutos. El cuadricóptero está equipado con una cámara digital de 12,4 megapíxeles y un sistema de posicionamiento dual mediante GPS y GLONASS. Esto permitía vuelos más estables y constantes, además de poder adquirir fotografías aéreas de la zona muestreada.

El acoplamiento del sensor de PM en el cuadricóptero se realizaba en el tren de aterrizaje, evitando que las hélices afectaran en las medidas del LCS (Villa et al., 2016). Para ello, se realizó una prueba aerodinámica para garantizar que las mediciones no fueran afectadas por las hélices, utilizando el software ANSYS (ANSYS Inc, 2009) para calcular la aerodinámica del UAV. Para ello, se importó en la aplicación (ANSYS Design Modeler) el modelo 3D del UAV y mediante el software ANSYS Fluent se resolvió la aerodinámica del modelo. Se tuvo en cuenta el modelo de turbulencia k- $\epsilon$  RNG con una función de pared estándar. Las condiciones de contorno coinciden con las de Avanzini et al., (2020).

Se realizaron un total de 13 vuelos en siete áreas de la mina a diferentes alturas, cubriendo las operaciones mineras más importantes y las poblaciones más cercanas.

Cada vuelo consistió en una serie de trayectos horizontales equidistantes a una altitud programada, utilizando para ello el software DJI Pilot con el sistema operativo Android. Todos los vuelos se realizaron bajo los mismos protocolos, teniendo en cuenta las condiciones meteorológicas para el vuelo, es decir, con ausencia de lluvia y viento bajo, menos de 15 m/s. Y realizando las operaciones según la normativa de la Agencia Estatal de Seguridad Aérea de España (AESA, 2019).

Posteriormente, se recopilan los datos de PM<sub>10</sub> que se habían realizado durante los vuelos, con las coordenadas tridimensionales (x, y, z) a través del sistema GPS. Por otro lado, se empleó el software ESRI ArcScene (versión 10.8, ESRI, 2022) para crear representaciones en 3D de estos datos, combinándolos con un

Modelo Digital del Terreno (MDT). Además, las fotografías aéreas capturadas por el UAV se procesaron utilizando el software Pix4Dreact (versión 1.4.2., Pix4Dreact, 2022) para generar un ortomosaico en 2D completo de la zona muestreada. Además, la combinación del PM<sub>10</sub>, MDT, ortomosaico y datos meteorológicos de viento, permitieron comprender la distribución de PM<sub>10</sub> en cada situación y área de los vuelos realizados.

### 3.4 Datos meteorológicos y masas de aire

Para la evaluación e interpretación de los resultados obtenidos, son necesarios datos meteorológicos que ayuden a explicar la dispersión de los contaminantes atmosféricos. Estos son, principalmente, la velocidad y dirección del viento, que tienen un impacto muy importante sobre la dispersión de las partículas de polvo.

Dichos datos horarios de velocidad y dirección del viento se obtuvieron de la plataforma MeteoBlue (Müller, 2023). Es un servicio que recopila datos meteorológicos de diferentes modelos (ERA5, NEMS12, NEMS4, NEMSGLOBAL, entre otros), desde series que abarcan desde 1984 hasta la actualidad, a través del paquete premium History+, al que se accedió por medio de una suscripción durante el tiempo de estudio. La estación meteorológica seleccionada de dicho paquete fue Nerva (37.696°N 6.550°W, 336 msnm), que es, entre las disponibles, la más cercana al complejo minero Riotinto (3 km).

Por otro lado, para conocer la procedencia regional de las masas de aire que afectaban en el distrito minero de Riotinto, concretamente los picos de máximas concentraciones de PM<sub>10</sub>, se utilizó el modelo HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Intergrated Trajectory) (Draxler y Rolph, 2010) de NOAA (Stein et al., 2015). Estos picos coincidían con dos intrusiones del norte de África, que contribuyeron en el aumento de PM<sub>10</sub> en los muestreos.

### 3.5 Tratamiento de datos

Estos datos de campo son cargados en primer lugar desde un archivo .txt almacenado en el procesador del dispositivo, a una hoja de cálculo Excel

(versión 2309, Microsoft, 2023). En dicha hoja, se realizó un acondicionamiento de los diferentes datos para ser tratados a posteriori por OpenAir, facilitando al programa la lectura de los datos y evitando posibles errores en el programa estadístico. Todos los datos, ya tratados, junto con los descritos anteriormente de velocidad y dirección del viento, se cargan en el paquete estadístico OpenAir (Carslaw, 2021) para la creación de gráficos de visualización de resultados relativos a la distribución de contaminantes.

OpenAir se construyó utilizando el entorno de desarrollo integrado de RStudio (RStudio Team, 2020). Este software ofrece una serie de scripts en *R* que permiten generar representaciones gráficas de series temporales de datos meteorológicos, lo que es de gran ayuda para interpretar los resultados del estudio. En esta tesis doctoral se utilizaron los siguientes comandos de OpenAir para obtener diversos gráficos: para calcular las tendencias suavizadas no paramétricas (función "smoothTrend"), variación diaria, por día de la semana y mensual (función "timeVariation"), variación en forma de gráfico de rosa de contaminación (función "pollutionRose"), gráficos de dispersión (función "scatterPlot") y el tradicional gráfico de rosa de los vientos (función "windRose").

Además, se utilizó el software SPSS (versión 22.0, SPSS, 2021) para estudiar la relación entre las variables, mediante un análisis de componentes principales (PCA), y utilizando la rotación de Varimax, de acuerdo a las recomendaciones seguidas por otros estudios geoquímicos (Reimann y de Caritat, 2005).

## **CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

---



En este capítulo se presentan los resultados que se han obtenido de esta investigación a través de tres publicaciones científicas en revistas internacionales, y una cuarta enviada a revista, correspondiéndose con los objetivos planteados. Cada publicación consta de su introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias. Se disponen en orden creciente de factor de impacto. A continuación, se realiza un breve resumen de los principales hallazgos y conclusiones de los mismos. En la Tabla 7 se muestra un informe con el factor de impacto de las mismas según la herramienta JCR Clarivate.

**Tabla 7.** Relación de artículos publicados durante la tesis doctoral y métricas de las revistas científicas en las que han sido publicadas.

|            |                                        |                                                                                                                                           |
|------------|----------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Artículo 1 | <b>Título</b>                          | Source apportionment of potentially toxic PM <sub>10</sub> near a vast metallic ore mine and health risk assessment for residents exposed |
|            | <b>Autores</b>                         | Boente, C., <u>Zafra-Pérez, A.</u> , Fernández-Caliani, J.C., Sánchez de la Campa, A., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D.                |
|            | <b>Revista</b><br><b>Clasificación</b> | Atmospheric Environment, factor de impacto 5.0<br>Q1, 21/94, Categoría: Meteorología y ciencias atmosféricas                              |
| Artículo 2 | <b>Título</b>                          | A novel application of mobile low-cost sensors for atmospheric particulate matter monitoring in open-pit mines                            |
|            | <b>Autores</b>                         | <u>Zafra-Pérez, A.</u> , Boente, C., de la Campa, A.S., Gómez-Galán, J.A., de la Rosa, J.D.                                               |
|            | <b>Revista</b><br><b>Clasificación</b> | Environmental Technology & Innovation, factor de impacto 7.1<br>Q1, 45/275, Categoría: Ciencias ambientales                               |
| Artículo 3 | <b>Título</b>                          | Aerial monitoring of atmospheric particulate matter produced by open-pit mining using low-cost airborne sensors                           |
|            | <b>Autores</b>                         | <u>Zafra-Pérez, A.</u> , Boente, C., García-Díaz, M., Gómez-Galán, J.A., de la Campa, A.S., de la Rosa, J.D.                              |
|            | <b>Revista</b><br><b>Clasificación</b> | Science of The Total Environment, factor de impacto 9.8<br>Q1, 26/275, Categoría: Ciencias ambientales                                    |

## 4.1 Artículo 1

### **Source apportionment of potentially toxic PM<sub>10</sub> near a vast metallic ore mine and health risk assessment for residents exposed**

Este primer trabajo de investigación se centró en evaluar el impacto de la actividad minera a cielo abierto, que históricamente ha liberado grandes cantidades de PM en la atmósfera debido a los procedimientos requeridos para procesar minerales. En particular, los minerales polimetálicos son perjudiciales para el medio ambiente, ya que pueden estar enriquecidos de EPT, lo que puede causar efectos adversos en los seres humanos y los ecosistemas debido a su toxicidad. El objetivo fue evaluar el impacto en la salud de las minas a cielo abierto en las poblaciones cercanas.

Para lograrlo, se llevó a cabo una extensa campaña de muestreo de PM<sub>10</sub> durante todo el año 2021, utilizando un total de 248 filtros colocados en tres pueblos cercanos al distrito de Riotinto. Se analizaron un total de 58 elementos, tanto principales como traza, además de OC/EC, cationes y aniones. Las concentraciones promedio de PM<sub>10</sub> fueron altas durante la primavera (47  $\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ) y el verano (56  $\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ) en la población más cercana a la mina, superando los valores límite anuales y diarios. Sin embargo, fueron más bajas en los otros dos pueblos cercanos.

Por otro lado, se utilizó una técnica de PMF para evaluar el origen de este PM, lo que reveló que el impacto de la mina disminuye considerablemente a larga distancia, con contribuciones que oscilaron entre el 36% en la población más cercana de la mina y el 8% en la población más lejos de ella. Por ello, se crean los siguientes estudios: dentro de la mina con los LCS en vehículos pick-up y UAV, para la monitorización y control del polvo minero generado en las operaciones.

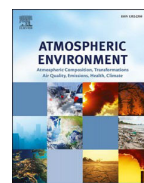
Además, la evaluación de riesgos desveló que los carcinógenos estaban dentro de los límites de exposición permisibles, incluso en el pueblo más cercano, lo que indica una preocupación menor desde una perspectiva toxicológica para los habitantes.



Contents lists available at ScienceDirect

Atmospheric Environment

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/atmosenv](http://www.elsevier.com/locate/atmosenv)



## Source apportionment of potentially toxic PM<sub>10</sub> near a vast metallic ore mine and health risk assessment for residents exposed

Carlos Boente<sup>a,b</sup>, Adrián Zafra-Pérez<sup>a,\*</sup>, Juan Carlos Fernández-Caliani<sup>a,c</sup>,  
Ana Sánchez de la Campa<sup>a,c</sup>, Daniel Sánchez-Rodas<sup>a,d</sup>, Jesús D. de la Rosa<sup>a,c</sup>

<sup>a</sup> CIQSO-Center for Research in Sustainable Chemistry, Associate Unit CSIC-University of Huelva "Atmospheric Pollution", Campus El Carmen s/n, 21071, Huelva, Spain

<sup>b</sup> Department of Mining, Mechanic, Energetic and Construction Engineering, ETSI, University of Huelva, Huelva, 21071, Spain

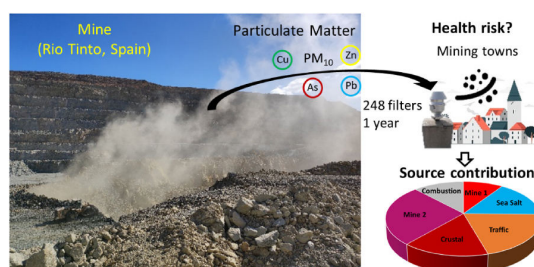
<sup>c</sup> Department of Earth Sciences, Faculty of Experimental Sciences, University of Huelva, Huelva, 21071, Spain

<sup>d</sup> Department of Chemistry, Faculty of Experimental Sciences, University of Huelva, Huelva, 21071, Spain

### HIGHLIGHTS

- Metallic mines are a source of PM<sub>10</sub> in potentially toxic elements.
- PM<sub>10</sub> was collected in three villages around the Rio Tinto mine during one year.
- The village closest to the mine presented the highest PM<sub>10</sub> and PTE concentrations.
- PMF analysis revealed two mining sources presenting high contributions.
- Inhalation exposure to PM<sub>10</sub> in nearby residents is at a safe level.

### GRAPHICAL ABSTRACT



### ARTICLE INFO

**Keywords:**  
Source contribution  
Health risk assessment  
PM<sub>10</sub>  
Mining  
Atmospheric pollution

### ABSTRACT

Mining is an economic activity that traditionally releases large amounts of particulate matter into the atmosphere because of the procedures required to process the mineral. In particular, polymetallic ores are environmentally harmful as they can enrich potentially toxic elements, which may cause adverse effects to humans and ecosystems due to their toxicity. The aim was to assess the impact on health of this type of mining on nearby populations. Accordingly, it was conducted an extensive PM<sub>10</sub> sampling campaign during the entirety of 2021 through a total of 248 filters placed in three villages close to the Rio Tinto district (Southwest Spain), which is one of the largest Cu mines in the world. A total of 58 major and trace elements were analysed, along with organic carbon/elemental carbon, cations, and anions. The mean PM<sub>10</sub> concentrations were high during spring (47 µgPM<sub>10</sub>·m<sup>-3</sup>) and summer (56 µgPM<sub>10</sub>·m<sup>-3</sup>) in the population closest to the mine, wherein values surpassed the annual and daily limit values, but were lower in the other two villages. Moreover, high enrichment of As (annual maximum mean of 6.2 ng·m<sup>-3</sup>), Cu (70 ng·m<sup>-3</sup>), Pb (19 ng·m<sup>-3</sup>), and Zn (50 ng·m<sup>-3</sup>) was observed in all locations. A positive matrix factorization (PMF) was primarily used to assess the origins of this particulate matter, revealing that the impact of the mine reduced considerably over a long distance, with contributions ranging from 36% at the mine's outskirts to 8% further away from it, which coincides with the features of the mine during the abandonment phase (2001–2015). Despite this, the risk assessment revealed that the

\* Corresponding author. CIQSO-Center for Research in Sustainable Chemistry, Associate Unit CSIC-University of Huelva "Atmospheric Pollution", Campus El Carmen s/n 21071, Huelva, Spain.

E-mail address: [adrian.zafrap@dfaie.uhu.es](mailto:adrian.zafrap@dfaie.uhu.es) (A. Zafra-Pérez).

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119696>

Received 17 January 2023; Received in revised form 23 February 2023; Accepted 28 February 2023

Available online 5 March 2023

1352-2310/© 2023 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

carcinogens were within the permissible exposure limits even in the closest village, indicating a minor concern for the inhabitants from a toxicological perspective.

## 1. Introduction

Monitoring of potentially toxic elements (PTEs) and their risk assessment in environmental compartments is a topic that has garnered special attention at global, regional, and local scales. The ability of PTEs to persist and bioaccumulate in biota is a threat to ecosystems and human health, and their anomalous concentrations in soils (e.g. Kabata-Pendias, 2010) and waters (Blais et al., 2008) has been widely described. Regarding atmospheric pollution, the risk of PTEs is particularly relevant as constituents of inhalable atmospheric particulate matter (PM<sub>10</sub>), which can easily be suspended in air and travel long distances, thereby affecting many people (Ramírez et al., 2020). The common risks of prolonged exposure to non-toxic PM include respiratory ailments (Moreno et al., 2019; Can-Terzi et al., 2021), cardiovascular mortality (Brook et al., 2010), and adverse effects on newborns (Peled, 2011). Additionally, the toxic features of PTEs are bound to PM<sub>10</sub>, although the contribution of PTEs to the total mass of PM is less than 1% (Massimi et al., 2022). Moreover, PTEs are among the main determinants of biological responses when an organism is exposed to PM<sub>10</sub> (Van Den Heuvel et al., 2016), and they may pose a carcinogenic risk (IARC, 2014) and boost the occurrence of cardiorespiratory disorders (Nie et al., 2018; Cakmak et al., 2014; Wild et al., 2009). Thus, understanding PTEs and their sources in PM<sub>10</sub> are important to preserve human health and ecosystems.

The presence of PTEs in the atmosphere is mainly attributed to industrial activities (mineral extraction, ore processing and smelting, or fossil fuel combustion), traffic emissions, and natural sources, such as windblown dust and volcanic activity (Boente et al., 2020; Ermolin et al., 2018; Ruggieri et al., 2012). These complex scenarios with PM<sub>10</sub>-bound trace elements from multiple pollution sources require mathematical methodologies that can differentiate the contribution of each source to the total atmospheric pollution (Millán-Martínez et al., 2021; Conca et al., 2019; Men et al., 2018; Cabello et al., 2016). Regardless of the source, some researchers have found a strong correlation between high pollutant concentrations and the economic development level of society (Li et al., 2013). Accordingly, the population factor was considered in several studies dealing with human health risk assessment of PTEs in PM in highly populated cities worldwide (Naraki et al., 2021; Men et al., 2020; Caggiano et al., 2019).

However, these are not the only areas requiring further study. For example, regions with open-pit mining are also an interesting target of study as mining activity attracts the population and has traditionally been linked to atmospheric pollution (Stewart, 2020; Csavina et al., 2012). Open-pit mining can produce a large amount of PM during drilling, waste and ore loading, hauling, and pit dumping (Boente et al., 2022; Huertas et al., 2012). Human health risks associated with PTEs derived from mining activities have been extensively reviewed in the literature, especially in metallic mines, where diseases such as cancer are more frequent (da Silva-Rêgo et al., 2022; Patra et al., 2016; Utembe et al., 2015). However, risk assessment and source contribution studies in metalliferous mining regions are scarce (Ulniković and Kurilić, 2020; Tubis et al., 2020).

This study investigates one of the most prolific open-pit metallic mines in Europe, namely, the Rio Tinto mine (southwest Spain). Mineral particles removed by wind from abandoned mine waste have been a persistent source of air pollution in this historic mining district. They comprise a variety of metal-bearing minerals, with the most common being pyrite and its oxidation products, namely, iron oxyhydroxides and jarosite (Fernández-Caliani et al., 2013). The reopening of the open-pit mine in 2015 raised concerns regarding air quality and related health risks from exposure to dust particles generated during mining activities.

The lack of reliable information on the harmful health effects of air pollutants on people living close to mines indicates the need for a quantitative risk assessment of respirable particulate matter. In recent years, several studies have attempted to assess the potential health risks that may result from the inhalation of soil particles in the Rio Tinto mine and other mine sites in the Iberian Pyrite Belt (Gabari and Fernández-Caliani, 2017; Fernández-Caliani et al., 2019; Parviainen et al., 2022). The approach outlined by these authors was based on indirect estimates of exposure using simplified modelling methods for predicting the contaminant concentrations at points of exposure, such as the ASTM-RBCA box model (Connor et al., 2007). However, this simplification can lead to an overestimation of the outdoor air concentration by a factor of 10 (Verginelli et al., 2017). Here, we used direct measurements of PM<sub>10</sub> concentrations and chemical composition at or as close as possible to the point of exposure. Thus, our point-of-contact approach can significantly refine site-specific health risk assessments by providing a more accurate evaluation of exposure point concentrations.

The purpose of this study was to analyse the PM<sub>10</sub> source contribution to distinguish natural and anthropogenic emissions from the mine and quantify the site-specific health risks associated with PTE exposure through the inhalation of PM<sub>10</sub> by people living around the mining area. The results of this assessment can assist mining companies in making informed decisions about the effects of mining on the ambient air quality and health of nearby residents during mining operations.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study area

The Rio Tinto mine (Fig. 1) is located in the Spanish sector of the Iberian Pyrite Belt and constitutes one of the largest volcanogenic massive sulphide (VMS) deposits in the world, with more than 500 Mt of VMS resources and approximately 2 Gt of low-grade stockwork mineralisation, including zones of economic interest averaging 0.41% of Cu, which are currently being exploited at the Cerro Colorado open pit (Atalaya Mining, 2022). The VMS orebody mainly comprises pyrite with minor amounts of chalcopyrite, sphalerite, galena, and traces of arsenopyrite and grey copper ores (De Mello et al., 2022).

The mineral wealth of the district garnered strong attraction even before the Roman era. Copper was believed to first be recovered from the ores in the third millennium BC and silver was known to be mined in the late Bronze Age (Salkield, 1987). Modern mining began in the middle of the 19th century with the arrival of the Rio Tinto Company, and the mine extensively extracted copper and pyrite from 1873 to 2001; it was closed thereafter due to profitability issues. Nevertheless, the use of new technologies to reducing costs and the rise in copper prices enabled the reopening of the mine in 2015, and it is currently fully operational (Sánchez de la Campa et al., 2020).

The large size of the mining area, occupying a surface area of approximately 20 km<sup>2</sup>, and the low grade of the ore body being mined involves extensive earthmoving. Moreover, this region is characterised by a dry climate and low precipitation with annual mean temperature and humidity of 24 °C and 58% (Müller, 2022), respectively, as well as a mountainous landscape that enhances the presence of strong air currents. The combination of these factors results in the displacement of significant amounts of PM enriched in PTEs, thereby leading to environmental problems (Boente et al., 2022).

The villages of Minas de Riotinto, Nerva, and La Dehesa, with a total population of almost 9000 inhabitants, are located in the surroundings of the mine, at distances of 1.5, 4, and 0.2 km, respectively. For obtaining these distances, we measured the line joining the closest

mining operation to the monitoring station. Therefore, residents are permanently exposed to atmospheric particulate matter derived from mining activities, which occur uninterruptedly during the whole year. According to the company, the pace of work is similar throughout the year, thus being the dust production in the mine constant.

## 2.2. Sampling of PM<sub>10</sub> and chemical analyses

This study was conducted at three monitoring stations (Fig. 1), all of which belong to the Air Quality Network of the Rio Tinto mining district. Sampling and chemical analyses were the same for the three stations and were conducted according to the normalised method UNE-EN 12341 (UNE, 2015). Sampling of PM<sub>10</sub> was conducted using high purity quartz fibre filters (Munktell®), introduced in the inlets of regulatory high-volume air samplers (MCV CAV-A-PM1025:30 m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>), installed between 5 and 15 m height on rooftops or scaffolds to avoid walls or barriers that may cause particles blocking (Fig. SM1). These devices fulfil UNE-EN ISO 9001:2008 standards from our accredited laboratory and are subjected to an annual revision. One 24-h sample was collected every four days from January to December 2021. A total of 248 filters were collected from the three monitoring stations: 86 were gathered in Minas de Riotinto, 78 in Nerva and 84 in La Dehesa. Slight differences in the number of samples were attributed to unforeseen electrical current failures in sporadic days that may occur during long campaigns in equipment exposed to inclement weather, although a sufficiently large database was obtained to extract robust conclusions. The filters were transported to the laboratory and dried in a room at a temperature and relative humidity of 20 ± 1 °C and 50 ± 5%, respectively, 24 h prior to weighing. The mass of PM<sub>10</sub> retained on the filters was determined using

a Sartorius LA130 S-F balance, which has a sensitivity of 0.1 mg.

The methodology used to determine the chemical composition of PM<sub>10</sub> comprised several techniques that followed the procedures described by Querol et al. (2002). Half a portion of each filter was acid digested (in 2.5 mL of HNO<sub>3</sub>:5 mL of HF:2.5 mL of HClO<sub>4</sub>) for the analysis of major elements using inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES; Agilent model 5110) and trace elements through inductively coupled plasma mass spectroscopy (ICP-MS; Agilent model 7900). To control the quality, an analysis of NIST-1663c (using fly ash as the reference standard material) was conducted during the run of both ICP instruments. External calibration was conducted by ICP-OES using elemental standard solutions (0.05, 0.5, 1, 2, 5, 10, and 25 ppm, and a 5% HNO<sub>3</sub> blank sample). External calibration was conducted by ICP-MS using cocktail solutions (0.25, 0.5, 1, 2, 5, and 10 ppb, as well as a 5% HNO<sub>3</sub> blank sample). The limits of detection (LoD) obtained for most elements ranged from 0.01 to 11 ng/m<sup>3</sup> for ICP-MS, and 1.5 ng/m<sup>3</sup> to 1.85 µg/m<sup>3</sup> for ICP-OES for all the elements studied; these included Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, Ge, K, La, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Ni, P, Pb, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Ti, Tl, U, V, W, Zn, and Zr, as well as rare earth elements (REEs): Sc, Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, and Ta.

A quarter of each filter was leached with Milli-Q grade deionised water to extract water-soluble ions (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) for subsequent analysis by ion chromatography (IC; Methrom 883 Basic IC Plus). For these results, the quality control for soluble water ions was determined through a solution cocktail for low- and high-concentration anions (0.05–2.5 and 0.5–50 ppm) and cations (1–10 ppm). The accuracy and detection limit for IC was 10% and 0.4 µg/m<sup>3</sup>. Additionally, for each filter, an area of 1.5 cm<sup>2</sup> was used to analyse organic carbon (OC)

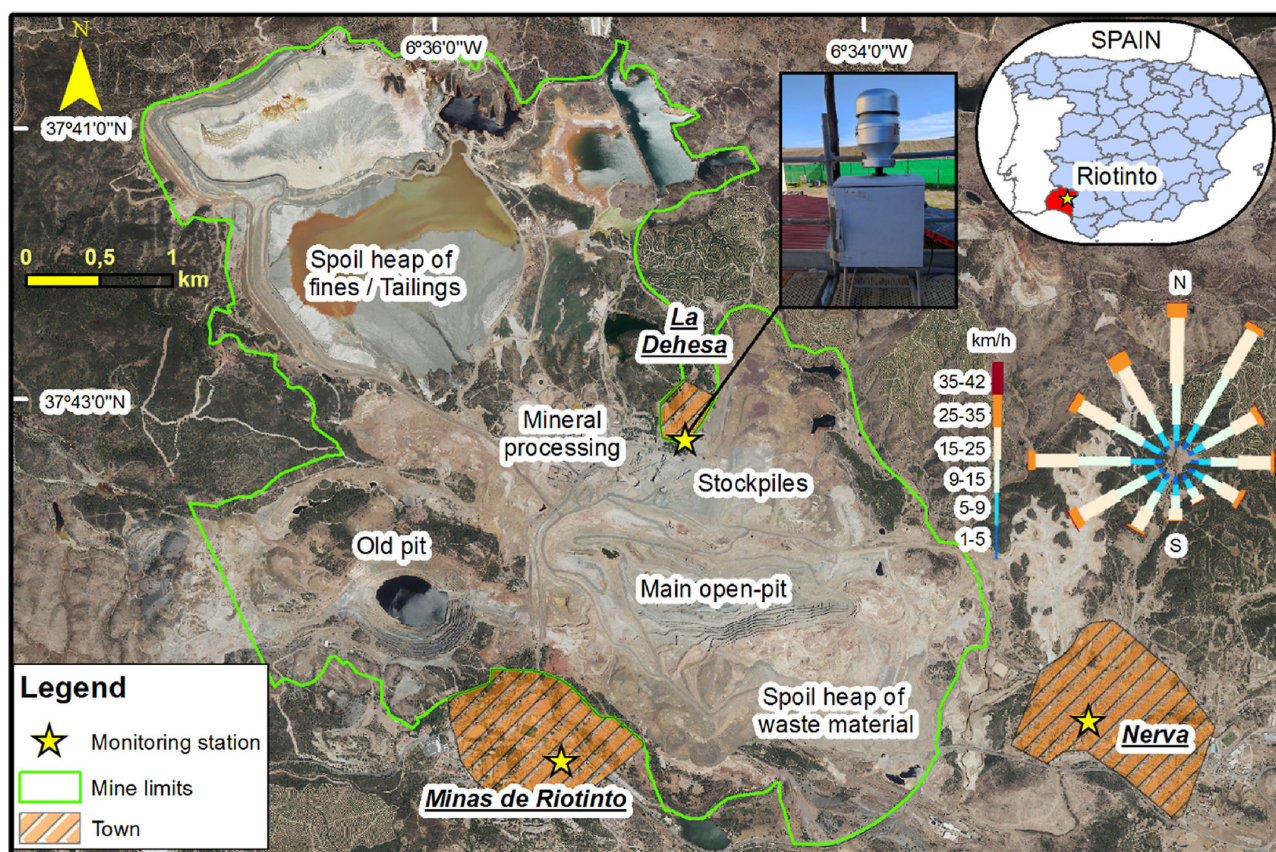


Fig. 1. Main areas of the Rio Tinto mine and the location of the three monitoring stations in the villages, including a photograph of one of the high-volume air samplers and a wind rose for 2021.

and elemental carbon (EC) using a Sunset Laboratory OC-EC analyser according to the EUSAAR-2 protocol (Cavalli et al., 2010). For this methodology, we used a sucrose aqueous solution (4.2 µg/l) to ensure the quality of the measurements and consistent operation of the device.

### 2.3. Source contribution

A positive matrix factorization (PMF) analysis of the PM<sub>10</sub> chemical composition was conducted for the three monitoring stations using v5.0 (Norris and Duvall, 2014). For this assessment, air mass origins during the sampling campaign were considered to determine the source contribution. The PMF model is a factor analytical tool developed by Paatero and Tapper (1994) and Paatero (1997) and can be used to calculate the chemical profiles and contributions of different pollutant sources. The basis of PMF is a mathematical algorithm based on Eq. (1):

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} \bullet f_{kj} + e_{ij} \quad (1)$$

The full data can be expressed as an  $i \times j$  dimension matrix ( $x$ ). Here,  $i$  is the number of samples;  $j$  is the number of chemical elements measured;  $p$  corresponds to the number of independent factors;  $g_{ik}$  represents the amount of air mass contributed by each factor for each sample;  $f_{kj}$  describes the species profiles for each factor; and  $e_{ij}$  is the residue for each sample by element.

The PMF comprises a weighted least-squares method wherein every individual estimate of the uncertainty in each data value is required and included in the input matrix. There are different sources of errors contributing to the measurement of uncertainty; however, those associated with the analytical procedure is one of the most important. In this study, uncertainty was calculated in accordance with the methodology developed by Amato et al. (2009), which is in accordance with European and Environmental Protection Agency (EPA) recommendations (Belis et al., 2019; Norris and Duvall, 2014).

Elements were classified using the signal-to-noise (S/N) ratio (Paatero and Hopke, 2003). Elements with  $S/N > 2$  were defined as strong variables and introduced in the PMF analysis, condition which was fulfilled by a total of 26 elements as well as OC/EC, ions and PM<sub>10</sub> concentration. As the S/N ratio is highly sensitive to sporadic values compared to the level of noise, the percentage of data above the detection limit was used as a complementary criterion.

### 2.4. Health risk assessment

The inhalation exposure concentration of potentially toxic trace elements in ambient air was calculated by multiplying the trace element concentration in PM<sub>10</sub> by the exposure multiplier of residential receptors based on Eq. (2) (USEPA, 2009):

$$EC_{inh} = \frac{C_{air} \times ET \times EF \times ED}{AT} \quad (2)$$

where  $EC_{inh}$  is the chronic inhalation exposure concentration (µg/m<sup>3</sup>);  $C_{air}$  is the average element concentration in PM<sub>10</sub> at the point of exposure (µg/m<sup>3</sup>);  $ET$  is the exposure time (24 h/day);  $EF$  is the exposure frequency (350 days/year);  $ED$  is the exposure duration for adults (15 years) and children (6 years);  $AT$  is the time period (days) over which the exposure is averaged for carcinogenic effects ( $AT = 78 \text{ years} \times 365 \text{ days/year} \times 24 \text{ h/day}$ ) and non-carcinogenic effects ( $AT = 15 \text{ years} \times 6 \text{ years} \times 365 \text{ days/year} \times 24 \text{ h/day}$ ).

The exposure parameters used in Eq. (2) closely match the frequency and duration of exposure (350 days per year for 15 years, which is the operational lifespan of the mine) for people with a life expectancy of 78 years living close to the mining area.

Owing to the uncertainty associated with estimating the true average trace element concentration at the exposure point ( $C_{air}$ ), the 95% upper confidence limit (UCL) of the arithmetic mean concentration was

calculated for this variable using Eq. (3) (USEPA, 1992):

$$UCL = e^{(\bar{x} + 0.5s^2 + sH/\sqrt{n-1})} \quad (3)$$

where UCL is the upper confidence limit in percentage;  $e$  is the base of the natural logarithm;  $\bar{x}$  is the mean of the log-transformed data;  $s$  is the standard deviation of the log-transformed data;  $H$  is the H-statistic value (Gilbert, 1987); and  $n$  is the number of samples. The data were log-transformed by considering the natural logarithm of the values because the dataset was found to be consistent with a lognormal distribution (Kolmogorov-Smirnov test,  $\alpha = 0.05$ ).

The cancer risk based on the lifetime average exposure to carcinogenic trace elements through the inhalation of PM<sub>10</sub> was estimated by multiplying the inhalation exposure concentration by the inhalation unit risk factor (Eq. (4)):

$$CR = EC_{inh} \times URF \times 1000 \quad (4)$$

where CR is the carcinogenic risk;  $EC_{inh}$  is the chronic inhalation exposure concentration (mg/m<sup>3</sup>) averaged over a 78-year lifetime; and URF is the unit risk factor of inhalation (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>, which is an estimate of the increased cancer risk from inhalation exposure to a concentration of 1 µg/m<sup>3</sup> in air for one lifetime (USEPA, 2009). The URF value was multiplied by 1000 to convert it to units of risk per mg/m<sup>3</sup>. This study focuses on human carcinogens categorised by the USEPA, 1986 as Group A (As and Ni) and Group B1 (Be and Cd), whose URF values were obtained from the Integrated Risk Information System (IRIS) database (available at [www.epa.gov/iris](http://www.epa.gov/iris)).

For non-carcinogens, the risk from inhalation of PM<sub>10</sub>-bound trace elements was based on the hazard quotient, which was calculated by dividing the inhalation reference concentration of trace elements by the inhalation reference concentrations listed in the IRIS and other chemical toxicity databases in accordance with the standard guidelines (USEPA, 1989), as expressed in Eq. (5):

$$HQ = \frac{EC_{inh}}{RfC} \quad (5)$$

where HQ is the hazard quotient (unitless),  $EC_{inh}$  is the inhalation exposure concentration (mg/m<sup>3</sup>), and RfC is the chronic inhalation reference concentration (mg/m<sup>3</sup>). For multiple trace elements ( $n$ ), the overall inhalation hazard index (HI [Eq. (6)]) was calculated by summing the individual hazard quotients (HQ) for each trace element of concern ( $i$ ) by assuming additivity of effects:

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (6)$$

If HI exceeds 1.0, there may be a concern for potential non-carcinogenic risk. Otherwise, no adverse health effects are assumed.

## 3. Results and discussion

### 3.1. Levels and chemical composition of PM<sub>10</sub>

European protection laws for the atmospheric environment (Directive, 2008/50/CE) and Spanish legislation in this field (Royal Decree 102/2011, 28th January) demand one of the following two conditions for declaring a potential health risk by PM<sub>10</sub>: 1) a mean annual limit value (ALV) exceeding 40 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>; or 2) a daily limit value (DLV) that stipulates that a maximum value of 50 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> must not occur more than 35 times in a calendar year. This is also indicative of the 90.4th percentile, whose threshold value is fixed at 50 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>.

Our results reveal that the mean annual values of PM<sub>10</sub> were: 27.1 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in Minas de Riotinto ( $P_{90.4} = 41.4$ ), 29.4 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in Nerva ( $P_{90.4} = 51.4$ ), and 41.8 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in La Dehesa ( $P_{90.4} = 78.2$ ). Only the population of La Dehesa exceeds the ALV value of 40 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>, which exceeds the 90.4th percentile. The other two populations are

well below the threshold limit except for Nerva, whose values exceed the 90.4th percentile. Thus, a potential health risk from PM<sub>10</sub> exists in La Dehesa, the population closest to the mine, as well as in Nerva but to a minor extent.

Fig. 2 shows the seasonal variations in PM<sub>10</sub> at the three monitoring stations. The global values are higher during spring and summer owing to the warmer temperature and dry conditions that benefit the resuspension of PM (Vardoulakis and Kassomenos, 2008). Notably, the concentration values of La Dehesa are always significantly higher than those of Minas de Riotinto and Nerva, especially during spring and summer, when the mean surpasses both the ALV and DLV. Apart from its close proximity to the mine, La Dehesa is also within the preferential direction of winds (W-NW) in relation to the location of the spoil heap of fines (see wind rose in Fig. 1) during most of the year, with speeds averaging up to 25 km/h. This undoubtedly contributed to an increase in the PM content.

The standard deviation also presents a high variation, which implies notable differences between the maximum and minimum PM<sub>10</sub> concentrations and the presence of extreme values. We acknowledge two factors controlling this. On the one hand, the high variability found during February–March (winter) and June–September (summer) is attributable to the high contributions of Saharan dust during these seasons (Viana et al., 2002); however, in October–December (autumn) dust intrusions are less frequent (Rodríguez et al., 2001). On the other hand, precipitation is another factor having influence on aerosol deposition. In this context, accumulated precipitation for different seasons in the study area is shown in Fig. SM2 (Müller, 2022). Here, it can be appreciated that the precipitation during winter (247 mm) is higher than the joint sum of the other three seasons (211 mm) in our study area. It is well known that heavy rains difficult the resuspension of PM<sub>10</sub> and increase the relative humidity in the atmosphere. Thus, this combination of rainy and dry days typical in winter is another factor implying the presence of extreme values as well as the low mean concentration of PM<sub>10</sub> during this season.

The presence of high PM<sub>10</sub> concentrations, especially near mines, is frequently attributed to mechanical disruption operations, such as crushing, grinding, and haulage, which cause the production and resuspension of dust (Sastri et al., 2015) despite the efforts made for dust reduction from mining processes through irrigation with CaCO<sub>3</sub>-neutralised water (Zafra-Pérez et al., 2023). However, although the concentrations found in this study exceeded thresholds, they were relatively low compared to other mining villages in the world. Most of the studies that can be found in the literature are focused on coal mines. In this context, Pandey et al. (2014) reported concentrations reaching seasonal mean concentrations of 271.9 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in India. In another coal mine in Colombia, the maximum seasonal mean concentration found in a nearby mining village was 61.14 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> (Huertas et al.,

2012), which is consistent with our results. Conversely, studies conducted in metallic mining villages revealed seasonal average concentrations of 187 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in China (Cheng et al., 2017). The maximum seasonal mean found in this study was 56 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> during summer, which is far from those of previous studies. However, historically, open-pit coal mines tend to generate more PM<sub>10</sub> than metallic mines because of the mechanical characteristics of coal, which have traditionally led to health problems for people living in the surroundings, especially children (Pless-Mulloli, 2000).

In particular, the study area is relatively close to Africa. This implies that exposure to Saharan dust events provoked extreme PM concentrations. These occur particularly between February and March and June–September (Viana et al., 2002). During the full year of 2021, the number of days with intrusion of Saharan dust from North Africa was 25%, which is within the average for the 1980–2021 period in Mediterranean Europe (Adame et al., 2022). A study of Saharan dust outbreaks during our sampling time was carried out. Computed box-plot diagram (Fig. 3a) for all samples allowed to find two periods presenting extreme values: 3<sup>rd</sup> week of February and 2<sup>nd</sup> week of August. According to NOAA's HYSPLIT model (Stein et al., 2015), these peaks are coincident with two North African outbreaks (Fig. 3b), which undoubtedly contribute to the increase of PM<sub>10</sub> in the Rio Tinto mining district. Thus, except for these two weeks, Saharan intrusions were not significant enough to cause extreme values on our data. Complete datasheet for these two intrusions can be found in the Supplementary Materials section (Figs. SM3 and SM4).

The monitoring stations are located in villages near the mine. Thus, it is essential to study the chemical composition and provenance of PM<sub>10</sub> reaching the mining villages to discern the real impact of the mine on the environment. Previous studies have highlighted that the most significant PTEs present in massive sulphide mineralisation from the Iberian Pyrite Belt are As, Cu, Pb, and Zn (Sáez et al., 1996; Chopin and Alloway, 2007). The statistical descriptors of PTEs and trace elements for the three monitoring stations during 2021 are listed in Table 1. The results of the major elements are presented in Table SM1. Apart from the enrichment of the aforementioned elements, there were also remarkably high concentrations of Ba, Cr, Mn, Ni, and Ti. The first four elements are enriched in the mining operations developed in the Rio Tinto mine (Boente et al., 2022), whereas Ti is a typical trace element of clayey soils related to iron-bearing minerals, such as pyrite (McLaughlin, 1954).

Differences can be observed among the monitoring stations, as presented in Table 1. Minas de Riotinto and Nerva present similar annual mean concentrations for almost all elements, with generally low standard deviations that ensure normal distributions. Although the main PTEs of the mineralisation show higher concentrations in Minas de Riotinto compared to those in Nerva, no significant differences were observed between the element concentrations at these two monitoring

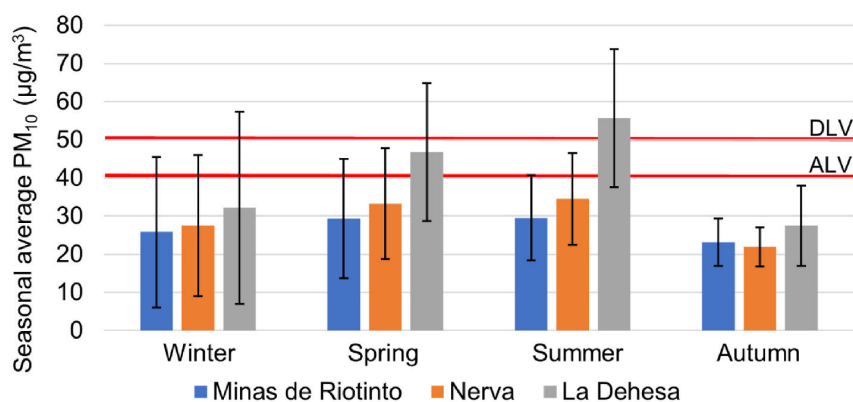


Fig. 2. Seasonal variations of PM<sub>10</sub> represented as mean and standard deviations in the three monitoring stations during 2021. Red lines correspond to the daily limit value (DLV) and annual limit value (ALV).

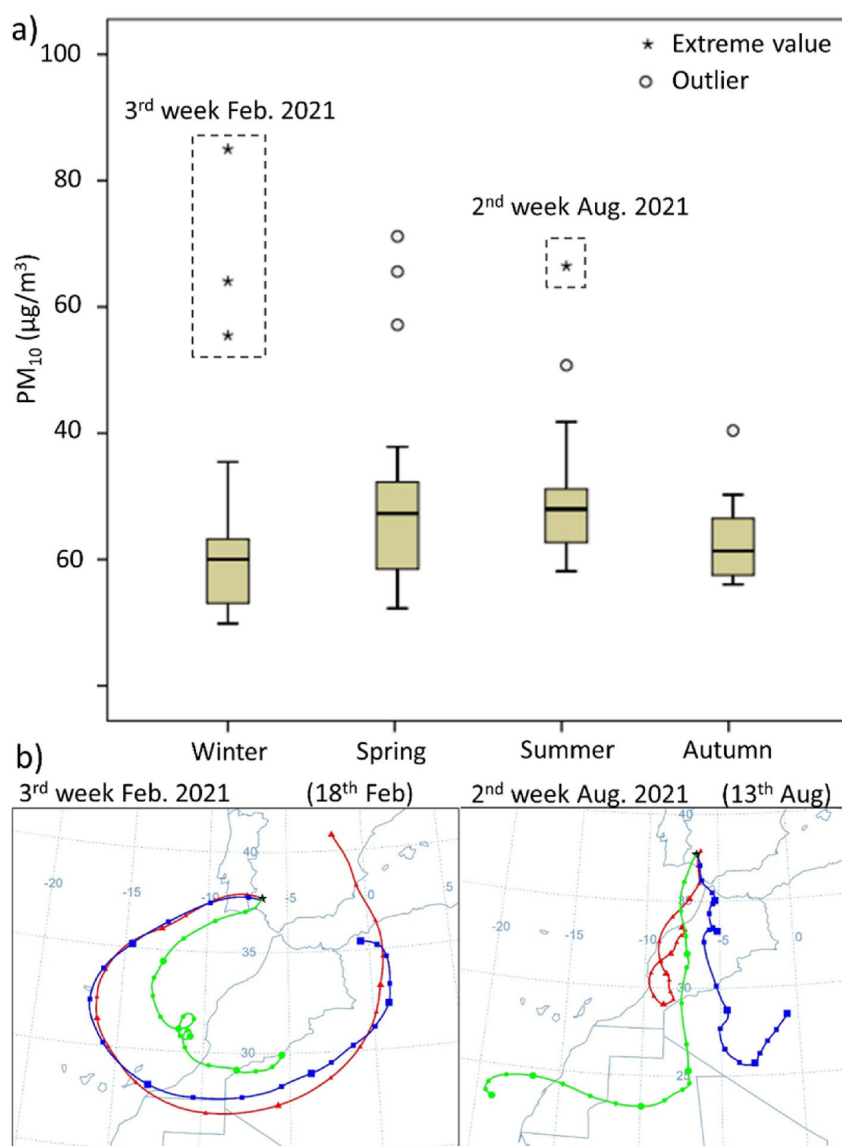


**Fig. 3.** a) Box plot diagram showing PM<sub>10</sub> concentrations in Minas de Riotinto, representative for the three monitoring stations. b) Backward trajectories ending at the Rio Tinto mining district for days presenting extreme values.

stations. However, maximum peaks for PTEs of the mineralisation were higher in Minas de Riotinto, especially for Cu (89.6 ng·m<sup>-3</sup>) and Zn (348 ng·m<sup>-3</sup>). This is consistent with the fact that this village is closer to the current area of operation than Nerva. However, similar to those of PM<sub>10</sub>, the concentrations of both PM<sub>10</sub> and PTEs are very similar and cannot be considered differently.

These differences are noteworthy when considering the concentrations found in the La Dehesa village. The concentrations of all elements are considerably higher than those obtained for the other populations, especially for As (6.2 ng/m<sup>3</sup>), Cu (70 ng/m<sup>3</sup>), Pb (19 ng/m<sup>3</sup>) and Zn (50 ng/m<sup>3</sup>). In this context, the coefficient [Mean<sub>La Dehesa</sub>/Mean<sub>Minas de Riotinto</sub>], which indicates the number of times that the elements exceeded the mean concentration in Minas de Riotinto, reveals the following exceedances for As (4.11, the highest among all the elements studied), Cu (3.41), Pb (3.50), and Zn (1.88). Moreover, the large standard deviations for this station also imply more variability in the data, indicating more differences between the upper and lower concentrations. For the remaining elements, the coefficient is always above 1.0,

implying that La Dehesa has the highest potential toxicological risk. Additionally, this village also has the highest levels of PM<sub>10</sub>.

Fig. 4 depicts the evolution of the four main PTEs in the Rio Tinto mine. The concentrations of all PTEs in La Dehesa were significantly higher than those in Minas de Riotinto and Nerva, and they were especially enriched in As, Cu, and Pb. The values of As, the most hazardous PTE in La Dehesa, are practically at the same level throughout the year, similar to the values of Pb in Nerva and Minas de Riotinto (<10 ng/m<sup>3</sup>). In line with the evolution of PM<sub>10</sub>, the concentrations were also higher during spring and summer than during the cold seasons.

In conclusion, two clear trends were observed. First, Minas de Riotinto and Nerva are the furthest villages from the mine and present similar compositions of PM<sub>10</sub> and PTEs, with PM<sub>10</sub> being higher in Nerva and PTEs being more abundant in Minas de Riotinto. These concentrations were similar to those reported by Sánchez de la Campa et al. (2011) during the abandonment phase of the mine. Notably, the practically equal similarities between both villages imply the existence of a geochemical background for PM<sub>10</sub> affecting the entire mining district,

Table 1

Mean and maximum concentrations, and standard deviation of trace elements analysed in the three monitoring stations during 2021. Units are expressed in ng/m<sup>3</sup>.

| Element | Minas de Riotinto |     |      | Nerva |     |      | La Dehesa |     |      |
|---------|-------------------|-----|------|-------|-----|------|-----------|-----|------|
|         | Mean              | Max | Std  | Mean  | Max | Std  | Mean      | Max | Std  |
| As      | 1.5               | 4.5 | 0.9  | 1.5   | 4.4 | 0.8  | 6.2       | 32  | 5.6  |
| Ba      | 11                | 41  | 7.7  | 9.9   | 36  | 7.3  | 26        | 111 | 22   |
| Be      | <0.1              | 0.2 | <0.1 | 0.0   | 0.1 | 0.0  | 0.1       | 0.2 | <0.1 |
| Bi      | 0.2               | 0.6 | 0.1  | 0.1   | 0.8 | 0.1  | 0.5       | 2.3 | 0.5  |
| Cd      | 0.1               | 0.4 | 0.1  | 0.1   | 0.4 | 0.1  | 0.2       | 1.1 | 0.2  |
| Co      | 0.2               | 1.3 | 0.2  | 0.3   | 1.1 | 0.2  | 0.9       | 3.9 | 0.9  |
| Cr      | 1.5               | 12  | 2.2  | 1.6   | 19  | 2.4  | 3.5       | 108 | 12   |
| Cs      | 0.1               | 0.3 | 0.0  | 0.1   | 0.3 | 0.1  | 0.1       | 0.4 | 0.1  |
| Cu      | 21                | 90  | 20   | 11.3  | 38  | 8.0  | 70        | 275 | 55   |
| Ga      | 0.2               | 1.7 | 0.3  | 0.3   | 1.6 | 0.3  | 0.6       | 2.7 | 0.5  |
| Ge      | 0.1               | 0.6 | 0.1  | 0.1   | 0.6 | 0.1  | 0.2       | 0.7 | 0.2  |
| Li      | 0.5               | 3.4 | 0.6  | 0.7   | 3.2 | 0.6  | 1.4       | 6.1 | 1.2  |
| Mn      | 8.4               | 42  | 9.0  | 10    | 40  | 9.0  | 25        | 125 | 25   |
| Mo      | 1.1               | 29  | 4.5  | 1.3   | 29  | 5.3  | 0.3       | 4.8 | 0.8  |
| Nb      | 0.2               | 1.2 | 0.2  | 0.2   | 1.1 | 0.2  | 0.3       | 1.4 | 0.2  |
| Ni      | 2.6               | 92  | 10   | 1.4   | 12  | 1.8  | 3.6       | 126 | 15   |
| Pb      | 5.5               | 14  | 3.4  | 5.2   | 15  | 2.9  | 19        | 336 | 38   |
| Rb      | 1.0               | 6.1 | 1.0  | 1.3   | 5.8 | 1.1  | 1.8       | 9.9 | 1.7  |
| Sb      | 0.7               | 3.0 | 0.6  | 0.5   | 1.6 | 0.3  | 2.7       | 11  | 2.4  |
| Se      | 0.1               | 0.4 | 0.1  | 0.1   | 0.4 | 0.1  | 0.2       | 0.6 | 0.1  |
| Sn      | 0.8               | 3.4 | 0.7  | 0.8   | 3.0 | 0.7  | 1.3       | 4.7 | 1.0  |
| Sr      | 2.8               | 21  | 3.8  | 3.1   | 20  | 4.0  | 3.3       | 23  | 4.2  |
| Th      | 0.1               | 0.8 | 0.1  | 0.1   | 0.8 | 0.1  | 0.3       | 1.4 | 0.3  |
| Ti      | 38                | 277 | 54   | 43    | 255 | 51   | 52        | 306 | 63   |
| Tl      | <0.1              | 0.1 | <0.1 | <0.1  | 0.1 | <0.1 | 0.1       | 0.5 | 0.1  |
| U       | 0.1               | 0.3 | <0.1 | 0.1   | 0.3 | 0.1  | 0.1       | 0.5 | 0.1  |
| V       | 1.5               | 8.0 | 1.5  | 1.8   | 7.6 | 1.6  | 2.0       | 9.9 | 1.9  |
| W       | 0.1               | 0.9 | 0.1  | 0.1   | 0.7 | 0.1  | 0.1       | 0.8 | 0.1  |
| Zn      | 26                | 348 | 43   | 20    | 182 | 21   | 50        | 244 | 45   |
| Zr      | 2.9               | 11  | 2.9  | 2.6   | 8.9 | 2.9  | 4.3       | 18  | 3.5  |
| ΣREEs   | 3.0               | 18  | 2.9  | 3.3   | 17  | 2.9  | 5.7       | 25  | 4.8  |

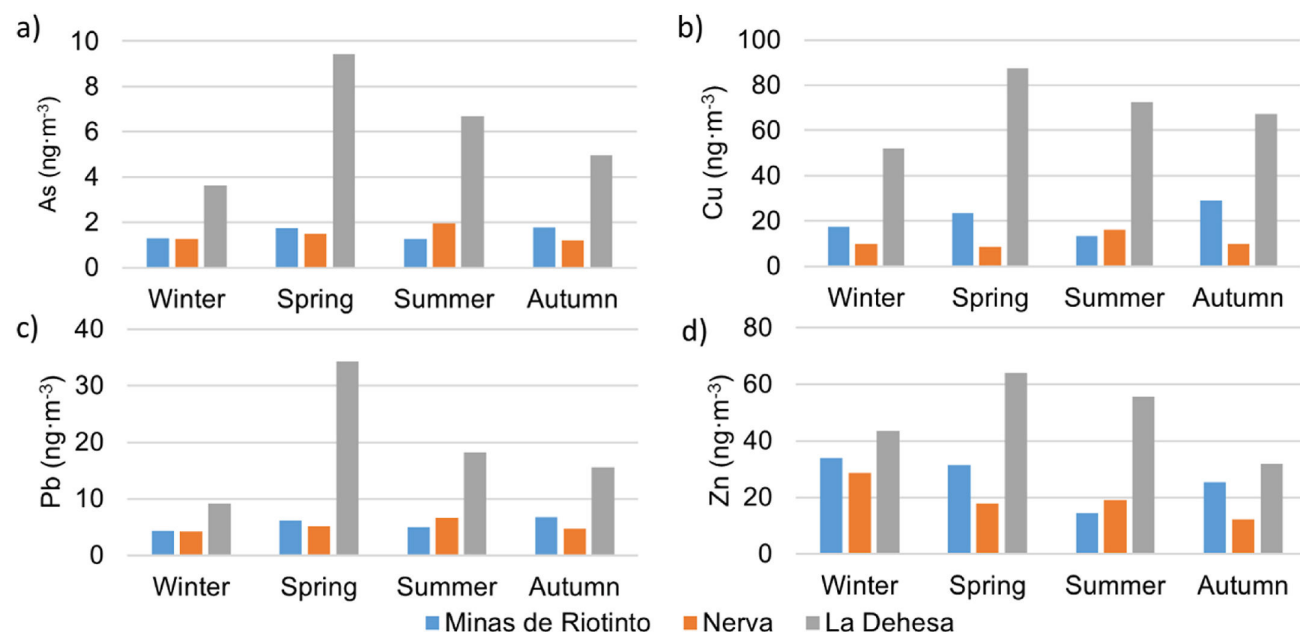


Fig. 4. Seasonal average concentrations for: a) As; b) Cu; c) Pb; and d) Zn in the three monitoring stations.

whose origin can be addressed through the source contribution analysis. Second, the village of La Dehesa (0.2 km from the mine) showed the highest concentrations of PM and PTEs, especially in the warmest seasons, thus being more potentially hazardous for human health from both physical and chemical perspectives.

### 3.2. Source contribution analysis

Source apportionment analysis is important to understand the degree of influence of mining operations and other sources of PM on the total pollution in populations, for this study, especially in La Dehesa, which is the most concerning result of the previous section. The source

contribution is greatly defined by the location of the monitoring stations and chemical composition of the PM samples (Hopke, 2012).

In this study, PMF analysis revealed five principal sources of PM<sub>10</sub>. Two of these can be considered natural (crustal and sea salt), and three have an anthropogenic origin (regional and traffic, combustion, and mining). In La Dehesa, a second mining source, namely, Mine-2, was also observed. The chemical profiles of PM<sub>10</sub> sources for Minas de Riotinto, Nerva, and La Dehesa are presented in the Supplementary Materials (Figs. SM5, SM6, and SM7, respectively).

Natural sources appeared at all three monitoring stations. The crustal source showed silicate components such as Al, Fe, Ca, and K. These are typical elements that were previously found in background soils from the Rio Tinto mining district and are derived from local dust resuspension (Vázquez-Arias et al., 2022) and Saharan outbreak dust (Rodríguez et al., 2001). An aged sea salt source was also detected with the features of marine elements Na, Cl, and Mg, as well as sulphates and nitrates. This was also previously identified on the coast of Huelva (Millán-Martínez et al., 2021), approximately 80 km to the south, revealing that seawater intrusions reach these latitudes. With respect to anthropogenic sources, the regional and traffic sources are characterised in the three stations by the presence of organic carbon and typical PTEs from vehicle exhaust emissions, such as Pb, Sb, Sn, and Bi. Moreover, Amato et al. (2014) found that these elements were also linked to non-exhaust vehicle emissions, such as road dust resuspension and tyre wear. The combustion source was dominated by elemental and organic carbons (EC and OC), NH<sub>4</sub>, and K, which are typical elements from combustion.

The fifth source is mining, which deserves special consideration as it presents clear differences between monitoring stations. A source in Minas de Riotinto and Nerva, named Mine-1, is characterised by typical sulphide-like elements exploited from the mine: Cu, Sb, Zn, Pb, Bi, or Fe, and typical elements from the Iberian Pyrite Belt along with EC, which reveals the partial exhaust contribution. In contrast, PMF revealed an additional source of mining in La Dehesa, namely Mine-2, whose predominant elements are As, Cu, Cr, Zn, Bi, Sn, sulphates, and nitrates. To highlight the agglomeration of PTEs in the absence of K, Mg, and Fe, we assumed another pollutant source. In particular, the presence of secondary ion compounds (SICs) in this source suggests that these elements are associated with mineral extraction and processing.

The contributions of each of the previously identified sources to the monitoring stations are shown in Fig. 5. The proportion of the sea salt component is similar in the three areas (around 16–17% with annual mean concentrations ranging from 4.3 to 6.0 µg/m<sup>3</sup>). This pattern is repeated for the crustal source (16–23%, with annual means of 5.2–7.9 µg/m<sup>3</sup>) and combustion source (8–12%, annual mean of 2.4–4.5 µg/m<sup>3</sup>). Major differences are found in the regional and traffic factor, which is significantly higher in Minas de Riotinto (total contribution of 43% with an annual mean of 11.2 µg/m<sup>3</sup>) and Nerva (a contribution of 37% with annual mean 10.7 µg·m<sup>-3</sup>) than in La Dehesa (only 20% with an annual mean 7.5 µg/m<sup>3</sup>). This is because Minas de Riotinto and Nerva are significantly more populated by one order of magnitude and subsequently have more traffic, which has also been observed in other studies (Boente et al., 2022; Sánchez de la Campa et al., 2020).

Notably, in La Dehesa, which is up to 0.2 km from the mine, the sum of the factors Mine-1 + Mine-2 reached 36% of the total contribution. The proximity of the monitoring station to La Dehesa may explain this division between the two mining sources, with notable contributions. However, in Nerva and Minas de Riotinto, the more distant villages from the mine, contributions are reduced to 17% (half of La Dehesa) and 8% (a fourth of La Dehesa), respectively. This results in total contributions of 13.4, 5.1, and 2.0 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in La Dehesa, Nerva, and Minas de Riotinto, respectively. The concentration found in Minas de Riotinto can be considered as the geochemical background of the area because it coincides with the levels that the mine reached during its abandonment phase (2001–2015) (Sánchez de la Campa et al., 2011). Notably, the factor Mine-2, which is practically formed by PTEs As, Cu, and Zn, has a

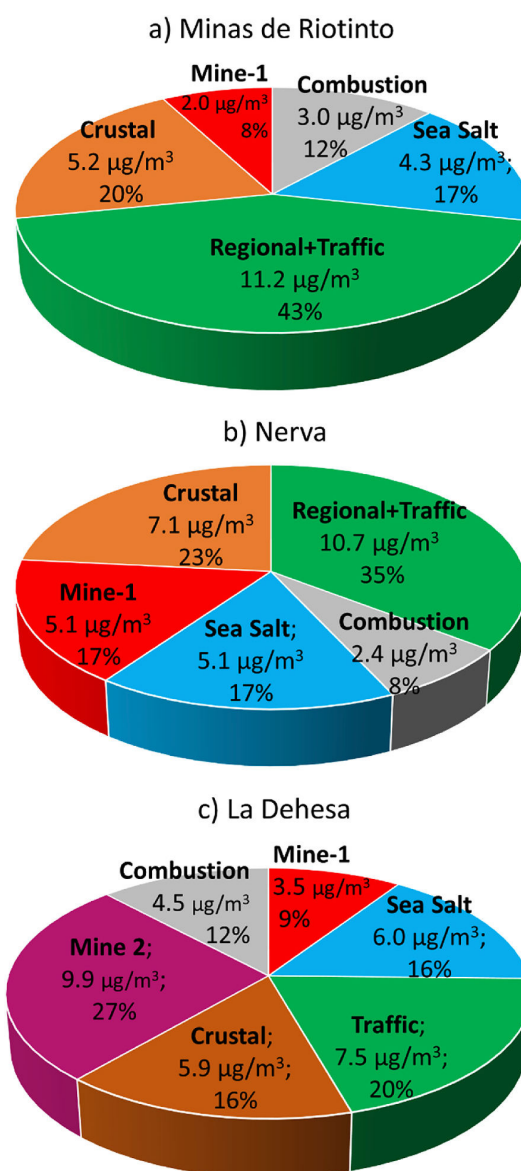


Fig. 5. Pie charts of the average source contribution (%) and mean concentration (µg/m<sup>3</sup>) for the three monitoring stations.

contribution of 27% with the highest annual mean concentration of the monitoring station (9.9 µg/m<sup>3</sup>). Therefore, this is a potential risk for the inhabitants of the mining village, which should be addressed through health risk assessments.

### 3.3. Health risk assessment

The results of the site-specific health risk assessment for the exposure scenario enabled the quantitative estimation of the probability of occurrence of any deleterious health effects in the exposed population through the inhalation of PM<sub>10</sub>-bound trace elements. The hazard quotients of the potentially toxic trace elements ranged from negligible values to 0.52 for As at La Dehesa station (Table 2). Accordingly, the threshold value of 1.0 was not exceeded for any trace element of concern. The hazard index also fell within the acceptable risk level, indicating that no detrimental effects were expected from inhalation exposure to PM<sub>10</sub>. However, the obtained results suggest that the

**Table 2**  
Human health risk assessment of PM10 for non-carcinogenic elements in the monitoring stations.

| SAMPLING LOCALITY        |                                       |             | MINAS DE RIOTINTO                             |                                                     |                            | NERVA                                         |                                                     |                            | LA DEHESA                                     |                                                     |                            |      |
|--------------------------|---------------------------------------|-------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------------|------|
| Non-carcinogenic Element | RfC <sup>a</sup> (mg/m <sup>3</sup> ) | Source data | C <sub>air</sub> 95% UCL (mg/m <sup>3</sup> ) | EC <sub>inh</sub> <sup>b</sup> (mg/m <sup>3</sup> ) | HQ <sup>c</sup> (unitless) | C <sub>air</sub> 95% UCL (mg/m <sup>3</sup> ) | EC <sub>inh</sub> <sup>b</sup> (mg/m <sup>3</sup> ) | HQ <sup>c</sup> (unitless) | C <sub>air</sub> 95% UCL (mg/m <sup>3</sup> ) | EC <sub>inh</sub> <sup>b</sup> (mg/m <sup>3</sup> ) | HQ <sup>c</sup> (unitless) |      |
| As                       | 1.50E-05                              | Cal EPA     | 1.89E-06                                      | 1.81E-06                                            | 0.12                       | 1.71E-06                                      | 1.64E-06                                            | 0.11                       | 8.06E-06                                      | 7.73E-06                                            | 0.52                       |      |
| Be                       | 2.00E-05                              | IRIS        | 6.00E-08                                      | 5.75E-08                                            | 0.00                       | 6.02E-08                                      | 5.77E-08                                            | 0.00                       | 6.00E-08                                      | 5.75E-08                                            | 0.00                       |      |
| Cd                       | 1.00E-05                              | ATSDR       | 1.00E-07                                      | 9.59E-08                                            | 0.01                       | 1.25E-07                                      | 1.20E-07                                            | 0.01                       | 2.00E-07                                      | 1.92E-07                                            | 0.02                       |      |
| Co                       | 1.00E-04                              | ATSDR       | 3.00E-07                                      | 2.88E-07                                            | 0.00                       | 3.54E-07                                      | 3.40E-07                                            | 0.00                       | 1.38E-06                                      | 1.32E-06                                            | 0.01                       |      |
| Cu                       | 1.00E-03                              | RIVM        | 4.10E-05                                      | 3.93E-05                                            | 0.04                       | 1.66E-05                                      | 1.59E-05                                            | 0.02                       | 9.14E-05                                      | 8.77E-05                                            | 0.09                       |      |
| Mo                       | 4.00E-04                              | ATSDR       | 3.30E-07                                      | 3.16E-07                                            | 0.00                       | 4.06E-07                                      | 3.89E-07                                            | 0.00                       | 1.51E-07                                      | 1.45E-07                                            | 0.00                       |      |
| Ni                       | 9.00E-05                              | ATSDR       | 4.90E-06                                      | 4.70E-06                                            | 0.05                       | 3.66E-06                                      | 3.51E-06                                            | 0.04                       | 6.27E-06                                      | 6.02E-06                                            | 0.07                       |      |
| Pb                       | 1.50E-04                              | OAQPS       | 7.04E-06                                      | 6.75E-06                                            | 0.05                       | 6.09E-06                                      | 5.84E-06                                            | 0.04                       | 2.23E-05                                      | 2.14E-05                                            | 0.14                       |      |
| Sb                       | 2.00E-04                              | IRIS        | 9.70E-07                                      | 9.30E-07                                            | 0.00                       | 5.83E-07                                      | 5.59E-07                                            | 0.00                       | 3.76E-06                                      | 3.61E-06                                            | 0.02                       |      |
| Se                       | 2.00E-02                              | Cal EPA     | 1.10E-07                                      | 1.05E-07                                            | 0.00                       | 1.35E-07                                      | 1.29E-07                                            | 0.00                       | 1.97E-07                                      | 1.89E-07                                            | 0.00                       |      |
| Sn                       | 2.10E+00                              | R-to-R      | 1.39E-06                                      | 1.33E-06                                            | 0.00                       | 1.26E-06                                      | 1.21E-06                                            | 0.00                       | 1.99E-06                                      | 1.91E-06                                            | 0.00                       |      |
| Tl                       | 3.50E-05                              | R-to-R      | 5.00E-08                                      | 4.80E-08                                            | 0.00                       | 5.20E-08                                      | 4.98E-08                                            | 0.00                       | 1.13E-07                                      | 1.09E-07                                            | 0.00                       |      |
| V                        | 1.00E-04                              | ATSDR       | 2.06E-06                                      | 1.98E-06                                            | 0.02                       | 2.31E-06                                      | 2.22E-06                                            | 0.02                       | 2.79E-06                                      | 2.67E-06                                            | 0.03                       |      |
| Zn                       | 1.05E+00                              | R-to-R      | 4.36E-05                                      | 4.18E-05                                            | 0.00                       | 4.17E-05                                      | 4.00E-05                                            | 0.00                       | 8.08E-05                                      | 7.75E-05                                            | 0.00                       |      |
| Hazard Index $\sum HQ_i$ |                                       |             |                                               |                                                     | 0.30                       | Hazard Index $\sum HQ_i$                      |                                                     |                            | 0.25                                          | Hazard Index $\sum HQ_i$                            |                            | 0.90 |

<sup>a</sup> Chemical toxicity databases: IRIS (Integrated Risk Information System), CalEPA (California Environmental Protection Agency), ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), RIVM (Dutch National Institute for Public Health and the Environment), OAQPS (EPA Office of Air Quality Planning and Standards), R-to-R (Route-to-Route extrapolation).

<sup>b</sup> As derived from the Equation:  $EC_{inh} = C_{air} \times ET \times EF \times ED/AT$ . For abbreviations and values used in the formula see section 2.4.

<sup>c</sup> As derived from the Equation:  $HQ = EC_{inh}/RfC$ . For abbreviations see section 2.4.

concentration and chemical composition of dust particles in La Dehesa must be monitored. The cumulative hazard index obtained at this location (HI = 0.90) was close to the regulatory limit, wherein As was the largest single contributor to the overall non-carcinogenic risk.

For carcinogen exposure (Table 3), the threshold level considered in the assessment was 1.0E-05, which is regarded in the Spanish regulatory framework (Royal Decree 9/2005 of 14th January) as the risk level of exposure that would result in no more than one excess case of cancer in 100,000 individuals exposed over a lifetime. Be, Cd, and Ni showed non-concerning risks during the entire study, with a maximum of 2.77E-07 for Ni, which is two orders of magnitude below the acceptable limit. Considering As, the estimated lifetime cancer risk values associated with inhalation exposure of all other PTEs recognised as carcinogenic or likely to be carcinogenic to humans ranged from 1.35E-06 to 2.97E-06 and 5.43E-07 to 1.19E-06 for adults and children, respectively. Therefore, although the values were close to the permissible exposure limit for carcinogens, they did not exceed the limits. However, in this case, the difference was less than one order of magnitude. Therefore, it is of vital importance to control the emissions of PM<sub>10</sub> emitted by the mine to avoid reaching or surpassing the maximum limits in the future, especially after stating the notable contribution of the

mine.

#### 4. Conclusion

This study describes the impact of large metallic mines on air quality in populated areas. The research was conducted in three mining villages surrounding the Rio Tinto mine, where 248 PM<sub>10</sub> filters were collected and analysed during a full year. The proposed methodology followed three steps: 1) assessing and discussing the amount of PM<sub>10</sub> arriving in the mining villages; 2) conducting a source contribution analysis to discern the total contribution of the mine to PM<sub>10</sub> and its chemical profiles; and 3) conducting a health risk assessment for humans to know whether the mine has adverse effects on the residents' health.

The results revealed that around a large copper mine, such as Rio Tinto, the annual and daily limit values for PM<sub>10</sub> are surpassed during warm seasons, especially in villages at a close proximity to the mine. However, the degree of effect was much lower in populations further away. Additionally, we concluded that PM<sub>10</sub> is highly enriched in the four PTEs that are attributable to mineralisation: As, Cu, Pb, and Zn. Following this tendency, the source contribution analysis revealed at least one mining source with a minimum contribution of 8% (2 µgPM<sub>10</sub>/

**Table 3**  
Human health risk assessment of PM10 for carcinogenic elements in the monitoring stations.

| Station locality  | Carcinogenic element | Element concentration 95% UCL (mg/m <sup>3</sup> ) | Inhalation Exposure Concentration (adults) <sup>a</sup> EC <sub>inh</sub> (mg/m <sup>3</sup> ) | Inhalation Exposure Concentration (children) <sup>a</sup> EC <sub>inh</sub> (mg/m <sup>3</sup> ) | Inhalation Unit Risk Factor <sup>b</sup> URF (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> | Cancer Risk (adults) | Cancer Risk (children) |
|-------------------|----------------------|----------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------|----------------------|------------------------|
| Minas de Riotinto | As                   | 1.89E-06                                           | 3.48E-07                                                                                       | 1.39E-07                                                                                         | 4.30E-03                                                                        | 1.50E-06             | 6.00E-07               |
|                   | Ni                   | 4.90E-06                                           | 9.02E-07                                                                                       | 3.62E-07                                                                                         | 2.40E-04                                                                        | 2.16E-07             | 8.68E-08               |
|                   | Be                   | 6.00E-08                                           | 1.10E-08                                                                                       | 4.43E-09                                                                                         | 2.40E-03                                                                        | 2.65E-08             | 1.06E-08               |
|                   | Cd                   | 1.00E-07                                           | 1.84E-08                                                                                       | 7.38E-09                                                                                         | 1.80E-03                                                                        | 3.31E-08             | 1.33E-08               |
| Nerva             | As                   | 1.71E-06                                           | 3.15E-07                                                                                       | 1.26E-07                                                                                         | 4.30E-03                                                                        | 1.35E-06             | 5.43E-07               |
|                   | Ni                   | 3.66E-06                                           | 6.73E-07                                                                                       | 2.70E-07                                                                                         | 2.40E-04                                                                        | 1.62E-07             | 6.48E-08               |
|                   | Be                   | 6.00E-08                                           | 1.10E-08                                                                                       | 4.43E-09                                                                                         | 2.40E-03                                                                        | 2.65E-08             | 1.06E-08               |
|                   | Cd                   | 1.30E-07                                           | 2.39E-08                                                                                       | 9.59E-09                                                                                         | 1.80E-03                                                                        | 4.31E-08             | 1.73E-08               |
| La Dehesa         | As                   | 3.76E-06                                           | 6.92E-07                                                                                       | 2.77E-07                                                                                         | 4.30E-03                                                                        | 2.97E-06             | 1.19E-06               |
|                   | Ni                   | 6.27E-06                                           | 1.15E-06                                                                                       | 4.63E-07                                                                                         | 2.40E-04                                                                        | 2.77E-07             | 1.11E-07               |
|                   | Be                   | 6.00E-08                                           | 1.10E-08                                                                                       | 4.43E-09                                                                                         | 2.40E-03                                                                        | 2.65E-08             | 1.06E-08               |
|                   | Cd                   | 2.00E-07                                           | 3.68E-08                                                                                       | 1.48E-08                                                                                         | 1.80E-03                                                                        | 6.62E-08             | 2.66E-08               |

<sup>a</sup> As derived from the Equation:  $EC_{inh} = C_{air} \times ET \times EF \times ED/AT$ . For abbreviations and values used in the formula see text.

<sup>b</sup> As specified in the USEPA's Integrated Risk Information System (IRIS).

m<sup>3</sup>) to the total contribution in the furthest villages, but a notable 36% (13.4 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>) with two mining sources in the closest village: the first one was related to the mine waste, and the second one was related to the ore and presented carcinogenic PTEs. In summary, the site-specific assessment of inhalation exposure to PM<sub>10</sub>-bound trace elements in the three study areas around the mining area of Rio Tinto revealed no appreciable risk of adverse non-cancer health effects attributable to the mine with the current levels of contribution. However, the risk values for As are close to the threshold values; therefore, a slight increase in mining production could lead to unacceptable levels of As.

The outcomes of this assessment have double utility because the results and methodology are easy to extrapolate to other similar cases. Moreover, the information provided here would assist mining companies in making informed decisions about the impact of mining operations on the ambient air quality and health of nearby residents.

## Credit author statement

**Carlos Boente:** Writing – Original draft; Investigation; Data curation; Formal analysis; Software; Visualization. **Adrián Zafra-Pérez:** Writing – Original draft; Investigation; Data curation; Methodology; Software. **Juan Carlos Fernandez-Caliani:** Writing - Review and Editing; Methodology; Investigation; Supervision. **Ana Sánchez de la Campa:** Writing - Review & Editing; Investigation; Supervision. **Daniel Sánchez-Rodas:** Writing - Review and Editing; Resources; Investigation; Supervision. **Jesús D. de la Rosa:** Writing - Review and Editing; Resources; Investigation; Conceptualization; Methodology; Supervision; Funding acquisition; Project administration.

## Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## Data availability

The authors do not have permission to share data.

## Acknowledgements

Carlos Boente obtained a post-doctoral contract within the program PAIDI 2020 (Ref 707 DOC 01097), the PY18-2332 Project, co-financed by the Junta de Andalucía (Andalusian Government), and Project PID2021-126986OB-I00 (Ministry of Science, Innovation and Universities of Spain), and the EU. Funding for open access charge: Universidad de Huelva / CBUA

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119696>.

## References

Adame, J.A., Notario, A., Cuevas, C.A., Saiz-Lopez, A., 2022. Saharan air outflow variability in the 1980–2020 period. *Sci. Total Environ.* 839, 156268 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156268>.  
 Amato, F., Alastuey, A., de la Rosa, J., Gonzalez Castanedo, Y., Sánchez de la Campa, A.M., Pandolfi, M., Lozano, A., Contreras González, J., Querol, X., 2014. Trends of road dust emissions contributions on ambient air particulate levels at rural, urban and industrial sites in southern Spain. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 3533–3544. <https://doi.org/10.5194/acp-14-3533-2014>.  
 Amato, F., Pandolfi, M., Escrig, A., Querol, X., Alastuey, A., Pey, J., Perez, N., Hopke, P.K., 2009. Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: a comparison with PMF2. *Atmos. Environ.* 43, 2770–2780. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.039>.

Atalaya Mining, 2022. Consolidated and Company Financial Assessments, p. 2. <https://atalayamining.com/wp-content/uploads/2022/03/ATYMRNS-2021-Annual-Results-vFINAL-with-financials-1.pdf>, 12.February0.2022.  
 Belis, C., Takahama, S., Manousakas, M.-I., Vratolis, S., Salvador, P., Decesari, S., Mircea, M., Paglione, M., Gilardoni, S., Mooibroek, D., Mocnik, G., Favez, O., Paatero, P., Diapoulis, E., Vecchi, R., 2019. European Guide on Air Pollution Source Apportionment with Receptor Models. - Publications Office of the EU [WWW Document]. Jt. Res. Cent. (European Comm. URL. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/b83f25e6-b273-11e9-9d01-01aa75ed71a1/language-en> (accessed 12.20.2022).  
 Blais, J.F., Djedidi, Z., Cheikh, R.B., Tyagi, R.D., Mercier, G., 2008. Metals precipitation from effluents: review. *Pract. Period. Hazard. Toxic. Radioact. Waste Manag.* 12, 135–149. [10.1061/\(ASCE\)1090-025X\(2008\)12:3\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-025X(2008)12:3(135)).  
 Boente, C., Gerassiss, S., Albuquerque, M.T.D., Taboada, J., Gallego, J.R., 2020. Local versus regional soil screening levels to identify potentially polluted areas. *Math. Geosci.* 52, 381–396. <https://doi.org/10.1007/s11004-019-09792-x>.  
 Boente, C., Millán-Martínez, M., Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D., 2022. Physicochemical assessment of atmospheric particulate matter emissions during open-pit mining operations in a massive sulphide ore exploitation. *Atmos. Pollut. Res.* 13, 101391 <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101391>.  
 Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A., Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A.V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R.V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C., Whitsel, L., Kaufman, J.D., 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease. *Circulation* 121, 2331–2378. <https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181dbec1>.  
 Cabello, M., Orza, J.A.G., Dueñas, C., Liger, E., Gordo, E., Cañete, S., 2016. Back-trajectory analysis of African dust outbreaks at a coastal city in southern Spain: selection of starting heights and assessment of African and concurrent Mediterranean contributions. *Atmos. Environ.* 140, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.047>.  
 Caggiano, R., Sabia, S., Speranza, A., 2019. Trace elements and human health risks assessment of finer aerosol atmospheric particles (PM<sub>1</sub>). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 36423–36433. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06756-w>.  
 Cakmak, S., Dales, R., Kauri, L.M., Mahmud, M., Van Ryswyk, K., Vanos, J., Liu, L., Kumarathasan, P., Thomson, E., Vincent, R., Weichenenthal, S., 2014. Metal composition of fine particulate air pollution and acute changes in cardiorespiratory physiology. *Environ. Pollut.* 189, 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.004>.  
 Can-Terzi, B., Ficici, M., Tecer, L.H., Sofuoglu, S.C., 2021. Fine and coarse particulate matter, trace element content, and associated health risks considering respiratory deposition for Ergene Basin. *Thrace. Sci. Total Environ.* 754, 142026 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142026>.  
 Cavalli, F., Viana, M., Yttri, K.E., Genberg, J., Putaud, J.-P., 2010. Toward a standardised thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol. *Atmos. Meas. Tech.* 3, 79–89. <https://doi.org/10.5194/amt-3-79-2010>.  
 Cheng, X., Huang, Y., Wang, R., Ni, S.J., Long, Z.J., Liu, C., 2017. Characteristics and health risk assessment of trace metal(loid)s in PM<sub>10</sub> at a mining city in Southwest China. *Int. J. Environ. Pollut.* 61, 119. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2017.085652>.  
 Chopin, E.B., Alloway, B.J., 2007. Trace element partitioning and soil particle characterisation around mining and smelting areas at Tharsis, Riotinto and Huelva, SW Spain. *Sci. Total Environ.* 373, 488–500. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.037>.  
 Conca, E., Abollino, O., Giacomino, A., Buoso, S., Traversi, R., Becagli, S., Grotti, M., Malandrino, M., 2019. Source identification and temporal evolution of trace elements in PM<sub>10</sub> collected near to Ny-Ålesund (Norwegian Arctic). *Atmos. Environ.* 203, 153–165. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.001>.  
 Connor, J.A., Bowers, R.L., McHugh, T.H., Spexet, A.H., 2007. *RBCA Tool Kit for Chemical Releases. Software Guidance Manual*.  
 Csavina, J., Field, J., Taylor, M.P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E.A., Sáez, A.E., 2012. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Sci. Total Environ.* 433, 58–73. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.013>.  
 da Silva-Rêgo, L.L., de Almeida, L.A., Gasparotto, J., 2022. Toxicological effects of mining hazard elements. *Energy Geosci* 3, 255–262. <https://doi.org/10.1016/j.engeos.2022.03.003>.  
 De Mello, C.B., Tornos, F., Conde, C., Tassinari, C.C.G., Farci, A., Vega, R., 2022. Geology, geochemistry, and geochronology of the giant Rio Tinto VMS deposit, Iberian pyrite Belt, Spain. *Econ. Geol.* 117, 1149–1171.  
 Directive 2008/50/CE, 2008. 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.  
 Ermolin, M.S., Fedotov, P.S., Malik, N.A., Karandashev, V.K., 2018. Nanoparticles of volcanic ash as a carrier for toxic elements on the global scale. *Chemosphere* 200, 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.089>.  
 Fernández-Caliani, J.C., de la Rosa, J.D., Sánchez de la Campa, A.M., González-Castanedo, Y., Castillo, S., 2013. Mineralogy of atmospheric dust impacting the Rio Tinto mining area (Spain) during episodes of high metal deposition. *Mineral. Mag.* 77, 2793–2810. <https://doi.org/10.1180/minmag.2013.077.6.07>.  
 Fernández-Caliani, J.C., Giraldez, M.I., Barba-Brioso, C., 2019. Oral bioaccessibility and human health risk assessment of trace elements in agricultural soils impacted by acid mine drainage. *Chemosphere* 237, 124441. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124441>.  
 Gabari, V., Fernández-Caliani, J.C., 2017. Assessment of trace element pollution and human health risks associated with cultivation of mine soil: a case study in the

- Iberian Pyrite Belt. Hum. Ecol. Risk Assess. 23, 2069–2086. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1364130>.
- Gilbert, R.O., 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Hopke, P.K., 2012. Chemical mass balance. In: Encyclopedia of Environmetrics. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470057339.vac017.pub2>.
- Huertas, J.I., Huertas, M.E., Solís, D.A., 2012. Characterization of airborne particles in an open pit mining region. Sci. Total Environ. 423, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.065>.
- Iarc, I.A. for R. on C., 2014. Agents Classified by the IARC Monographs, pp. 1–109.
- Kabata-Pendias, A., 2010. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10158>.
- Li, H., Qian, X., Wang, Q., 2013. Heavy metals in atmospheric particulate matter: a comprehensive understanding is needed for monitoring and risk mitigation. Environ. Sci. Technol. 47, 13210–13211. <https://doi.org/10.1021/es404751a>.
- Massimi, L., Pietrantonio, E., Astolfi, M.L., Canepari, S., 2022. Innovative experimental approach for spatial mapping of source-specific risk contributions of potentially toxic trace elements in PM10. Chemosphere 307, 135871. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135871>.
- McLaughlin, R.J.W., 1954. Iron and titanium oxides in soil clays and silts. Geochem. Cosmochim. Acta 5, 85–96. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(54\)90043-5](https://doi.org/10.1016/0016-7037(54)90043-5).
- Men, C., Liu, R., Xu, F., Wang, Q., Guo, L., Shen, Z., 2018. Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. Sci. Total Environ. 612, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.123>.
- Men, C., Liu, R., Xu, L., Wang, Q., Guo, L., Miao, Y., Shen, Z., 2020. Source-specific ecological risk analysis and critical source identification of heavy metals in road dust in Beijing, China. J. Hazard Mater. 388, 121763 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121763>.
- Millán-Martínez, M., Sánchez-Rodas, D., Sánchez de la Campa, A.M., de la Rosa, J., 2021. Contribution of anthropogenic and natural sources in PM10 during North African dust events in Southern Europe. Environ. Pollut. 290, 118065 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118065>.
- Moreno, T., Trechera, P., Querol, X., Lah, R., Johnson, D., Wrana, A., Williamson, B., 2019. Trace element fractionation between PM10 and PM2.5 in coal mine dust: Implications for occupational respiratory health. Int. J. Coal Geol. 203, 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2019.01.006>.
- Müller, M., 2022. Meteoblue: weather close to you. <https://www.meteoblue.com/> (accessed 12.February.2022).
- Naraki, H., Keshavarzi, B., Zarei, M., Moore, F., Abbasi, S., Kelly, F.J., Dominguez, A.O., Jaafarzadeh, N., 2021. Urban street dust in the Middle East oldest oil refinery zone: oxidative potential, source apportionment and health risk assessment of potentially toxic elements. Chemosphere 268, 128825. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128825>.
- Nie, D., Wu, Y., Chen, M., Liu, H., Zhang, K., Ge, P., Yuan, Y., Ge, X., 2018. Bioaccessibility and health risk of trace elements in fine particulate matter in different simulated body fluids. Atmos. Environ. 186, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.024>.
- Norris, G., Duvall, R., 2014. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide. EPA 600/R-08/108.
- Paatero, P., 1997. Least squares formulation of robust non-negative factor analysis. Chemometr. Intell. Lab. Syst. 37, 23–35. [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(96\)00044-5](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(96)00044-5).
- Paatero, P., Hopke, P.K., 2003. Discarding or downweighting high-noise variables in factor analytic models. Anal. Chim. Acta 490, 277–289. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(02\)01643-4](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01643-4).
- Paatero, P., Tapper, U., 1994. Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. Environmetrics 5, 111–126. <https://doi.org/10.1002/env.3170050203>.
- Pandey, B., Agrawal, M., Singh, S., 2014. Assessment of air pollution around coal mining area: emphasizing on spatial distributions, seasonal variations and heavy metals, using cluster and principal component analysis. Atmos. Pollut. Res. 5, 79–86. <https://doi.org/10.5094/APR.2014.010>.
- Parviainen, A., Vázquez-Arias, A., Arrebola, J.P., Martín-Peinado, F.J., 2022. Human health risks associated with urban soils in mining areas. Environ. Res. 206, 112514 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112514>.
- Patra, A.K., Gautam, S., Kumar, P., 2016. Emissions and human health impact of particulate matter from surface mining operation—a review. Environ. Technol. Innov. 5, 233–249. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2016.04.002>.
- Peled, R., 2011. Air pollution exposure: who is at high risk? Atmos. Environ. 45, 1781–1785. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.01.001>.
- Pless-Mulloli, T., 2000. Living near opencast coal mining sites and children's respiratory health. Occup. Environ. Med. 57, 145–151. <https://doi.org/10.1136/oem.57.3.145>.
- Querol, X., Alastuey, A., Rosa, J. de la, Sánchez-de-la-Campa, A., Plana, F., Ruiz, C.R., 2002. Source apportionment analysis of atmospheric particulates in an industrialised urban site in southwestern Spain. Atmos. Environ. 36, 3113–3125. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00257-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00257-1).
- Ramírez, O., Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D., 2020. Hazardous trace elements in thoracic fraction of airborne particulate matter: assessment of temporal variations, sources, and health risks in a megacity. Sci. Total Environ. 710, 136344 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136344>.
- Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Kallos, G., Kakaliagou, O., 2001. Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and Eastern Spain. Atmos. Environ. 35, 2433–2447. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00496-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00496-9).
- Royal Decree 102/2011, 28 January, 2011. Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire.
- Royal Decree 9/2005, 14 January, 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Ruggieri, F., Fernandez-Turiel, J.L., Saavedra, J., Gimeno, D., Polanco, E., Amigo, A., Galindo, G., Caselli, A., 2012. Contribution of volcanic ashes to the regional geochemical balance: the 2008 eruption of Chaitén volcano, Southern Chile. Sci. Total Environ. 425, 75–88. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.011>.
- Sáez, R., Almodóvar, G.R., Pascual, E., 1996. Geological constraints on massive sulphide genesis in the Iberian Pyrite Belt. Ore Geol. Rev. 11, 429–451. [https://doi.org/10.1016/S0169-1368\(96\)00012-1](https://doi.org/10.1016/S0169-1368(96)00012-1).
- Salkield, L.U., 1987. A Technical History of the Rio Tinto Mines: Some Notes on Exploitation from Pre-Pheoenician Times to the 1950s. The Institution of Mining and Metallurgy, London, p. 116.
- Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., Márquez, G., Romero, E., de la Rosa, J. D., 2020. 2009–2017 trends of PM10 in the legendary Riotinto mining district of SW Spain. Atmos. Res. 238, 104878 <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104878>.
- Sánchez de la Campa, A.M., de la Rosa, J.D., Fernández-Caliani, J.C., González-Castaneda, Y., 2011. Impact of abandoned mine waste on atmospheric respirable particulate matter in the historic mining district of Rio Tinto (Iberian Pyrite Belt). Environ. Res. 111, 1018–1023. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.07.001>.
- Sastry, V.R., Chandar, K.R., Nagesha, K.V., Muralidhar, E., Mohiuddin, M.S., 2015. Prediction and analysis of dust dispersion from drilling operation in opencast coal mines. Procedia Earth Planet. Sci. 11, 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.06.065>.
- Stein, A.F., Draxler, R.R., Rolph, G.D., Stunder, B.J.B., Cohen, M.D., Ngan, F., 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. Bull. Am. Meteorol. Soc. 96, 2059–2077. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>.
- Stewart, A.G., 2020. Mining is bad for health: a voyage of discovery. Environ. Geochem. Health 42, 1153–1165. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00367-7>.
- Tubis, A., Werbińska-Wojciechowska, S., Wroblewski, A., 2020. Risk assessment methods in mining industry—a systematic review. Appl. Sci. 10, 5172. <https://doi.org/10.3390/app105172>.
- Ulniković, V.P., Kurilić, S.M., 2020. Heavy metal and metalloid contamination and health risk assessment in spring water on the territory of Belgrade City, Serbia. Environ. Geochem. Health 42, 3731–3751. <https://doi.org/10.1007/S10653-020-00617-Z/TABLES/4>.
- UNE, S.A. for S., 2015. UNE-EN 12341. Ambient Air - Standard Gravimetric Measurement Method for the 694 Determination of the PM10 or PM2.5 Mass Concentration of Suspended Particulate Matter. URL. <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0054246> (accessed 10.26.22).
- UNE, S.A. for S., 2008. UNE-EN ISO 9001:2008. Quality Management Systems - Requirements. URL. <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?Tipo=N&c=N0042135> (accessed 2.20.2023).
- USEPA, 1986. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/R-00/004.
- USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002.
- USEPA, 1992. Supplemental Guidance to Risk Assessment Guidance for Superfund: Calculating the Concentration Term.
- USEPA, 2009. Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual (Part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment). OSWER 9285, 7–82. EPA-540-R-070-002.
- Utembe, W., Faustman, E., Matatiele, P., Gumuliam, M., 2015. Hazards identified and the need for health risk assessment in the South African mining industry. Hum. Exp. Toxicol. 34, 1212–1221. <https://doi.org/10.1177/0960327115600370>.
- Van Den Heuvel, R., Den Hond, E., Govarts, E., Colles, A., Koppen, G., Staelens, J., Mampaey, M., Janssen, N., Schoeters, G., 2016. Identification of PM 10 characteristics involved in cellular responses in human bronchial epithelial cells (Beas-2B). Environ. Res. 149, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.029>.
- Vardoulakis, S., Kassomenos, P., 2008. Sources and factors affecting PM10 levels in two European cities: Implications for local air quality management. Atmos. Environ. 42, 3949–3963. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.12.021>.
- Vázquez-Arias, A., Martín Peinado, F., Parviainen, A., 2022. Effect of Parent Material and Atmospheric Deposition on the Potential Pollution of Urban Soils Close to Mining Areas. <https://doi.org/10.22541/au.165470055.56054250/v1>.
- Verginelli, I., Nocentini, M., Baciocchi, R., 2017. An alternative screening model for the estimation of outdoor air concentration at large contaminated sites. Atmos. Environ. 165, 349–358. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.052>.
- Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., Cuevas, E., Rodríguez, S., 2002. Influence of African dust on the levels of atmospheric particulates in the Canary Islands air quality network. Atmos. Environ. 36, 5861–5875. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00463-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00463-6).
- Wild, P., Bourgard, E., Paris, C., 2009. Lung Cancer and Exposure to Metals: the Epidemiological Evidence, pp. 139–167. [https://doi.org/10.1007/978-1-60327-492-0\\_6](https://doi.org/10.1007/978-1-60327-492-0_6).
- Zafra-Pérez, A., Boente, C., de la Campa, A.S., Gómez-Galán, J.A., de la Rosa, J.D., 2023. A novel application of mobile low-cost sensors for atmospheric particulate matter monitoring in open-pit mines. Environ. Technol. Innov. 29, 102974 <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102974>.

Supplementary Material for Boente et al., 2023. “Source apportionment of potentially toxic  $PM_{10}$  near a vast metallic ore mine and health risk assessment for residents exposed”

**Table SM1.** Mean and maximum concentrations, and standard deviation for OC/EC, ions, major elements and compounds analyzed in the three monitoring stations during the full year 2021. Units are expressed in  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

|                          | Element            | Minas Riotinto |     |     | Nerva |     |     | La Dehesa |     |     |
|--------------------------|--------------------|----------------|-----|-----|-------|-----|-----|-----------|-----|-----|
|                          |                    | Mean           | Max | Std | Mean  | Max | Std | Mean      | Max | Std |
| $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | OC                 | 2.7            | 14  | 1.6 | 3.1   | 9.8 | 1.8 | 2.5       | 22  | 2.7 |
|                          | EC                 | 0.5            | 2.6 | 0.4 | 0.4   | 1.5 | 0.3 | 0.5       | 6.8 | 0.8 |
|                          | Ca                 | 0.6            | 3.8 | 0.7 | 0.6   | 3.6 | 0.7 | 0.6       | 4.0 | 0.8 |
|                          | K                  | 0.3            | 1.4 | 0.3 | 0.3   | 1.3 | 0.3 | 0.4       | 1.9 | 0.4 |
|                          | Na                 | 0.6            | 3.3 | 0.5 | 0.5   | 2.5 | 0.5 | 0.6       | 3.0 | 0.5 |
|                          | Mg                 | 0.2            | 1.1 | 0.2 | 0.2   | 1.0 | 0.2 | 0.5       | 2.6 | 0.5 |
|                          | Fe                 | 0.6            | 2.8 | 0.6 | 0.6   | 2.5 | 0.5 | 1.9       | 10  | 1.9 |
|                          | Cl                 | 0.4            | 5.2 | 0.7 | 0.3   | 4.3 | 0.6 | 0.4       | 5.1 | 0.7 |
|                          | $\text{CO}_3^{2-}$ | 1.4            | 8.2 | 1.6 | 1.5   | 7.7 | 1.6 | 2.2       | 9.7 | 2.2 |
|                          | Si                 | 4.1            | 27  | 5.3 | 4.7   | 25  | 5.1 | 8.7       | 39  | 9.0 |
|                          | Al                 | 1.4            | 9.0 | 1.8 | 1.6   | 8.2 | 1.7 | 2.9       | 13  | 3.0 |
|                          | $\text{PO}_4^{3-}$ | 0.1            | 0.2 | 0.0 | 0.1   | 0.2 | 0.0 | 0.1       | 0.3 | 0.1 |
|                          | $\text{SO}_4^{2-}$ | 1.3            | 4.5 | 0.9 | 1.3   | 4.4 | 0.8 | 1.4       | 4.6 | 1.0 |
|                          | $\text{F}^-$       | 0.0            | 0.1 | 0.0 | 0.0   | 0.1 | 0.0 | <0.1      | 0.1 | 0.0 |
|                          | $\text{NO}_3^-$    | 1.0            | 4.3 | 0.8 | 1.1   | 3.2 | 0.8 | 1.0       | 4.4 | 0.9 |
|                          | $\text{NH}_4^+$    | 0.1            | 0.4 | 0.1 | 0.1   | 0.4 | 0.1 | 0.1       | 0.6 | 0.1 |



**Figure SM1.** Location of high-volume air samplers for a) Minas de Riotinto; b) Nerva; and c) La Dehesa.

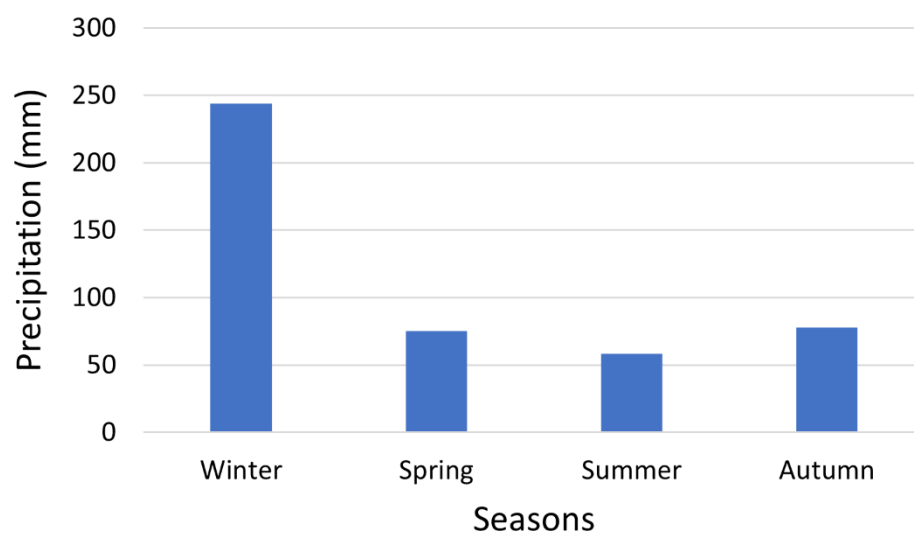


**Figure SM2.** Accumulated precipitation by season in the Rio Tinto mining district. Data obtained from Müller et al, 2022.

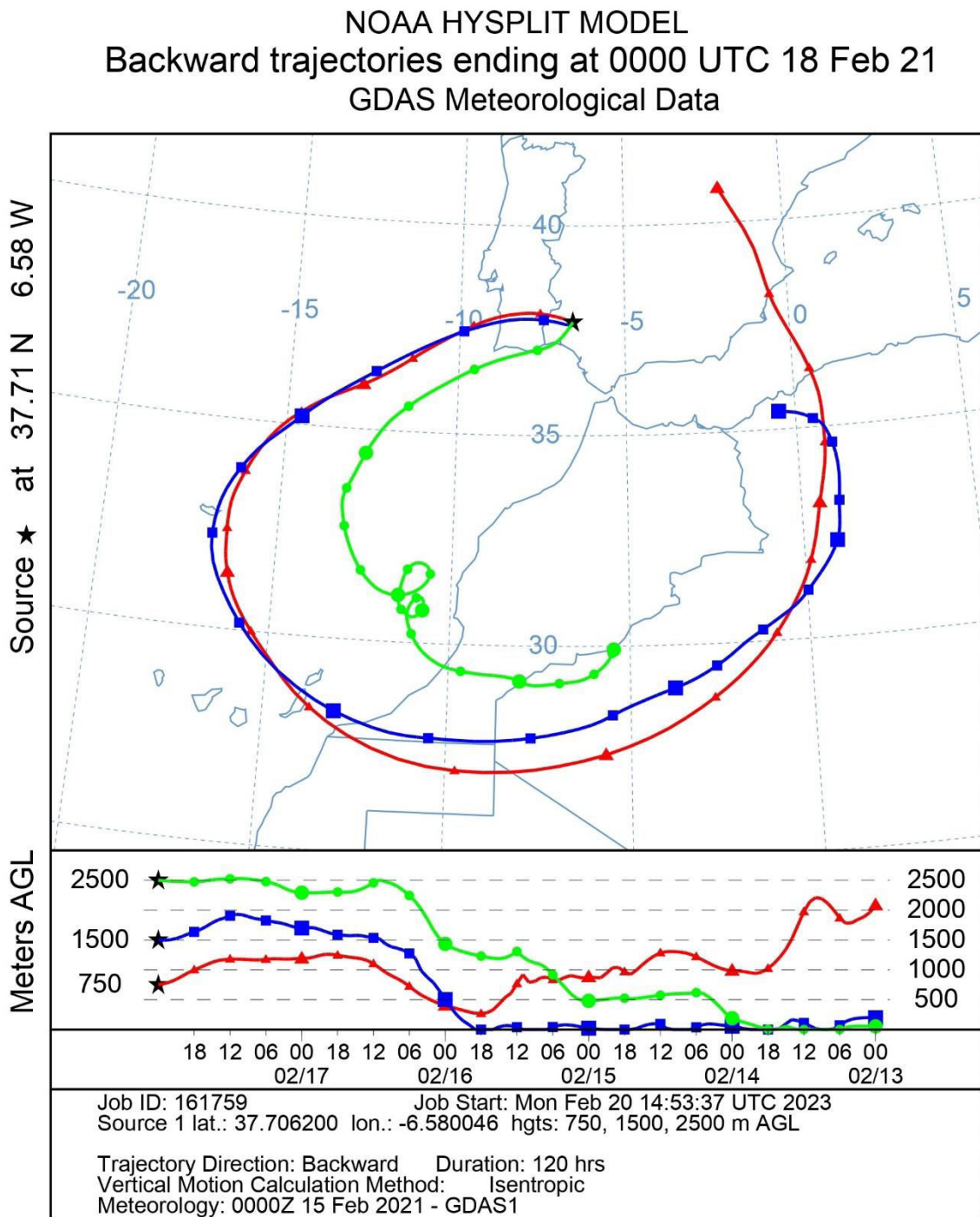


**Figure SM3.** Full datasheet for NOAA's Hysplit Model backward trajectories ending at the Rio Tinto mining district for 18<sup>th</sup> February 2021.

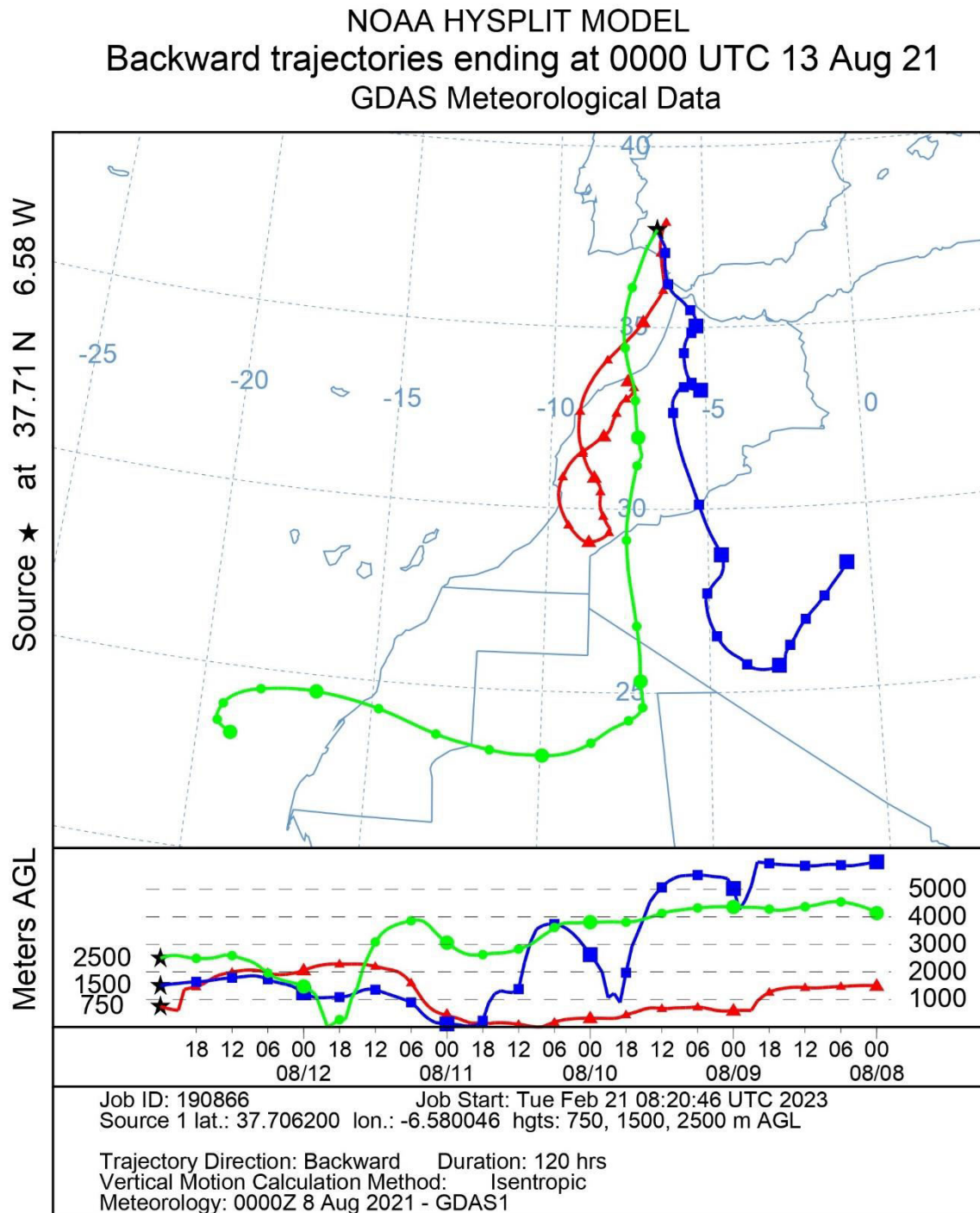


**Figure SM4.** Full datasheet for NOAA's Hysplit Model backward trajectories ending at the Rio Tinto mining district for 13<sup>th</sup> August 2021.

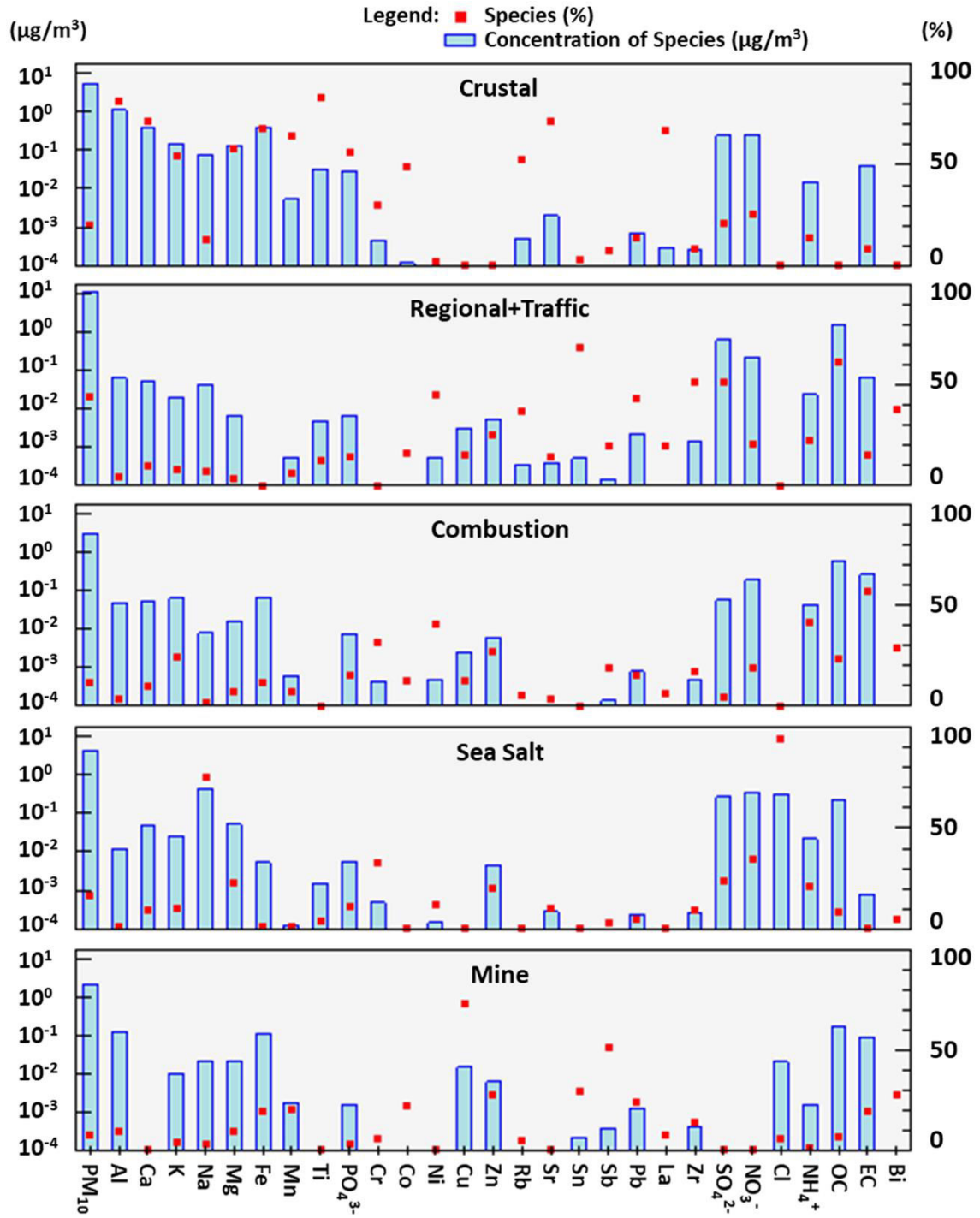


Figure SM5. Chemical profiles for PM<sub>10</sub> sources for Minas de Riotinto.

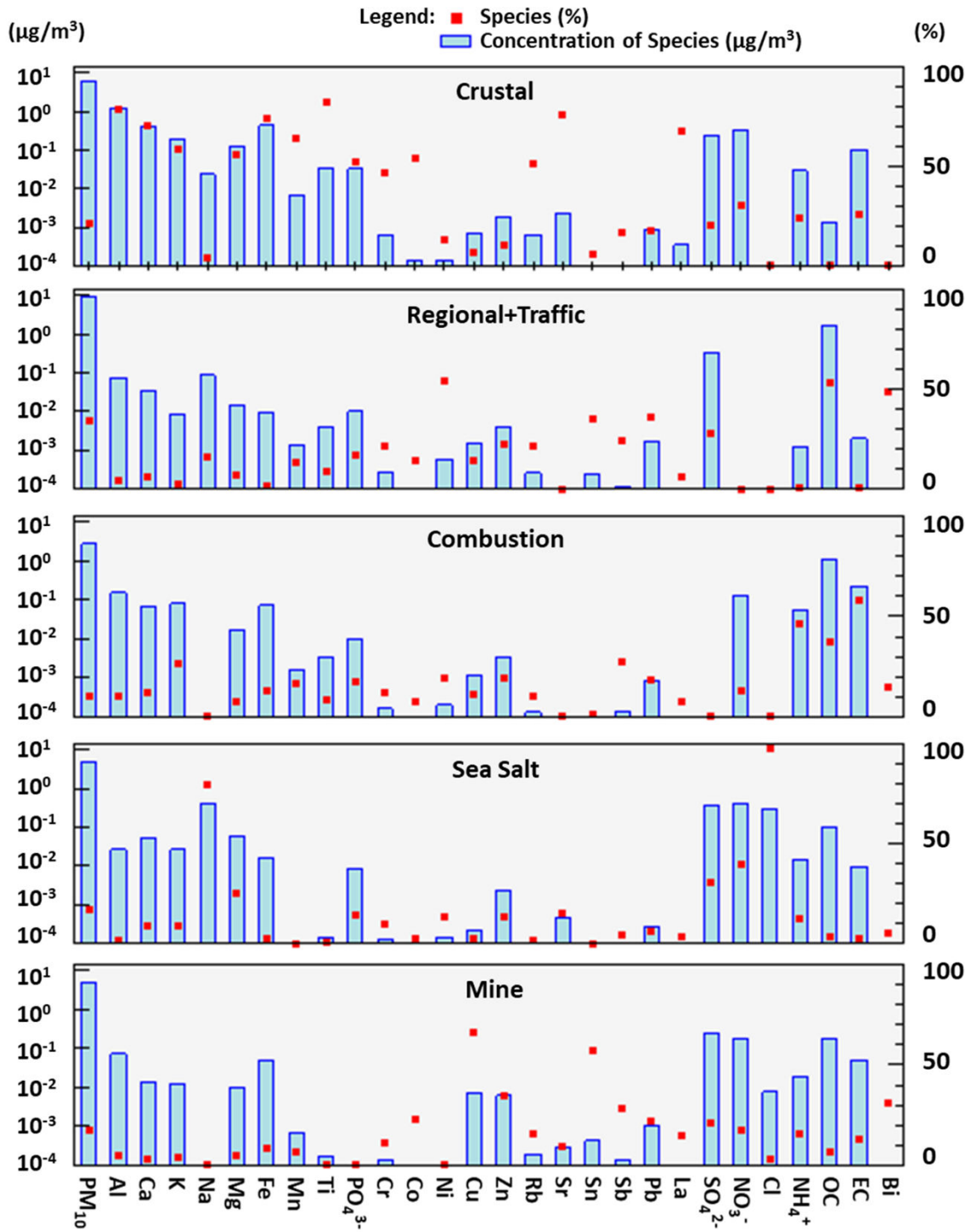


Figure SM6. Chemical profiles for PM<sub>10</sub> sources for Nerva.

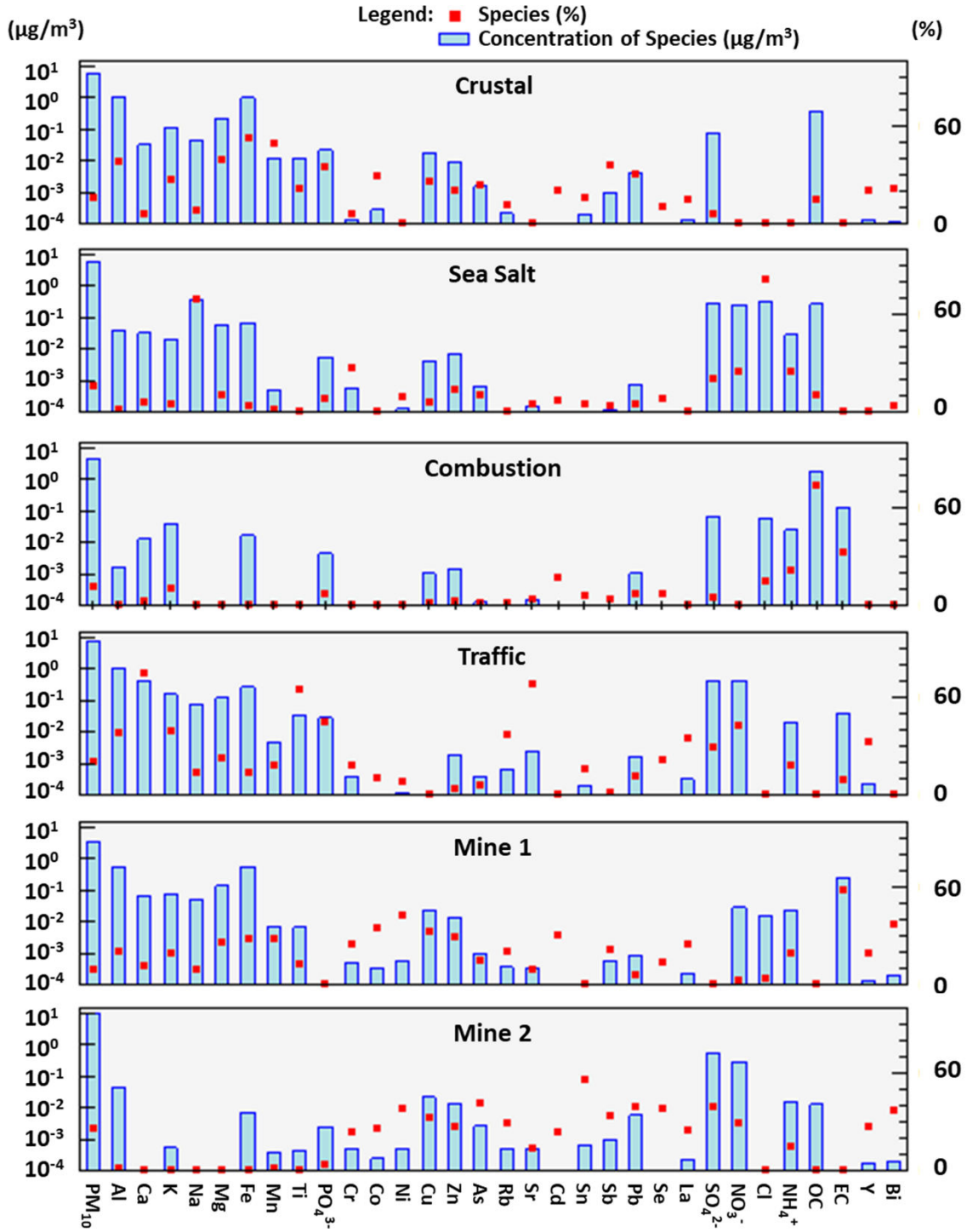


Figure SM7. Chemical profiles for  $\text{PM}_{10}$  sources for La Dehesa.

## 4.2 Artículo 2

### **A novel application of mobile low-cost sensors for atmospheric particulate matter monitoring in open-pit mines**

La segunda investigación aborda la problemática de las minas a cielo abierto, como una fuente significativa de PM en la atmósfera, debido a la constante actividad de movimiento de tierras y operaciones. Por ello, la relación entre las altas concentraciones de PM y los efectos adversos en la salud ha promovido el control permanente de las emisiones fugitivas de las minas, ya que son una preocupación para la salud pública. Sin embargo, el gran tamaño de estas minas dificulta y encarece la monitorización con equipos reglamentarios convencionales, lo que lleva a la necesidad de encontrar tecnologías alternativas con una relación calidad/precio adecuada para la industria minera.

En este estudio, se propone una novedosa metodología para la monitorización espacio-tiempo de las concentraciones de PM en minas a cielo abierto utilizando LCS. La investigación se llevó a cabo en la mina de Riotinto durante tres años (2019-2021) e incluye una detallada calibración de los LCS móviles utilizados, que cumplieron con los estándares europeos y estadounidenses. Los diagramas de tendencia temporal permitieron determinar las concentraciones máximas emitidas de PM ( $1600 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ) y las variaciones estacionales.

Además, la distribución espacial puso en evidencia las principales fuentes de PM dentro de la mina, que incluyen el área de extracción minera, la planta de procesamiento de minerales, el depósito de materiales finos y las principales vías de acceso a la mina. Finalmente, la integración de estos datos con información meteorológica permitió identificar las rutas de escape de las emisiones fugitivas de la mina hacia las poblaciones cercanas: principalmente hacia el oeste-suroeste, con concentraciones que oscilaban principalmente entre  $50\text{-}100 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$  y  $20\text{-}50 \mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$ .

Los resultados de esta investigación son significativos, ya que los LCS móviles parecen ser una solución eficaz para la monitorización de emisiones fugitivas en ambientes mineros y contribuir a que las explotaciones mineras sean más respetuosas con el medio ambiente.



Contents lists available at ScienceDirect

Environmental Technology & Innovation

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/eti](http://www.elsevier.com/locate/eti)



## A novel application of mobile low-cost sensors for atmospheric particulate matter monitoring in open-pit mines

A. Zafra-Pérez<sup>a,\*</sup>, C. Boente<sup>a,\*</sup>, A. Sánchez de la Campa<sup>a</sup>, J.A. Gómez-Galán<sup>b</sup>, J.D. de la Rosa<sup>a</sup>

<sup>a</sup> CIQSO-Center for Research in Sustainable Chemistry, Associate Unit CSIC-University of Huelva "Atmospheric Pollution", Campus El Carmen s/n, 21071 Huelva, Spain

<sup>b</sup> Department of Electronic Engineering, Computers and Automation, University of Huelva, Huelva 21007, Spain



### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 6 October 2022

Received in revised form 14 November 2022

Accepted 25 November 2022

Available online 29 November 2022

#### Keywords:

PM<sub>10</sub>

Sensor

Calibration

Air pollution

Mining

### ABSTRACT

Open-pit mines are an important source of atmospheric particulate matter (PM) owing to the constant earth-moving and crushing. The well-known association between high PM concentrations and adverse health effects has made the permanent control of fugitive emissions from mines a public health concern. Nevertheless, the large size of these mines renders this task difficult and expensive to perform with regulatory apparatuses; subsequently, the mining industry requires other technologies with a suitable quality/price ratio. In this study, a novel methodology for the space-time monitoring of PM concentrations in open-pit mines using mobile low-cost sensors (LCSs) is proposed. The study was carried out in the renowned mine of Riotinto for three years (2019–2021). It included a detailed calibration of the mobile LCSs that fulfilled the European/US standards. Time tendency diagrams determined the maximum PM concentrations emitted ( $\approx 1600 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ ) and also the seasonal variations. The spatial distribution also revealed the main sources of PM within the mine, which were the mining pit, mineral processing plant, spoil heap of fine materials, and main mining tracks. Finally, the integration of these data together with meteorological information allowed the discovery of the routes of escape of fugitive emissions from the mine toward nearby populations: toward W-SW, with concentrations primarily ranging between 50–100  $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$  and 20–50  $\mu\text{g PM}_{2.5}/\text{m}^3$ . The results of this research are important as mobile LCSs seem to solve the issue of fugitive emissions monitoring in mining ambiances and will aid the exploitations to become more environmentally friendly.

© 2022 The Author(s). Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

### 1. Introduction

The World Health Organization has declared that atmospheric particulate matter (PM) is responsible for 4.2 million premature deaths every year (World Health Organization, 2018), thus confirming atmospheric pollution to be a threat to global public health. Epidemiological researchers have found that prolonged exposure to PM can result in multiple negative effects on health, including respiratory ailments such as lung cancer (Clark et al., 2010; Zhou et al., 2015; Falcon-Rodríguez et al., 2016; Raaschou-Nielsen et al., 2016), cardiovascular mortality (Burnett et al., 2018), and more adverse consequences in newborns (Lee et al., 2013; Klepac et al., 2018). Concerns over the negative effects of PM on health have prompted

\* Corresponding authors.

E-mail addresses: [adrian.zafra@dfaie.uhu.es](mailto:adrian.zafra@dfaie.uhu.es) (A. Zafra-Pérez), [carlos.boente@dimme.uhu.es](mailto:carlos.boente@dimme.uhu.es) (C. Boente).

<https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102974>

2352-1864/© 2022 The Author(s). Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

legislation worldwide (e.g., Europe, Directive 2008/50/EU, China, [MEP, 2012](#) or the USA, [U.S. Environmental Protection Agency, 2012](#)), with the establishment of threshold concentrations for fine ( $<2.5 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ) and coarse ( $<10 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{10}$ ) PM, thereby aiming to control the devastating consequences of air pollution ([World Health Organization, 2021](#)).

PM concentrations in the air have traditionally been measured and monitored using fixed-site air quality stations equipped with regulatory apparatuses that despite being extremely precise, have frequent prohibitive costs of acquisition, operation, and maintenance ([Brauer et al., 2019](#); [Brauer, 2010](#); [Pope et al., 2011](#)). Therefore, these stations were limited to spar locations in large cities or to specific points of interest ([Apte and Pant, 2019](#)). However, in certain studies involving microenvironments (e.g., offices, industrial plants, underground mines), a higher degree of scale and resolution is needed because concentrations of PM can vary significantly at very small distances and during short periods ([Snyder et al., 2013](#)). Hence, more complex problems require higher spatial resolution for air pollutants. In this context, recent technological advances have led to the proliferation of mobile low-cost sensors (LCSs) for air quality monitoring ([Borghi et al., 2017](#); [McKercher et al., 2017](#)). These have emerged as a novel and promising technology that has increasingly been used for monitoring small-scale  $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2.5}$  concentrations and air pollution assessment because they can easily be transported with mobile platforms, such as cars or unmanned aerial vehicles (UAVs) ([Van den Bossche et al., 2015](#); [Apte et al., 2017](#); [Pang et al., 2021](#); [Yu et al., 2022](#)).

Nevertheless, a critical issue involving air pollution monitoring through mobile LCSs must be acknowledged, which is the reliability of the data. Laboratory and field tests have revealed that the performance of these LCSs may vary substantially between different models or even between different units within the same model ([Singh et al., 2021](#); [Levy Zamora et al., 2019](#); [Hagan et al., 2018](#); [Kelly et al., 2017](#)). Therefore, calibration of the devices is mandatory to ensure correct measurements. This is frequently done by comparing the results of mobile LCSs with the above-mentioned fixed-site stations ([Riley et al., 2016](#); [Tessum et al., 2018](#)). It is worth mentioning that calibrations have greatly been improved in recent years, sometimes by complex mathematical algorithms, and it has become possible to obtain very accurate results ([Báthory et al., 2022](#); [Zimmerman et al., 2018](#); [Spinelle et al., 2017, 2015](#)). Thus, networks of LCSs have begun to be established and scientifically approved. LCSs have been included in massive air quality monitoring networks, namely large-scale applications, promoted by governments and private corporations, such as the USA's Imperial County Community Air Monitoring Network ([English et al., 2017](#)), the Community Air Sensor Network Southeast (CAIRSENSE, [Jiao et al., 2016](#)), or the Swiss "Open-Sense" network ([Hasenfratz et al., 2015](#)). There are also applications on a mid-scale, referred to specific contexts where mobile LCSs have also been successfully implemented and where there are no other solutions for the permanent monitoring of PM concentrations in 3D space. For instance, [Rodríguez and López-Darias \(2021\)](#) used LCSs to assess the stratification of Saharan dust in Santo Antão island ( $785 \text{ km}^2$ ). In another study, [Popoola et al. \(2018\)](#) used mobile LCSs to assess the contribution of air traffic to air pollution at London Heathrow Airport ( $12.14 \text{ km}^2$ ).

The novelty of mobile LCS is that they allow to provide information of PM concentrations every second at any location, being very useful as warning systems against dust emissions in places where potentially toxic PM is highly produced and permanent monitoring is required. In line with these mid-scale applications, it was found that mines are indisputable sources of PM, sometimes even containing high concentrations of potentially toxic elements ([Patra et al., 2016](#); [Noble et al., 2017](#); [Gautam et al., 2018](#); [Roy et al., 2019](#)). Therefore, PM monitoring is very important to protect the health of workers and individuals residing in surrounding areas in light of possible environmental disasters involving health urgencies ([Johnson et al., 2019](#); [Mpanza et al., 2022](#)). Surprisingly, this simple task cannot be adequately performed because of the lack of technologies for the permanent monitoring of PM in mines, which hampers the possibility of controlling fugitive emissions. More specifically, this study aimed to provide researchers and mining companies with a novel methodology to spatially control the distribution of PM based on the data obtained from mobile LCSs regularly transported within the mining facilities by pickup trucks for three years (2019–2021). The present study was carried out in the large and prestigious mine of Riotinto ( $18.74 \text{ km}^2$ ). In this place, [Boente et al. \(2022\)](#) reported a considerable amount of PM released by mining operations, and its impact was reflected in populations residing nearby ([Sánchez de la Campa et al., 2020](#)). Therefore, this area was optimal for the development of this innovative application of mobile LCSs that has never been tested before.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study area

The Riotinto mining district (Huelva, Spain; [Fig. 1](#)) is one of the largest polymetallic sulfide open-pit mines in the world ([Leistel et al., 1997](#)). It is located in the Iberian Pyrite Belt (sub-Portuguese section), and its predominant ores are pyrite, chalcopyrite, arsenopyrite, sphalerite, and galena. The main metal exploited was copper (Cu), with a mean ore grade of 0.42% ([Tornos, 2006](#)). This prominent mineral wealth attracted various international corporations that kept the mine operational between 1873 and 2001, when it closed by profit motives. However, the mine was reactivated in 2015 because of the novel technological advances that allowed the exploitation of ores of low grade, up to 0.20%; currently, approximately 9000 people reside in three towns surrounding the exploited mine ([Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía, 2021](#)).

The low-grade ores exploited required hard earth and rock movements. Moreover, the mine was large (approximately  $20 \text{ km}^2$  in area). The climate was dry with low precipitation, and the area was mountainous, with strong winds throughout

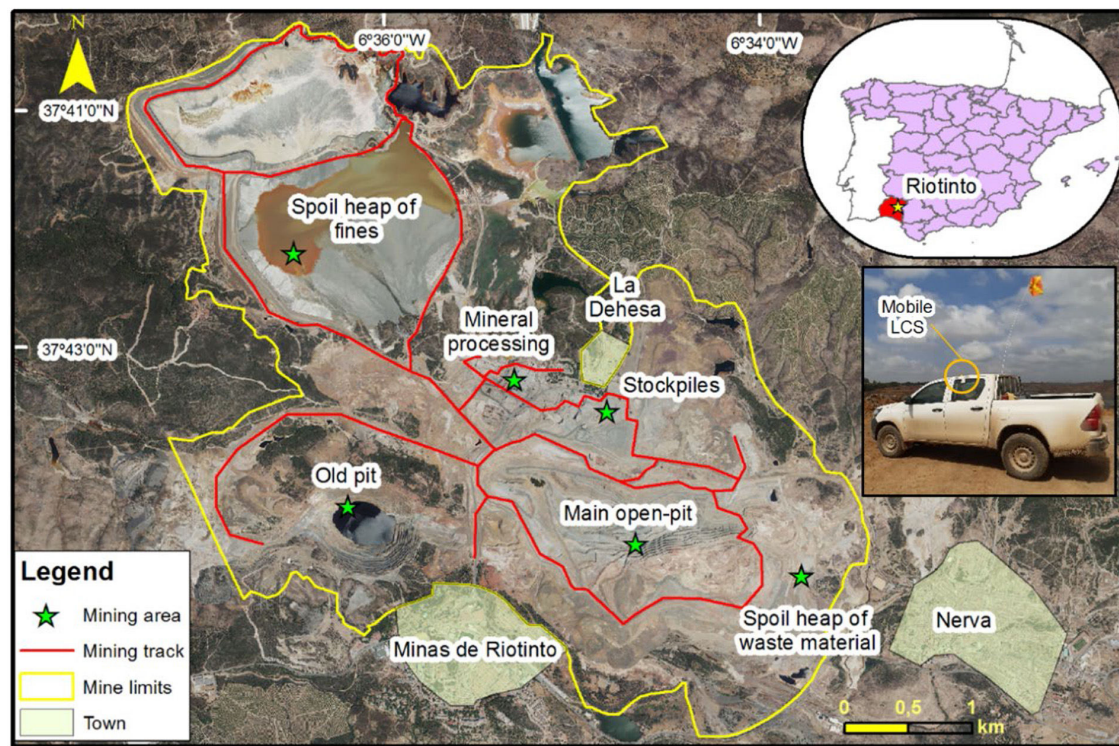


**Fig. 1.** Location of the Riotinto mine in Huelva, Spain. Vehicles used and position of the mobile Low-cost sensor. Mining tracks for the routes and the different mining areas they crossed.

the year. All these factors encouraged the production of high amounts of PM. Thus, air pollution was considered to be one of the main environmental concerns in the Riotinto mining district (Sánchez de la Campa et al., 2020).

To control air quality, mining companies implemented emission abatement systems for controlling fugitive emissions into the atmosphere. The main technology used was irrigation performed with water neutralized with calcium carbonate from the mining processes. The production of Cu in the Riotinto mine in 2021 was 56,139 tons after treating the plant with 15.8 million tons of mineral, one million more than the year before (ATYM, 2021). Thus, the main sources of PM were open-pit mining operations and mineral processing plants (Boente et al., 2022). The main areas of the mine are shown in Fig. 1.

## 2.2. Mobile LCSs

Data acquisition was performed using a single low-cost (<300 USD) and consumer-based unit for the entire study (Badura et al., 2019). The unit contains a PMS7003 internal optical particle sensor from Plantower Co. LTD. (Beijing, China) to measure the PM, with dimensions of  $13.23 \times 9.83 \times 2.79$  cm and a weight of 142 g. The detectable particle sizes are smaller than 10, 2.5, and  $1 \mu\text{m}$  (namely  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_1$ , respectively), and the effective range of detectable particle concentrations is from 0 to  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , with a maximum consistency error of  $\pm 10\%$  at  $100\text{--}500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a resolution of  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , and durability of more than three years. Additionally, the device also has a relative humidity (RH) sensor (HIH-5030-001, Honeywell, Golden Valley, Minnesota) with an accuracy of  $\pm 3\%$  RH (max.) at 11%–89% RH and a temperature (T) sensor (MCP9700T-E/TT, Microchip, Arizona, USA) with an accuracy of  $\pm 4^\circ\text{C}$  (max.) at  $0\text{--}70^\circ\text{C}$ . All three sensors have a 1 s time resolution and a 2000 mAh 3.7 V rechargeable lithium battery that can power the instrument for 10 h when fully charged. Using Bluetooth<sup>®</sup>, the device can be paired with a smartphone (Android<sup>®</sup> OS) running the AirCasting app (aircasting.org). At the end of each mobile session, the data collected from PM, RH, and T were sent to a free and open-source platform, Crowdmap, where the data were combined with geographic coordinates collected by GPS (Google Maps<sup>®</sup>) to generate heat maps that indicated where the PM concentrations were highest and lowest, making the device a mobile LCSs.

## 2.3. Calibration of mobile LCSs and validation

The mobile LCSs for PM used in this study (Plantower PMS7005) were originally calibrated using a standard aerosol (ISO 12103 – A1, 2016), outdoors in the Arizona Desert (USA). The physical properties of this material and the climatic conditions in the study area were different from those in the Riotinto mine. For this reason, some authors have highlighted the importance of proper calibration prior to its use utilizing regulatory apparatuses and emulating workplace conditions (Giordano et al., 2021).

Prior to the start of the sampling campaign, a comprehensive calibration of the PM sensor Plantower PMS7003 was carried out following the recommendations of previous researchers (Badura et al., 2018), the EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 2021a), and EU protocols (EU Working Group, 2010). This was done by means of an outdoor field campaign for 64 days (24 h per day, totalizing 1536 h) using two apparatuses located in an official air quality monitoring station belonging to the Andalusian government. The station is located at 55 km in straight line in the city of Huelva, which presents the same climate conditions, due to availability of equipment, it was not possible to calibrate it in a closest area. Thus, mobile LCSs were measured simultaneously with (1) a beta attenuation 5014i model (Thermo Scientific, Franklin, USA, UNE-EN 16450, 2017), with a resolution of  $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , equipped with a smart heathy system. This is a piece of fixed-site monitoring equipment that offer continuous and real-time measurements of  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations with a time resolution of 1 s. (2) a regulatory (UNE-EN 12341, 2015) high-volume air sampler (MCV CAVF-PM1025,  $30 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ , Barcelona, Spain) equipped with  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  Munkell quartz fiber filters that collect PM for 24 h.  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations were determined in the laboratory following the gravimetric standard procedure (UNE-EN 12341, 2015).

The process of data treatment for calibration was the same as that used by some researchers (Zimmerman, 2022; U.S. Environmental Protection Agency, 2021b; Kang et al., 2017). It consisted of a time resolution transformation: data from mobile LCSs and beta attenuation devices are directly comparable because they have the same time resolution (1 s); however, to make both comparable with the high-volume air sampler (MCV), which has a different time resolution (24 h), all 1 s measures from mobile LCSs and beta attenuation device needed to be averaged for the same 24 h period.

Afterwards, the quality of calibration was carried out via linear regression between (1) the mobile LCSs and beta attenuation device and (2) mobile LCSs and MCV. These two linear regressions were compared to the results obtained by other researchers. Once approved, a calibration factor was extracted from mobile LCSs and MCV regressions. Owing to this calibration factor, it was possible to correct the PM raw data directly measured by the mobile LCSs, thus obtaining similar results to those obtained by the regulatory apparatuses.

Finally, up to five goodness-of-fit statistical indicators were used to validate whether the corrected LCS  $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2.5}$  concentrations are more proxy for reality than the raw LCS concentrations (Table SM1). Researchers have previously applied all these to fine PM air sensors (Gressent et al., 2020; Wu et al., 2020). The indicators are the mean bias (MB), normalized mean bias (NMB), root mean square error (RMSE), normalized mean error (NME), and normalized root mean square error (NRMSE).

Another issue involving mobile LCSs is their behavior after multiple hours of use. PM measurements can worsen over time because of the effect of drift. In this respect, although studies by authors such as Mukherjee et al. (2017) showed that Plantower PMS7003 has a long precision even in the long term, others noticed that it can undergo damages that may affect the quality of the measurements in the long term under certain outdoor conditions (Bulot et al., 2019). In this study, the drift was quantified for  $\text{PM}_{10}$  using the results from beta attenuation 5014i. Thus, following the EPA protocols (U.S. Environmental Protection Agency, 2021b), data were selected from the first and the last five days of the total 64 days that the calibration lasted for. Differences were established through linear regression for the first and last five days (Unal-Palmira, 2019; U.S. Environmental Protection Agency, 2021b).

## 2.4. Sampling campaign

The sampling campaign with the mobile LCSs was conducted for three years (January 2019–December 2021). In 2019, 69 samplings were carried out, corresponding to one per week and two during summer, which is a dryer season than winter. In 2020, two samples were collected every week for a total of 110 samplings. In 2021, the frequency increased to three per week for a total of 155 samples. Thus, 334 samples were collected over the three years. The condition of no sampling during rainfall events was imposed in order to avoid the influence of rain that would distort results and interpretations.

Each sampling corresponded to a route across the mine with the mobile LCSs located on the side of a pickup truck (Fig. 1), ensuring that the particles suspended by driving do not reach the sensor. The route in the mining vehicle was always covered at a low speed ( $<30 \text{ km/h}$ ), which was the maximum speed allowed by the mining company. In this context, Gressent et al. (2020) stated that up to  $50 \text{ km/h}$ , the motion of the vehicle does not affect the measurement of the mobile LCSs. Higher speeds cause errors in the measurements, and speeds of more than  $80 \text{ km/h}$  contest the validity of the data acquired. After each sampling, the mobile LCS is stored in a metal box at  $20^\circ\text{C}$  to prevent deterioration of the equipment.

The route consisted of a long-distance tour across a mine with a duration of 1 h. It crossed the main mining tracks, mineral processing plants, berms, and spoil heaps of coarse and fine materials. When covering the route, pickup trucks frequently encountered operators performing typical mining activities, such as mining machine traffic, drilling, and loading of ore and waste material. It is worth mentioning that the track may change slightly because the mine is constantly evolving and mining tracks are frequently getting modified. However, these areas, which were identified as the main sources of atmospheric PM in a previous study (Boente et al., 2022), were always crossed.

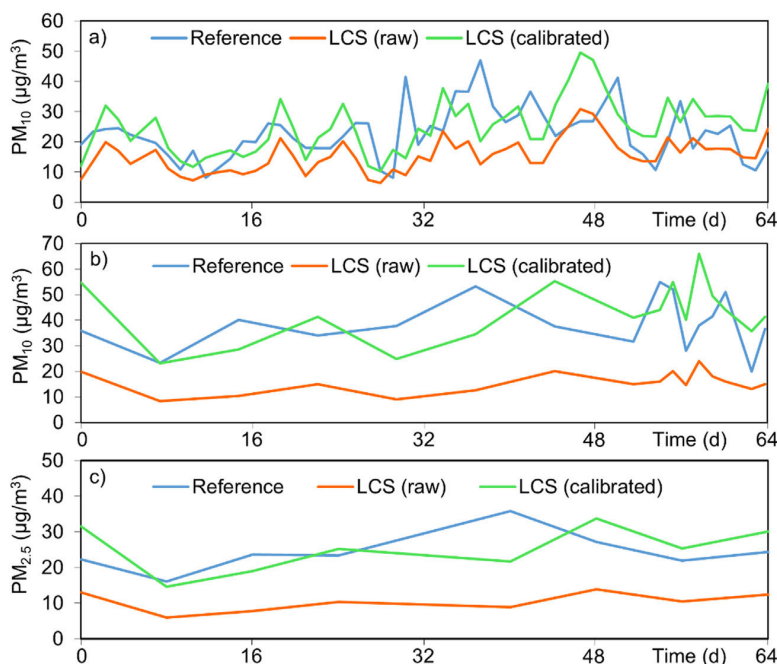


**Fig. 2.** (a) Intercomparison between mobile LCSs and beta attenuation 5014i (Reference). Average  $\text{PM}_{10}$  concentrations for 24 h. (b) Intercomparison between mobile LCSs and MCV CAVF-PM102 (Reference). Average  $\text{PM}_{10}$  concentrations for 24 h. (c) Intercomparison between mobile LCSs and MCV CAVF-PM102 (Reference). Average  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations for 24 h. . (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

## 2.5. Data treatment

Hourly data for the meteorological parameters were obtained from the MeteoBlue© platform. MeteoBlue© is a software that assembles meteorological data from different models (NEMSGLOBAL, ERA5, NEMS12 y NEMS4, ICON, among others, Müller, 2021), from series ranging from 1984 to today through the premium package *History+*. The meteorological station selected was Nerva (37.696°N 6.550°W, 336 m.a.s.l.), the one closest among those available to the Riotinto mine (3 km). The spatial resolution is 30 km (between 1984 and 2007) and 4 km (from 2008 to now). Although the platform can provide multiple meteorological parameters (e.g., T, precipitation, radiation), in this study, there were exclusively extracted wind speed and wind direction. All data related to wind speed and direction were introduced in the statistical package OpenAir (Carslaw, 2021; Carslaw and Ropkins, 2012), constructed with the integrated development environment of RStudio (RStudio Team, 2020). OpenAir offers a rapid and versatile series of R scripts that provide graphical outputs of time series for meteorological data, which can substantially support the interpretation of the study results. For the present research, the following OpenAir commands were used to obtain different graphical outputs: calculate nonparametric smooth trends (Function smoothTrend), diurnal, day of the week, monthly variation (timeVariation), pollution rose variation (pollutionRose), and flexible scatter plots (scatterPlot). Additionally, a principal component analysis (PCA) was performed using SPSS v.22 to study the relationship between these variables. As proposed for geochemical data (Reimann and de Caritat, 2005), the varimax/orthogonal rotation was used to extract factors using the Kaiser/Guttman criterion.

## 3. Results and discussion

### 3.1. Evaluation of mobile LCS monitoring in the mining environment

After calibration was performed as described in Section 2.3, first, the results for the intercomparison between the mobile LCSs under examination and the apparatuses already installed (the beta attenuation 5014i device and the regulatory MCV CAVF-PM1025 High-Volume Air Sampler) are shown (Fig. 2). At first glance, PM data corresponding to calibrated data (green) overlap more with the reference (blue) lines than with the raw data (orange). Indeed, after collating raw data, it was observed that, by default, the mobile LCSs underestimate the risk-providing concentrations that are most of the time below those provided by official apparatuses. With the new calibration, this has been corrected.

**Table 1**

Results of linear regression between mobile LCSs (PM<sub>2.5</sub> Plantower PMS7003) and MCV CAVF-PM102 for PM<sub>2.5</sub> filters.

| Source                  | Sensor            | Slope        | Intersection | R <sup>2</sup> |
|-------------------------|-------------------|--------------|--------------|----------------|
| Badura et al. (2018)    | Plantower PMS7003 | 3.57         | −11.82       | 0.91           |
| (AQ-SPEC, 2016)         |                   | 1.35         | −7.21        | 0.84           |
| Unal-Palmira (2019)     |                   | 0.56         | −8.48        | 0.44           |
| Frederick et al. (2020) | PM <sub>2.5</sub> | Not provided | Not provided | 0.47           |
| Mukherjee et al. (2017) |                   | 0.36         | 4.91         | 0.62           |
| Own                     |                   | 0.71         | −4.95        | 0.83           |

**Table 2**

Average 24 h concentration of PM<sub>10</sub> for the raw and calibrated data in the reference equipment and the mobile LCSs during the calibration. Deviations for goodness-of-fit statistical indicators for raw and calibrated data.

| PM <sub>10</sub> (μg/m <sup>3</sup> ) | Beta Atte. 24 h |            | MCV 24 h |            |
|---------------------------------------|-----------------|------------|----------|------------|
| Reference (μg/m <sup>3</sup> )        | 22.9            |            | 40.2     |            |
|                                       | Raw             | Calibrated | Raw      | Calibrated |
| Mobile LCSs (μg/m <sup>3</sup> )      | 15.6            | 25.1       | 16.2     | 44.4       |
| Statistical indicators                | Deviations      |            |          |            |
| MB (μg/m <sup>3</sup> )               | −7.29           | 2.21       | −24.0    | 4.25       |
| NMB (%)                               | −31.9           | 9.66       | −59.8    | 10.6       |
| RMSE (μg/m <sup>3</sup> )             | 11.3            | 10.5       | 27.8     | 18.4       |
| NME (%)                               | 36.8            | 36.5       | 59.7     | 38.2       |
| NRMSE (%)                             | 49.5            | 45.9       | 69.1     | 45.8       |

In this context, the results obtained from the calibration of PM<sub>2.5</sub> were excellent when compared to the calibrations performed in other studies via linear regression (Table 1). For instance, the  $R^2 = 0.83$  for PM<sub>2.5</sub> MCV CAVF-PM102 filters is the third best adjustment among other calibrations for the same sensor. These results are acceptable as it is a comparison between equipment that measures everything that accumulates in the PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub> filters every second for over 24 h. These differences are frequently attributed to climatic conditions. Malings et al. (2020) detected that RH, T, and high concentrations of PM may negatively affect measurements by LCSs. Based on this, Magi et al. (2020) confirmed that high RH may change the refraction indices of atmospheric PM and lead to their hygroscopic growth, inducing errors in the measurements.

To evaluate how the calibrated data fit the real measure, goodness-of-fit statistical indicators were applied apart from  $R^2$ . For PM<sub>2.5</sub>, some international organizations involving air pollution, such as the EU (EU Working Group, 2010), the United Kingdom (Breathe London, 2019), and the United States (U.S. Environmental Protection Agency, 2021a) have delimited threshold errors for goodness-of-fit statistical indicators. These are summarized in Table SM2, where it can be observed that the calibrated LCS values fulfill the objectives established in the USEPA recommendations for slope, the intersection of the calibration line,  $R^2$ , RMSE, and NRMSE statistical indicators (U.S. Environmental Protection Agency, 2021b). All the calibrated data were highly improved in comparison to the raw data. Therefore, this calibration was optimal for PM<sub>2.5</sub>.

Regarding the calibration of PM<sub>10</sub> measurements, Table 2 shows a comparison between the different statistical indicators calculated using raw and calibrated data. The average concentration of PM<sub>10</sub> for the calibrated data in the mobile LCSs was a better proxy to those of the reference equipment than the raw data. Moreover, the deviations obtained for the statistical indicators were lower for the calibrated data. According to Gressent et al. (2020), the following requirements must be fulfilled with these statistical indicators:  $MB \leq NMB \leq RMSE \leq NME \leq NRMSE$ , to ensure a correct measure of the concentration of PM<sub>10</sub> by the sensor. This condition is fulfilled in this case:  $4.25 \leq 10.6 \leq 18.4 \leq 38.2 \leq 45.8$ . Thus, it is concluded that the calibration resulted in an improvement, and the calibrated data obtained will be similar to those obtained by the reference equipment for PM<sub>10</sub>.

Once the measures of the mobile LCSs are precise, it is necessary to describe the drift that it undergoes after running for hours. The drift assessment performed in this study for 64 days (1536 h) resulted in a reduction of 5.6% in PM<sub>10</sub> concentrations during the last five days of the calibration campaign, concerning the first five. In the study of drift performed by EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 2021b), which lasted for 64 days (1536 h), researchers found evidence of drift when comparing the first five days to the last five. In this case, it resulted in a decrease of 6.5% in the concentration of PM. These results are similar to those presented here. However, the sampling campaign comprised 334 routes with an approximate duration of 1 h (total 334 h). Thus, assuming that the drift follows a linear decrease in time, as suggested by (Unal-Palmira, 2019), the real PM concentrations during the last samplings of 2021 would be 1.2% lower than those in the first samplings in 2019, an error that can be considered acceptable. Thus, additional correction of the final data was performed in this respect.

**Table 3**

Annual mean levels (January 2019–December 2021) for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> obtained via mobile LCSs in the Riotinto mine.

| Year    | Number of routes | Duration   | PM <sub>10</sub> (μg/m <sup>3</sup> ) |     |     |     |      | PM <sub>2.5</sub> (μg/m <sup>3</sup> ) |     |     |     |     |
|---------|------------------|------------|---------------------------------------|-----|-----|-----|------|----------------------------------------|-----|-----|-----|-----|
|         |                  |            | Mean                                  | Std | RSD | Min | Max  | Mean                                   | Std | RSD | Min | Max |
| 2019    | 69               | 1 h 13 min | 55                                    | 23  | 42  | 3   | 1042 | 25                                     | 11  | 44  | 2   | 270 |
| 2020    | 110              | 1 h 5 min  | 84                                    | 35  | 42  | 5   | 1578 | 35                                     | 11  | 33  | 4   | 304 |
| 2021    | 155              | 1 h 1 min  | 84                                    | 31  | 37  | 5   | 1588 | 32                                     | 11  | 35  | 4   | 280 |
| 2019–21 | 334              | 1 h 6 min  | 78                                    | 33  | 42  | 3   | 1588 | 32                                     | 12  | 37  | 3   | 304 |

### 3.2. Trends of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations

The previous calibrations allowed corrections of the raw data obtained by the mobile LCSs. Hereafter, every result corresponded to the accurate data found in the study area. The annual average PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations for each of the years of study are summarized in Table 3. For PM<sub>10</sub>, the year 2019 registered mean concentrations of 55 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>, a number that increased by 55% during the next year, 2020 (rising up to 84 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>). This fact was consistent with the increase in the production in the Riotinto mine: from 10.5 million tons in 2019 to 14.8 million tons in 2020 (ATYM, 2021). In 2021, even with a more intense sampling campaign, the mean concentration was equal to the previous year (84 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>) in spite of the mine getting treated with more materials (15.8 million tons, ATYM, 2021), indicating a better control of the PM. The maximum concentrations registered also increased from 1042 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in 2019 to 1588 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in 2021. For PM<sub>2.5</sub>, the trends were practically similar. The mean concentration in 2019 (25 μgPM<sub>2.5</sub>/m<sup>3</sup>) was lower than that in 2020 (35 μgPM<sub>2.5</sub>/m<sup>3</sup>) and 2021 (32 μgPM<sub>2.5</sub>/m<sup>3</sup>). However, the proportion of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ranges between 39%–45%. In the event of extreme or maximum concentration, this proportion diminishes to 17%–26%. This should present low values because the finest particles are more hazardous to health.

With respect to the statistical reliability of the data, a standard deviation that was always regular and below the mean was observed. The relative standard deviations were approximately between 33 and 44% for both PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, which reveals consistency in the measures with the mobile LCSs. The extreme values appearing in the maxima can be therefore considered to be punctual and limited to specific locations, which can be easily identified owing to the GPS features of the mobile LCSs.

Additionally, Fig. 3 reveals the increase in PM concentrations over time using tendency diagrams. Box whisker plots showing the variation by months and weekdays can be found in Supplementary Materials (Figures SM1, SM2 and SM3). Obtaining all these figures would be unconceivable in the absence of a LCS. The one represented in Fig. 3a clarifies the distribution of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> throughout the study period. PM<sub>10</sub> concentrations varied widely depending on the month. The maximum means for each year were found in July: 80 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in 2019, 100 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in 2020, and 95 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in 2021. In this context, the diagram reveals that the concentrations of PM can be duplicated during summer months concerning the concentrations during winter months: approximately 40 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in all the years. Another aspect that Fig. 3a reveals is that the tendency of PM<sub>10</sub> concentrations increased significantly from 2019 to 2020 and remained stable during 2021, a fact that was mentioned before and was coincident with the intensification of production of PM in mines. Moreover, the COVID-19 pandemic's containment, which occurred in Spain during March–June 2020, did not have an effect on the production of PM in this mine.

With respect to the concentrations of PM<sub>2.5</sub>, the tendency was similar to that of PM<sub>10</sub> but on a smaller scale. Fluctuations between summer and winter months still existed, but were less evident, and the data were generally more consistent. Major peaks were also found in July. However, the increase in PM<sub>2.5</sub> observed in 2020 and 2021 was not as significant as that observed in PM<sub>10</sub>.

Taking advantage of the degree of detail that these LCSs can reach, it was possible to identify those months and days where the production of PM is intensified (Fig. 3b). Thus, the months with the highest production of PM are months of summer (June, July, and August) and those with the lowest are months of winter. Considering the days of the week, it was found that the Riotinto mine produced a similar degree of PM by the years, around 70–100 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in 2020–2021 and 45–65 μgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> in 2019.

Taking all these into consideration, it can be concluded that 2020 and 2021 were similar in terms of dust production, and the mine will need to apply measures for dust abatement if levels of 2019 are desired, which is especially worrying during the summer months. Considering the strong bond observed between PM and climatic seasons, it is worthwhile to study certain climate variables associated with air pollution to deeply understand the reasons for these variations in PM concentrations. Thus, the *T* and RH from the mobile LCSs and wind speed data from MeteoBlue© were compared with the mean PM<sub>10</sub> concentrations for each of the 334 routes. For this part of the study, no data of PM<sub>2.5</sub> is used since the coarsest material (PM<sub>10</sub>) is considerably more present and PM<sub>2.5</sub> follows its same tendency, also in accordance with previous results as well as other research studies (Boente et al., 2022; Sánchez de la Campa et al., 2020).

The comparative analysis started with factor analysis (PCA and varimax rotation) to assess the linkages between variables (Table 4). PM<sub>10</sub> appears in both Factor 1 and Factor 2, showing a positive correlation with *T* and wind speed and a negative correlation with RH. This implies that high *T*, high wind speeds, and RH are favorable conditions for obtaining high concentrations of PM<sub>10</sub> in mines. However, for these results, it should be taken into consideration that although

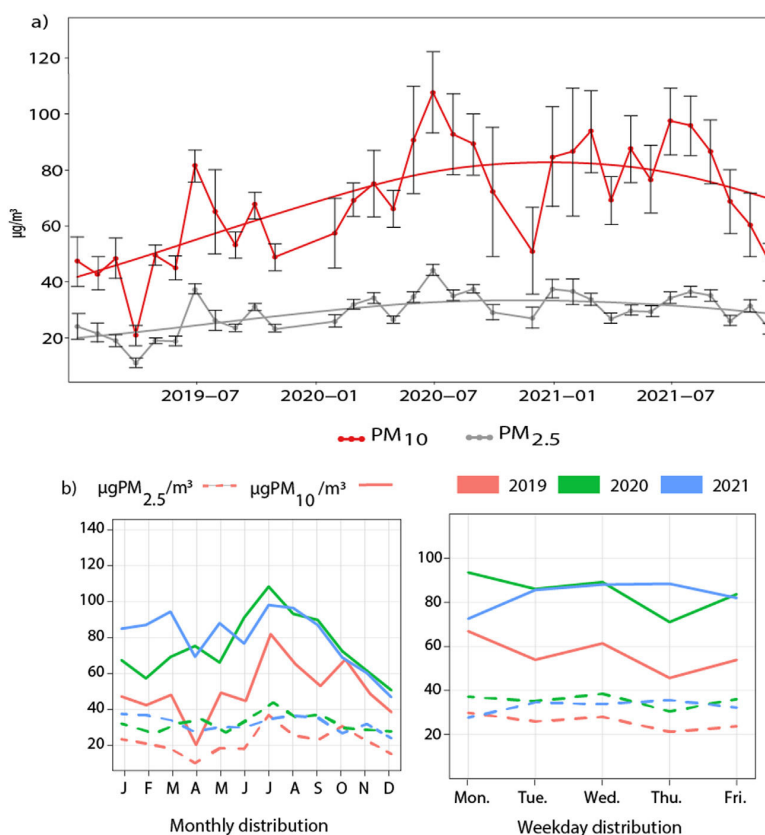


**Fig. 3.** (a) Tendency diagram for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> for the whole period of 2019–2021. Each point represents the mean of the corresponding month and standard deviation is represented by vertical lines. (b) Monthly and weekday distribution of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> for each year.

**Table 4**

Factor loadings and percentage of variance explained by the varimax-rotated factors extracted by principal components and communalities.

| Variable                           | F1     | F2     | Communality |
|------------------------------------|--------|--------|-------------|
| Mean T                             | 0.912  | −0.101 | 0.842       |
| Mean RH                            | −0.814 | 0.075  | 0.669       |
| Mean PM <sub>10</sub>              | 0.539  | 0.455  | 0.498       |
| Mean wind speed                    | −0.149 | 0.902  | 0.836       |
| % Variance explained (Accumulated) | 45.264 | 71.119 | –           |

the percentage of variance explained is relatively high (71%), the communality and the factor loadings for PM<sub>10</sub> are low (0.498).

A visual representation of this finding is shown in Fig. 4. Each point in the figure represents a single route. The colors of the climate variable and the position over the y-axis represents the concentration of PM<sub>10</sub>. The highest concentrations were reached during the months with the highest T (Fig. 4a, red points), whereas the majority of routes covered on cold days (blue points) had concentrations below 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , with some exceptions in 2021. A better definition is appreciated when considering the RH (Fig. 4b). Routes covered under a high value of RH (>80%) tended to have PM<sub>10</sub> concentrations of approximately 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , whereas the highest concentrations were reached under a low RH value. Discussing the effect of RH on particles, Badura et al. (2018) stated that the impact of high relative humidity level was observed for LCS above 80% RH. Apart, Jayaratne et al. (2018) confirmed that it is in conditions close to the 100% RH, when the formation of fog or mist may occur and the water droplets may be detected as particle by the mobile LCS. In the present study, values tend to be below 80% (Fig. 4b), so the inference of RH is minimal. Finally, the wind speed diagram (Fig. 4c) showed that high concentrations of PM<sub>10</sub> were reached when the wind speed was high. This is because strong winds cause PM lifting, thus provoking a dispersion effect of particles.

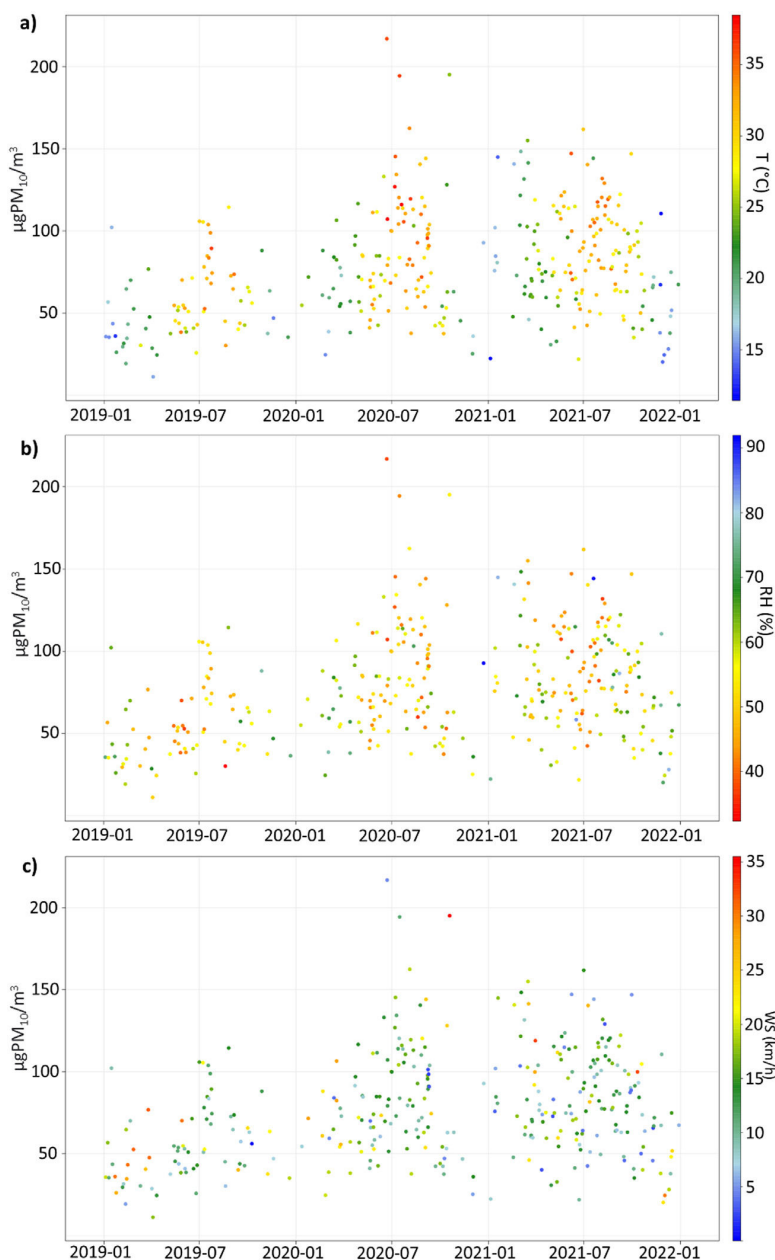


**Fig. 4.** Mean  $PM_{10}$  dispersion diagram during 2019–2021 for (a) temperature, (b) relative humidity, and (c) wind speed. Each point represents a route. . (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

## 3.3. Spatial distribution of $PM_{10}$ and $PM_{2.5}$

The mobile LCS performs measurements every second. This allows the concentration of PM to be mapped to assess where higher concentrations of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  are located and support the search for solutions to reduce emissions. Fig. 5 shows the mean concentrations of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ , respectively, for each year and all periods. Pollution roses represent the main direction of the wind and the dispersion of PM considering their concentration.

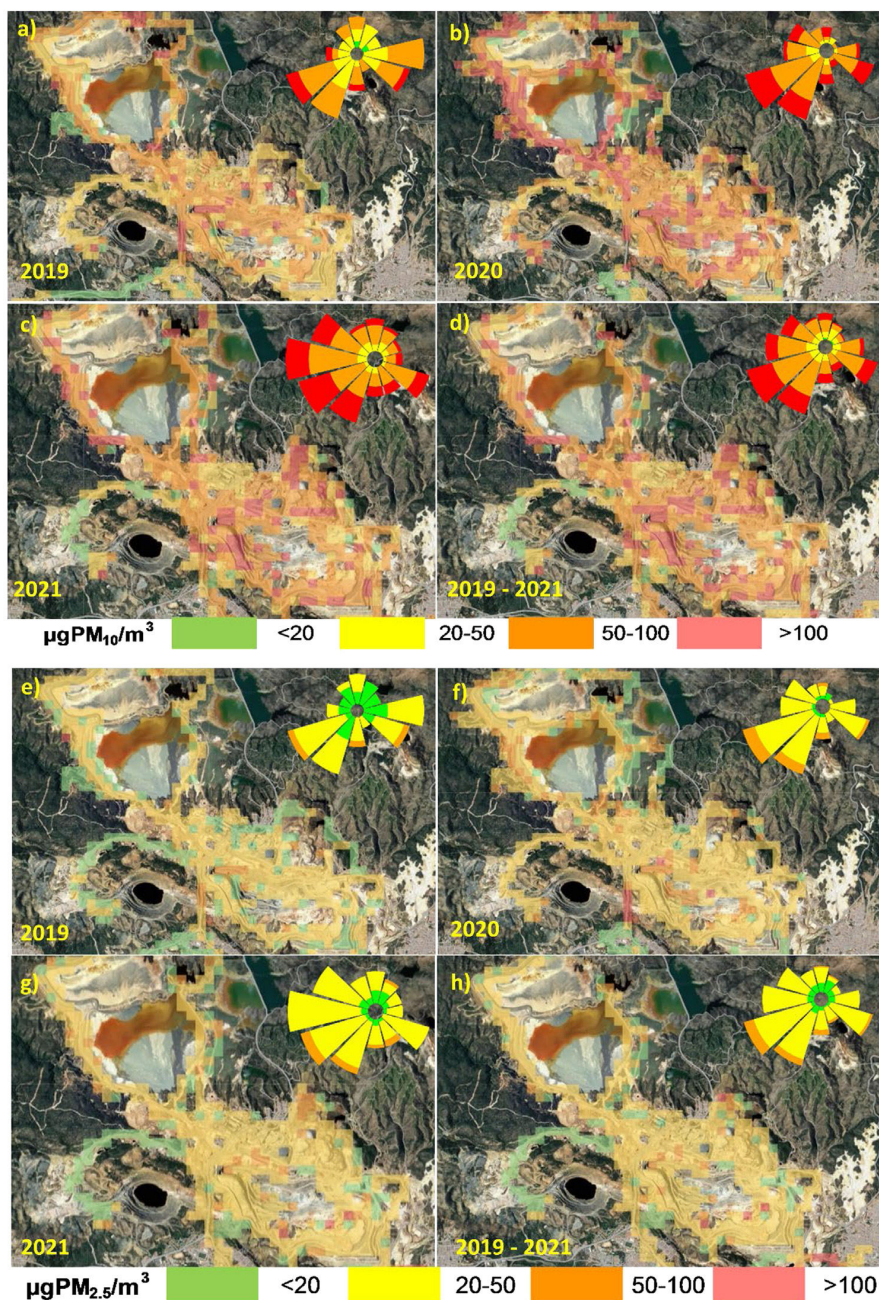


**Fig. 5.** (a) to (d): Spatial distribution for PM<sub>10</sub> in different periods of study; (e) to (h): Spatial distribution for PM<sub>2.5</sub> in different periods of the study. Wind roses for the periods of study are also included.

Based on the mean distribution of PM<sub>10</sub> (Fig. 5(a) to (d)), it was observed that the concentrations generally surpassed 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in practically the entire mine area, with some areas surpassing 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Among these are the spoil heap of fine materials (a), mining pit (b), mineral processing plant (c), and main mining tracks (d). Analyzing every year, 2020 was the year with the highest surface area, when concentration surpassed 100  $\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ . 2021 was similar, and both years presented higher PM<sub>10</sub> concentrations than 2019 in practically the entire mine area. The maps were very

similar for the entire period. With respect to  $PM_{2.5}$  (Fig. 5(e) to (h)), as it has been previously observed, the pattern is the same as that of  $PM_{10}$  but with lower concentrations. There were practically no changes during the three years, although the concentrations were moderate ( $20\text{--}50\text{ }\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$ ) and practically disappeared within the limits of the mine ( $<20\text{ }\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ), which implied a low dispersion of the finest particles outside the mine. In this context, the significantly higher concentrations of  $PM_{10}$  in comparison with  $PM_{2.5}$  reveal that coarse particles are predominant in the study area. Although further conclusions about PM distribution cannot be obtained without the use of a cascade impactor, all these values are far from those that can be obtained by haulage in underground metallic mining, which can surpass  $350\text{ }\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$  (Paluchamy and Mishra, 2021).

Concerning this dispersion, winds were predominant in the W-SW direction during the entire study period. Thus, the majority of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  will travel toward these ranges of directions in the abovementioned high concentrations. In this way, the town of Minas de Riotinto is located, with a population of approximately 4000 inhabitants.

Thus, the predominant concentrations within the mine of Riotinto are high for  $PM_{10}$  (approximately  $50\text{--}100\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) and moderate for  $PM_{2.5}$  ( $20\text{--}50\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). To the best of the authors' knowledge, mobile LCSs have not been previously applied in mines. Subsequently, it is not possible to offer results from other similar studies to discuss and give readers a global idea of the magnitude of the concentrations in this source of pollution. However, studies implementing mobile LCSs in other fields have shown interesting results. For instance, forest fires can emit a daily mean exceeding  $100\text{ }\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$  (Sayahi et al., 2019). Another field study performed with a network of mobile LCSs stated that spatiotemporal variations in the large city of Xi'an (China) may range between 2 and  $413\text{ }\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$  (Gao et al., 2015). In another city in China (Cangzhou), a network of mobile LCSs coupled with taxis allowed the mapping of pollution in the entire city and obtained values surpassing  $250\text{ }\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$  (Wu et al., 2020).

The mine in Riotinto, as shown in the previous maps (Fig. 5), is far from reaching the majority of the levels mentioned above. The harm the mine can cause is not attributable to excessive PM concentrations but to the permanent activity and the punctual extreme peaks of PM that specific mining operations can produce, the point where mobile LCSs could play a key role with their constant surveillance and their competitive quality/price ratio. To reduce the PM concentrations in those identified concerning locations, measures like punctual irrigation through  $\text{CaCO}_3$ -neutralized water from mining processes, or creating a film of impervious material to retain dust via bitumen from polymers or Portland cement can be used to reduce the impact of PM pollution in surface (Darling, 2011). However, these concentrations were studied within the surface of the mine. In future research, these types of mobile LCSs can be transported using UAVs, and the scattering at different altitudes can be addressed to evaluate the final concentrations that reach the neighboring populations.

## 4. Conclusion

The use of mobile LCSs has increased in recent times because it allows the permanent monitoring of air quality parameters in known coordinates at a very low cost. Their utility has been previously proven in multiple applications but never in open-pit mining, which is a prominent source of PM. In this study, atmospheric pollution caused by  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  was addressed by means of mobile LCS after a comprehensive calibration that included intercomparison with MCV high-volume air sampler and beta attenuation devices. With the calibrated mobile LCS, we stated that it is possible to detect the location and time of peak concentrations, as well as to perform tendency diagrams to study the evolution of PM during different seasons, months, or days; thus, locating points of maximum dust production with high precision. In these areas, measures for dust abatement, such as water irrigation, may be introduced.

Moreover, mobile LCSs frequently measure other parameters, such as  $T$  or  $RH$ . This information, statistically treated together with other climate data, such as wind speed or wind direction, allows to discern the climate conditions that encourage the appearance of the highest concentrations, which is undoubtedly useful for preventing days when maximum concentrations may compromise the health of humans. In the case of Riotinto, favorable conditions were high  $T$ , low  $RH$ , and high wind speed. Finally, the GPS system integrated in the mobile LCSs allowed the mapping of the spatial distribution of  $PM_{10}/PM_{2.5}$  and to identify those areas of the mine that are the highest emitters of PM. In Riotinto, these were the mining pit, mineral processing plant, spoil heap of fine material, and main mining tracks. Moreover, it was possible to assess the escape of fugitive emissions by combining data from mobile LCSs and meteorological information to assess the impact of the mine on nearby populations. In this study, the scattering of PM was predominantly in the W-SW direction, with concentrations primarily ranging between  $50\text{--}100\text{ }\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$  and  $20\text{--}50\text{ }\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$ .

This vast amount of information was gathered with a degree of detail that would be unaffordable with the regulatory methods of air quality monitoring. In this context, with the proper calibration mobile LCSs can show results in the same level to other more precise air quality monitoring devices, such as a high-volume air sampler or a beta attenuation equipment. However, the function of mobile LCS is not substitute but to complement their results by providing measures every second with GPS functionality, which allows the fast identification of concerning areas in such a way this novel application might be very useful for mining companies.

All things considered, mobile LCSs have strong potential for permanent dust control in open-pit mining. They can operate as an early warning system to act against extreme events or can be used to study areas where the concentrations of PM are high to implement measures for dust abatement, such as irrigation or ventilation, and to protect the health of workers and people residing in the surroundings of the mine.

## CRediT authorship contribution statement

**A. Zafra-Pérez:** Writing – original draft, Investigation, Data curation, Formal analysis, Software, Visualization. **C. Boente:** Writing – original draft, Investigation, Methodology, Validation, Supervision. **A. Sánchez de la Campa:** Writing – review & editing, Supervision. **J.A. Gómez-Galán:** Writing – review & editing, Resources, Supervision. **J.D. de la Rosa:** Writing – review & editing, Resources, Conceptualization, Methodology, Supervision, Funding acquisition, Project administration.

## Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## Data availability

The authors do not have permission to share data.

## Acknowledgments

The authors are grateful to Atalaya Mining Company for giving the permission to carry out this research on their facilities and for their active support. Carlos Boente obtained a post-doctoral contract within the program PAIDI 2020 (Ref 707 DOC 01097) and the PY18-2332 Project, co-financed by the Junta de Andalucía (Andalusian Government), Spain and the EU. Funding for open access charge: Universidad de Huelva/CBUA, Spain.

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102974>.

## References

- Air Quality Sensor Performance Evaluation Center, 2016. Available at: <http://www.aqmd.gov/aq-spec>.
- Apte, J.S., Messier, K.P., Gani, S., Brauer, M., Kirchstetter, T.W., Lunden, M.M., Marshall, J.D., Portier, C.J., Vermeulen, R.C.H., Hamburg, S.P., 2017. High-resolution air pollution mapping with google street view cars: Exploiting big data. *Environ. Sci. Technol.* 51, 6999–7008. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b00891>.
- Apte, J.S., Pant, P., 2019. Toward cleaner air for a billion Indians. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116, 10614–10616. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1905458116>.
- ATYM, 2021. *Consolidated and Company Financial Assessments*. p. 4.
- Badura, M., Batog, P., Drzeniecka-Osiadacz, A., Modzel, P., 2018. Evaluation of low-cost sensors for ambient PM 2.5 monitoring. *J. Sensors* 2018, 1–16. <http://dx.doi.org/10.1155/2018/5096540>.
- Badura, M., Batog, P., Drzeniecka-Osiadacz, A., Modzel, P., 2019. Regression methods in the calibration of low-cost sensors for ambient particulate matter measurements. *SN Appl. Sci.* 1, 622. <http://dx.doi.org/10.1007/s42452-019-0630-1>.
- Báthory, C., Dobó, Z., Garami, A., Palotás, Á., Tóth, P., 2022. Low-cost monitoring of atmospheric PM—development and testing. *J. Environ. Manag.* 304, 114158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114158>.
- Boente, C., Millán-Martínez, M., Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D., 2022. Physicochemical assessment of atmospheric particulate matter emissions during open-pit mining operations in a massive sulphide ore exploitation. *Atmos. Pollut. Res.* 13, 101391. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2022.101391>.
- Borghi, F., Spinazze, A., Rovelli, S., Campagnolo, D., Cattaneo, A., Cavallo, D., 2017. Miniaturized monitors for assessment of exposure to air pollutants: A review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 909. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph14080909>.
- Brauer, M., 2010. How much, how long, what, and where: Air pollution exposure assessment for epidemiologic studies of respiratory disease. *Proc. Am. Thorac. Soc* 7, 111–115. <http://dx.doi.org/10.1513/pats.200908-093RM>.
- Brauer, M., Guttikunda, S.K., KA, N., Dey, S., Tripathi, S.N., Weagle, C., Martin, R.V., 2019. Examination of monitoring approaches for ambient air pollution: A case study for India. *Atmos. Environ.* 216, 116940. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116940>.
- Bulut, F.M.J., Johnston, S.J., Basford, P.J., Easton, N.H.C., Apetroaie-Cristea, M., Foster, G.L., Morris, A.K.R., Cox, S.J., Loxham, M., 2019. Long-term field comparison of multiple low-cost particulate matter sensors in an outdoor urban environment. *Sci. Rep.* 9, 7497. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-019-43716-3>.
- Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope, C.A., Apte, J.S., Brauer, M., Cohen, A., Weichenthal, S., Coggins, J., Di, Q., Brunekreef, B., Frostad, J., Lim, S.S., Kan, H., Walker, K.D., Thurston, G.D., Hayes, R.B., Lim, C.C., Turner, M.C., Jerrett, M., Krewski, D., Gapstur, S.M., Diver, W.R., Ostro, B., Goldberg, D., Crouse, D.L., Martin, R.V., Peters, P., Pinault, L., Tjepkema, M., van Donkelaar, A., Villeneuve, P.J., Miller, A.B., Yin, P., Zhou, M., Wang, L., Janssen, N.A.H., Marra, M., Atkinson, R.W., Tsang, H., Quoc Thach, T., Cannon, J.B., Allen, R.T., Hart, J.E., Laden, F., Cesaroni, G., Forastiere, F., Weinmayr, G., Jaensch, A., Nagel, G., Concin, H., Spadaro, J.V., 2018. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 9592–9597. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1803222115>.
- Carslaw, D., 2021. *OpenAir: Tools for the analysis of air pollution data*.
- Carslaw, D.C., Ropkins, K., 2012. Openair – An R package for air quality data analysis. *Environ. Model. Softw.* 27–28, 52–61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>.
- Clark, N.A., Demers, P.A., Karr, C.J., Koehoorn, M., Lencar, C., Tamburic, L., Brauer, M., 2010. Effect of early life exposure to air pollution on development of childhood asthma. *Environ. Health Perspect.* 118, 284–290. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.0900916>.
- Darling, P., 2011. *SME Mining Engineering Handbook*. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Englewood, Colo.
- English, P.B., Olmedo, L., Bejarano, E., Lugo, H., Murillo, E., Seto, E., Wong, M., King, G., Wilkie, A., Meltzer, D., Carvlin, G., Jerrett, M., Northcross, A., 2017. The imperial county community air monitoring network: A model for community-based environmental monitoring for public health action. *Environ. Health Perspect.* 125, 074501. <http://dx.doi.org/10.1289/EHP1772>.

- EU Working Group, 2010. Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods. <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/equivalence.pdf> (accessed 8.10.22).
- Falcon-Rodríguez, C.I., Osornio-Vargas, A.R., Sada-Ovalle, I., Segura-Medina, P., 2016. Aeroparticles, composition, and lung diseases. *Front. Immunol.* 7, <http://dx.doi.org/10.3389/fimmu.2016.00003>.
- Frederick, S., Johnson, K., Johnson, C., Yaga, R., Clements, A., 2020. Performance evaluations of PM2.5 sensors in Research Triangle Park, NC: PurpleAir PA-II-SD, Aerqual AQY, Applied Particle Technology Maxima, Vaisala AQT420, sens-it RAMP, and clarity node-S. [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=CEMM&dirEntryId=348487](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=CEMM&dirEntryId=348487) (accessed 8.10.22).
- Gao, M., Cao, J., Seto, E., 2015. A distributed network of low-cost continuous reading sensors to measure spatiotemporal variations of PM2.5 in Xi'an, China. *Environ. Pollut.* 199, 56–65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.013>.
- Gautam, S., Patra, A.K., Sahu, S.P., Hitch, M., 2018. Particulate matter pollution in opencast coal mining areas: a threat to human health and environment. *Int. J. Min. Reclam. Environ.* 32, 75–92. <http://dx.doi.org/10.1080/17480930.2016.1218110>.
- Giordano, M.R., Malings, C., Pandis, S.N., Presto, A.A., McNeill, V.F., Westervelt, D.M., Beekmann, M., Subramanian, R., 2021. From low-cost sensors to high-quality data: A summary of challenges and best practices for effectively calibrating low-cost particulate matter mass sensors. *J. Aerosol Sci.* 158, 105833. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105833>.
- Gressent, A., Malherbe, L., Colette, A., Rollin, H., Scimia, R., 2020. Data fusion for air quality mapping using low-cost sensor observations: Feasibility and added-value. *Environ. Int.* 143, 105965. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2020.105965>.
- Hagan, D.H., Isaacman-VanWertz, G., Franklin, J.P., Wallace, L.M.M., Kocar, B.D., Heald, C.L., Kroll, J.H., 2018. Calibration and assessment of electrochemical air quality sensors by co-location with regulatory-grade instruments. *Atmos. Meas. Tech.* 11, 315–328. <http://dx.doi.org/10.5194/amt-11-315-2018>.
- Hasenfratz, D., Saukh, O., Walser, C., Hueglin, C., Fierz, M., Arn, T., Beutel, J., Thiele, L., 2015. Deriving high-resolution urban air pollution maps using mobile sensor nodes. *Pervasive Mob. Comput.* 16, 268–285. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pmcj.2014.11.008>.
- Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía, 2021. Multiterritorial information system of Andalusia. <https://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/sima/provincia.htm?prov=21> (accessed 8.10.22).
- ISO 12103 – A1, 2016. Fine test dust. Filtration standards & specifications.
- Jayaratne, R., Liu, X., Thai, P., Dunbabin, M., Morawska, L., 2018. The influence of humidity on the performance of a low-cost air particle mass sensor and the effect of atmospheric fog. *Atmos. Meas. Tech.* 11, 4883–4890. <http://dx.doi.org/10.5194/amt-11-4883-2018>.
- Jiao, W., Hagler, G., Williams, R., Sharpe, R., Brown, R., Garver, D., Judge, R., Caudill, M., Rickard, J., Davis, M., Weinstock, L., Zimmer-Dauphinee, S., Buckley, K., 2016. Community Air Sensor Network (CAIRSENSE) project: evaluation of low-cost sensor performance in a suburban environment in the southeastern United States. *Atmos. Meas. Tech.* 9, 5281–5292. <http://dx.doi.org/10.5194/amt-9-5281-2016>.
- Johnson, A.L., Dipnall, J.F., Dennekamp, M., Williamson, G.J., Gao, C.X., Carroll, M.T.C., Dimitriadis, C., Ikin, J.F., Johnston, F.H., McFarlane, A.C., Sim, M.R., Stub, D.A., Abramson, M.J., Guo, Y., 2019. Fine particulate matter exposure and medication dispensing during and after a coal mine fire: A time series analysis from the Hazelwood Health Study. *Environ. Pollut.* 246, 1027–1035. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.085>.
- Kang, G., Kim, J.-J., Kim, D.-J., Choi, W., Park, S.-J., 2017. Development of a computational fluid dynamics model with tree drag parameterizations: Application to pedestrian wind comfort in an urban area. *Build. Environ.* 124, 209–218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.08.008>.
- Kelly, K.E., Whitaker, J., Petty, A., Widmer, C., Dybwad, A., Sleeth, D., Martin, R., Butterfield, A., 2017. Ambient and laboratory evaluation of a low-cost particulate matter sensor. *Environ. Pollut.* 221, 491–500. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.039>.
- Klepac, P., Locatelli, I., Korošec, S., Künzli, N., Kukec, A., 2018. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A comprehensive review and identification of environmental public health challenges. *Environ. Res.* 167, 144–159. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2018.07.008>.
- Lee, P.-C., Roberts, J.M., Catov, J.M., Talbott, E.O., Ritz, B., 2013. First trimester exposure to ambient air pollution, pregnancy complications and adverse birth outcomes in Allegheny County, PA. *Matern. Child Health J.* 17, 545–555. <http://dx.doi.org/10.1007/s10995-012-1028-5>.
- Leistel, J.M., Marcoux, E., Thiéblemont, D., Quesada, C., Sánchez, A., Almodóvar, G.R., Pascual, E., Sáez, R., 1997. The volcanic-hosted massive sulphide deposits of the Iberian Pyrite Belt. *Miner. Depos.* 33, 2–30. <http://dx.doi.org/10.1007/s001260050130>.
- Levy Zamora, M., Xiong, F., Gentner, D., Kerkez, B., Kohrman-Glaser, J., Koehler, K., 2019. Field and laboratory evaluations of the low-cost plantower particulate matter sensor. *Environ. Sci. Technol.* 53, 838–849. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b05174>.
- Magi, B.I., Cupini, C., Francis, J., Green, M., Hauser, C., 2020. Evaluation of PM2.5 measured in an urban setting using a low-cost optical particle counter and a federal equivalent method beta attenuation monitor. *Aerosol Sci. Technol.* 54, 147–159. <http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2019.1619915>.
- Malings, C., Tanzer, R., Hauriyluk, A., Saha, P.K., Robinson, A.L., Presto, A.A., Subramanian, R., 2020. Fine particle mass monitoring with low-cost sensors: Corrections and long-term performance evaluation. *Aerosol Sci. Technol.* 54, 160–174. <http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2019.1623863>.
- McKercher, G.R., Salmond, J.A., Vanos, J.K., 2017. Characteristics and applications of small, portable gaseous air pollution monitors. *Environ. Pollut.* 223, 102–110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.045>.
- MEP, 2012. Ministry of environmental protection of the People's Republic of China. Ambient air quality standards. <https://www.transportpolicy.net/standard/china-air-quality-standards/> (accessed 8.10.22).
- Mpanza, M., Adam, E., Moolla, R., 2022. The potential health costs of PM10 impacts on a gold mine village, during company liquidation: An analysis of 2013–2017. *Minerals* 12 (169), <http://dx.doi.org/10.3390/min12020169>.
- Mukherjee, A., Stanton, L., Graham, A., Roberts, P., 2017. Assessing the utility of low-cost particulate matter sensors over a 12-week period in the Cuyama Valley of California. *Sensors* 17 (1805), <http://dx.doi.org/10.3390/s17081805>.
- Müller, M., 2021. Meteoblue: weather close to you. <https://www.meteoblue.com/> (accessed 8.10.22).
- Noble, T.L., Parbhakar-Fox, A., Berry, R.F., Lottermoser, B., 2017. Mineral dust emissions at metalliferous mine sites. In: *Environmental Indicators in Metal Mining*. Springer International Publishing, Cham, pp. 281–306. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7\\_16](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7_16).
- Paluchamy, B., Mishra, D.P., 2021. Airborne dust generation and dispersion profiles due to loaded LPDT haulage in decline of a highly mechanized underground lead–zinc ore mine. *Environ. Technol. Innov.* 24, 101908. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2021.101908>.
- Pang, X., Chen, L., Shi, K., Wu, F., Chen, J., Fang, S., Wang, J., Xu, M., 2021. A lightweight low-cost and multipollutant sensor package for aerial observations of air pollutants in atmospheric boundary layer. *Sci. Total Environ.* 764, 142828. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142828>.
- Patra, A.K., Gautam, S., Kumar, P., 2016. Emissions and human health impact of particulate matter from surface mining operation—A review. *Environ. Technol. Innov.* 5, 233–249. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2016.04.002>.
- Pope, C.A., Brook, R.D., Burnett, R.T., Dockery, D.W., 2011. How is cardiovascular disease mortality risk affected by duration and intensity of fine particulate matter exposure? An integration of the epidemiologic evidence. *Air Qual. Atmos. Health* 4, 5–14. <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-010-0082-7>.
- Popoola, O.A.M., Carruthers, D., Lad, C., Bright, V.B., Mead, M.I., Stettler, M.E.J., Saffell, J.R., Jones, R.L., 2018. Use of networks of low cost air quality sensors to quantify air quality in urban settings. *Atmos. Environ.* 194, 58–70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.030>.

- Raaschou-Nielsen, O., Beelen, R., Wang, M., Hoek, G., Andersen, Z.J., Hoffmann, B., Stafoggia, M., Samoli, E., Weinmayr, G., Dimakopoulou, K., Nieuwenhuijsen, M., Xun, W.W., Fischer, P., Eriksen, K.T., Sørensen, M., Tjønneland, A., Ricceri, F., de Hoogh, K., Key, T., Eeftens, M., Peeters, P.H., Bueno-de Mesquita, H.B., Meliefste, K., Oftedal, B., Schwarze, P.E., Nafstad, P., Galassi, C., Migliore, E., Ranzi, A., Cesaroni, G., Badaloni, C., Forastiere, F., Penell, J., De Faire, U., Korek, M., Pedersen, N., Östenson, C.-G., Pershagen, G., Fratiglioni, L., Concin, H., Nagel, G., Jaensch, A., Ineichen, A., Naccarati, A., Katsoulis, M., Trichopoulou, A., Keuken, M., Jedynska, A., Kooter, I.M., Kukkonen, J., Brunekreef, B., Sokhi, R.S., Katsouyanni, K., Vineis, P., 2016. Particulate matter air pollution components and risk for lung cancer. *Environ. Int.* 87, 66–73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2015.11.007>.
- Reimann, C., de Caritat, P., 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Sci. Total Environ.* 337, 91–107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.06.011>.
- Riley, E.A., Schaal, L., Sasakura, M., Crampton, R., Gould, T.R., Hartin, K., Sheppard, L., Larson, T., Simpson, C.D., Yost, M.G., 2016. Correlations between short-term mobile monitoring and long-term passive sampler measurements of traffic-related air pollution. *Atmos. Environ.* 132, 229–239. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.001>.
- Rodríguez, S., López-Darias, J., 2021. Dust and tropical PM<sub>x</sub> aerosols in Cape Verde: Sources, vertical distributions and stratified transport from North Africa. *Atmos. Res.* 263, 105793. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105793>.
- Roy, D., Singh, G., Seo, Y.-C., 2019. Carcinogenic and non-carcinogenic risks from PM<sub>10</sub>-and PM<sub>2.5</sub>-Bound metals in a critically polluted coal mining area. *Atmos. Pollut. Res.* 10, 1964–1975. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.002>.
- RStudio Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., Márquez, G., Romero, E., de la Rosa, J.D., 2020. 2009–2017 Trends of PM<sub>10</sub> in the legendary Riotinto mining district of SW Spain. *Atmos. Res.* 238, 104878. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104878>.
- Sayahi, T., Butterfield, A., Kelly, K.E., 2019. Long-term field evaluation of the Plantower PMS low-cost particulate matter sensors. *Environ. Pollut.* 245, 932–940. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.065>.
- Singh, D., Dahiya, M., Kumar, R., Nanda, C., 2021. Sensors and systems for air quality assessment monitoring and management: A review. *J. Environ. Manag.* 289, 112510. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112510>.
- Snyder, E.G., Watkins, T.H., Solomon, P.A., Thoma, E.D., Williams, R.W., Hagler, G.S.W., Shelow, D., Hindin, D.A., Kilaru, V.J., Preuss, P.W., 2013. The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environ. Sci. Technol.* 47, 11369–11377. <http://dx.doi.org/10.1021/es4022602>.
- Spinelle, L., Gerboles, M., Villani, M.G., Aleixandre, M., Bonavitacola, F., 2015. Field calibration of a cluster of low-cost available sensors for air quality monitoring. Part A: Ozone and nitrogen dioxide. *Sensors Actuators B* 215, 249–257. <http://dx.doi.org/10.1016/j.snb.2015.03.031>.
- Spinelle, L., Gerboles, M., Villani, M.G., Aleixandre, M., Bonavitacola, F., 2017. Field calibration of a cluster of low-cost commercially available sensors for air quality monitoring. Part B: NO, CO and CO<sub>2</sub>. *Sensors Actuators B* 238, 706–715. <http://dx.doi.org/10.1016/j.snb.2016.07.036>.
- Tessum, M.W., Larson, T., Gould, T.R., Simpson, C.D., Yost, M.G., Vedal, S., 2018. Mobile and fixed-site measurements to identify spatial distributions of traffic-related pollution sources in Los Angeles. *Environ. Sci. Technol.* 52, 2844–2853. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b04889>.
- Tornos, F., 2006. Environment of formation and styles of volcanogenic massive sulfides: The Iberian Pyrite Belt. *Ore Geol. Rev.* 28, 259–307. <http://dx.doi.org/10.1016/j.oregeorev.2004.12.005>.
- Unal-Palmira, 2019. Evaluación Meteorológica, Operacional y Aplicación de Analizadores de Bajo Costo a la Medición de Inmisión y Exposición a Material Particulado PM<sub>2.5</sub> en un Sector Residencial y Comercial de sur de Santiago de Cali, Colombia (BSc Thesis). National University of Colombia.
- UNE-EN 12341, 2015. Ambient air - Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM<sub>10</sub> or PM<sub>2.5</sub> mass concentration of suspended particulate matter.
- UNE-EN 16450, 2017. Ambient air - Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter (PM<sub>10</sub>; PM<sub>2.5</sub>).
- U.S. Environmental Protection Agency, 2012. National ambient air quality standards (NAAQS) for particulate matter (PM).
- U.S. Environmental Protection Agency, 2021a. Air monitoring methods - Criteria pollutants.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2021b. Performance testing protocols, metrics, and target values for fine particulate matter air sensors: Use in ambient, outdoor, fixed site, non-regulatory supplemental and informational monitoring applications.
- Van den Bossche, J., Peters, J., Verwaeren, J., Botteldooren, D., Theunis, J., De Baets, B., 2015. Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: Development and validation of a methodology based on an extensive dataset. *Atmos. Environ.* 105, 148–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.017>.
- World Health Organization, 2018. People worldwide breathe polluted air, but more countries are taking action. <https://www.who.int/news/item/02-05-2018-9-out-of-10-people-worldwide-breathe-polluted-air-but-more-countries-are-taking-action> (accessed 8.10.22).
- World Health Organization, 2021. WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide. World Health Organization, <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329> (accessed 11.1.22).
- Wu, Y., Wang, Y., Wang, L., Song, G., Gao, J., Yu, L., 2020. Application of a taxi-based mobile atmospheric monitoring system in Cangzhou, China. *Transp. Res. D* 86, 102449. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2020.102449>.
- Yu, Y.T., Xiang, S., Li, R., Zhang, S., Zhang, K.M., Si, S., Wu, X., Wu, Y., 2022. Characterizing spatial variations of city-wide elevated PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations using taxi-based mobile monitoring. *Sci. Total Environ.* 829, 154478. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154478>.
- Zhou, M., He, G., Liu, Y., Yin, P., Li, Y., Kan, H., Fan, Maorong, Xue, A., Fan, Maoyong, 2015. The associations between ambient air pollution and adult respiratory mortality in 32 major Chinese cities, 2006–2010. *Environ. Res.* 137, 278–286. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.016>.
- Zimmerman, N., 2022. Tutorial: Guidelines for implementing low-cost sensor networks for aerosol monitoring. *J. Aerosol Sci.* 159, 105872. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105872>.
- Zimmerman, N., Presto, A.A., Kumar, S.P.N., Gu, J., Hauryliuk, A., Robinson, E.S., Robinson, A.L., 2018. A machine learning calibration model using random forests to improve sensor performance for lower-cost air quality monitoring. *Atmos. Meas. Tech.* 11, 291–313. <http://dx.doi.org/10.5194/amt-11-291-2018>.

Supplementary Material for Zafra-Pérez et al., 2022. “A novel application of mobile Low-Cost Sensors for atmospheric particulate matter monitoring in open-pit mines”

**Table SM1.** Goodness-of-fit statistical indicators used for the raw concentrations of particulate matter obtained by the Low-cost sensors and the corresponding corrected concentrations.

| Data              | MB                                         | NMB                                                                  | RMSE                                                              | NME                                                                  | NRMSE                               |
|-------------------|--------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Raw<br>Calibrated | $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C_{r/c} - C_f)$ | $\frac{\sum_{i=1}^N (C_{r/c} - C_f)}{\sum_{i=1}^N (C_f)} \times 100$ | $\left( \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C_{r/c} - C_f)^2 \right)^{0.5}$ | $\frac{\sum_{i=1}^N  C_{r/c} - C_f }{\sum_{i=1}^N (C_f)} \times 100$ | $\frac{RMSE}{\bar{C}_f} \times 100$ |

Where  $C_{r/c}$  is the raw data concentration of PM measured by the mobile LCSs or the calibrated concentration of PM for the mobile LCSs,  $C_f$  is the concentration of PM measured by the fixed-site monitoring equipment (beta attenuation or high-volume air sampler), and N is the number of samples.

**Table SM2.** Regression analysis for PM<sub>2.5</sub> (daily average) for raw and calibrated data between mobile LCSs and High- Volume Air Sampler regulatory apparatus. Fulfillment of USEPA recommendations (U.S. Environmental Protection Agency, 2021b).

|                | Recommendations                           | LCSs (raw) | LCSs (calibrated) |
|----------------|-------------------------------------------|------------|-------------------|
| Slope          | $1.0 \pm 0.35$                            | 1.43       | 0.71              |
| Intersection   | $-5 \leq b \leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | 10.0       | -4.95             |
| R <sup>2</sup> | $\geq 0.70$                               | 0.83       | 0.83              |
| RMSE           | $\leq 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$           | 11.6       | 5.5               |
| NRMSE          | $\leq 30\%$                               | 51.5       | 24.4              |

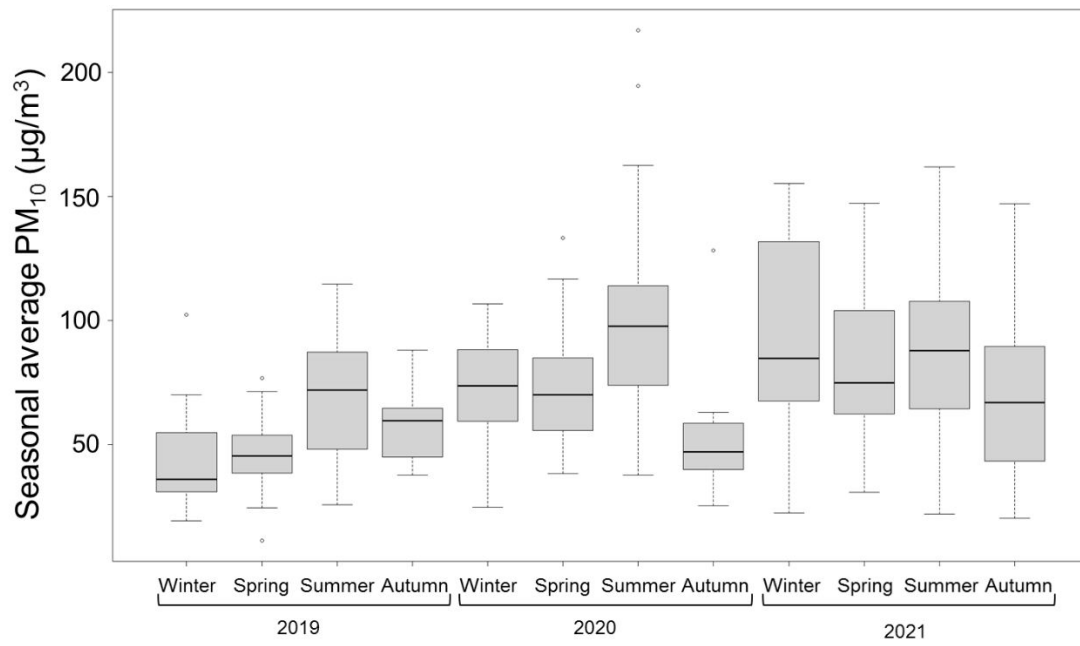


**Figure SM1.** Box whisker plots for PM<sub>10</sub> concentrations during each season of the study period, 2019-2021.

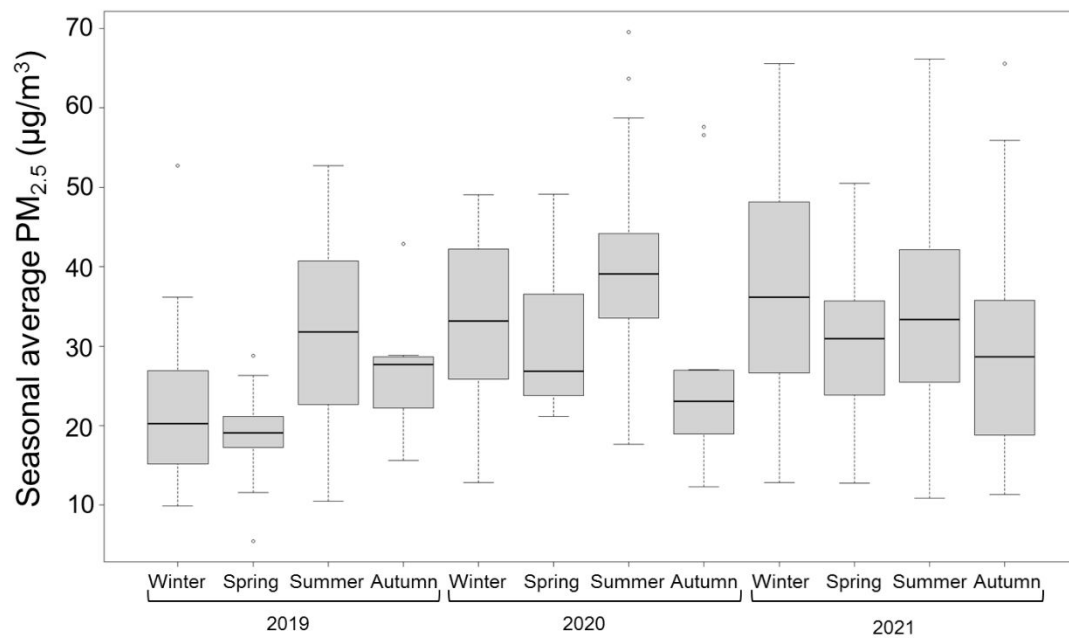


**Figure SM2.** Box whisker plots for PM<sub>2.5</sub> concentrations during each season of the study period, 2019-2021.

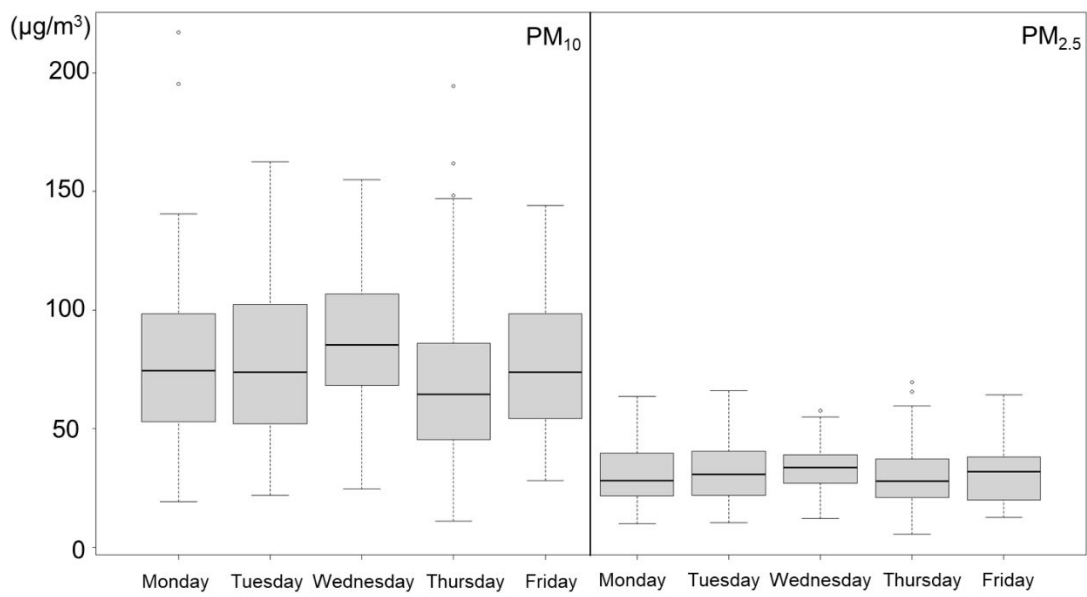


**Figure SM3.** Box whisker plots for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  concentrations during each weekday for the whole period, 2019-2021.

### 4.3 Artículo 3

#### **Aerial monitoring of atmospheric particulate matter produced by open-pit mining using low-cost airborne sensors**

El tercer estudio aborda la actividad minera, que implica la producción y la dispersión de cantidades significativas de PM en la atmósfera durante las operaciones, como son la trituración o un intenso movimiento de tierra. Dado que las altas concentraciones de PM pueden tener efectos adversos en la salud humana, es necesario la monitorización y control de las emisiones fugitivas del polvo minero. Este artículo presenta una metodología innovadora para la monitorización en tiempo real (online) de las concentraciones de PM<sub>10</sub> en el aire, utilizando un LCS, tras una calibración exhaustiva, acoplado a un UAV. El LCS fue tomando muestreos al ir desplazándose horizontalmente, sobre las siete áreas sobrevoladas en la mina de cobre de Riotinto (Huelva, España), a diferentes alturas para estudiar la distribución de PM<sub>10</sub>.

Los vuelos abarcaron diferentes áreas, entre ellas, zonas de inactividad, de intensa actividad minera, como son la perforación, la carga de minerales, la descarga de residuos, el almacenamiento de materiales o el procesamiento de minerales. En el área de inactividad, la resuspensión de PM<sub>10</sub> fue muy baja, con una velocidad del viento débil (3,6 m/s). Por otro lado, en el área de mayor actividad minera, se podrían liberar concentraciones de PM<sub>10</sub> superiores a 51 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>, pudiendo llegar parte del PM<sub>10</sub> a las poblaciones cercanas, es decir, pudiendo ser transportadas a larga distancia. Además, se observó también una fuerte dilución del PM<sub>10</sub> en altitudes elevadas, más de 50 m.

Para finalizar, las concentraciones promedio de todos los vuelos oscilaron entre 22 y 89 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>, con picos que iban de 86 a 284 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>. Por ello, este estudio demuestra la alta aplicación y potencial de los LCS en UAV para la monitorización en tiempo real con una alta resolución temporal de PM, lo que permite a las empresas mineras estar atentas para tomar medidas sobre las emisiones fugitivas de PM.

## CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### ARTÍCULO 3

Debido a restricciones relativas a derechos de autor, el artículo “Aerial monitoring of atmospheric particulate matter produced by open-pit mining using low-cost airborne sensors” ha sido retirado de la tesis. En sustitución del mismo ofrecemos la siguiente información: referencia bibliográfica, enlace a la revista y resumen.

- Zafra-Pérez, A., Boente, C., García-Díaz, M., Gómez-Galán, J. A., de la Campa, A. S., & de la Rosa, J. D. (2023). Aerial monitoring of atmospheric particulate matter produced by open-pit mining using low-cost airborne sensors. In *Science of The Total Environment* (Vol. 904, p. 166743). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166743>

Enlace al texto completo: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166743>

#### RESUMEN:

Mining is an economic activity that entails the production and displacement of significant amounts of atmospheric particulate matter (PM) during operations involving intense earthcrushing or earthmoving. As high concentrations of PM may have adverse effects on human health, it is necessary to monitor and control the fugitive emissions of this pollutant. This paper presents an innovative methodology for the online monitoring of PM<sub>10</sub> concentrations in air using a low-cost sensor (LCS, <300 USD) onboard an unmanned aerial vehicle. After comprehensive calibration, the LCS was horizontally flown over seven different areas of the large Riotinto copper mine (Huelva, Spain) at different heights to study the PM<sub>10</sub> distribution at different longitudes and altitudes. The flights covered areas of zero activity, intense mining, drilling, ore loading, waste discharge, open stockpiling, and mineral processing. In the zero-activity area, the resuspension of PM<sub>10</sub> was very low, with a weak wind speed (3.6 m/s). In the intense-mining area, unhealthy concentrations of PM<sub>10</sub> (>51 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>) could be released, and the PM<sub>10</sub> can reach surrounding populations through long-distance transport driven by several processes being performed simultaneously. Strong dilution was also observed at high altitudes (> 50 m). Mean concentrations were found to be 22–89 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>, with peaks ranging from 86 to 284 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>. This study demonstrates the potential applicability of airborne LCSs in the high-resolution online monitoring of PM in mining, thus supporting environmental managers during decision-making against fugitive emissions in a cost-effective manner.

Supplementary Material for Zafra-Pérez et al., 2023. “Aerial monitoring of atmospheric particulate matter produced by open-pit mining using low-cost airborne sensors”

**Part 1 – Statistical Indicators**

**Table SM1.** Goodness-of-fit statistical indicators used for the raw concentrations of particulate matter obtained by the Low-cost sensors and the corresponding corrected concentrations.

| Data              | MB                                     | NMB                                                          | RMSE                                                          | NME                                                          | NRMSE                                    |
|-------------------|----------------------------------------|--------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|------------------------------------------|
| Raw<br>Calibrated | $\frac{1}{N} \sum_1^N (C_{r/c} - C_f)$ | $\frac{\sum_1^N (C_{r/c} - C_f)}{\sum_1^N (C_f)} \times 100$ | $\left( \frac{1}{N} \sum_1^N (C_{r/c} - C_f)^2 \right)^{0.5}$ | $\frac{\sum_1^N  C_{r/c} - C_f }{\sum_1^N (C_f)} \times 100$ | $\frac{RMSE}{\overline{C_f}} \times 100$ |

where  $C_{r/c}$  is the raw data concentration of PM measured by the mobile LCSs or the calibrated concentration of PM for the mobile LCSs,  $C_f$  is the concentration of PM measured by the fixed-site monitoring equipment (beta attenuation or high-volume air sampler), and  $N$  is the number of samples. In the following lines we provide a brief description of the statistical indicators.

Mean Bias (MB): average deviation between predicted and actual values, indicating over/underestimation tendency.

Normalized Mean Bias (NMB): scaled average deviation between predicted and actual values, expressed as a percentage.

Root Mean Square Error (RMSE): widely used for assessing model accuracy by measuring the overall closeness of predicted values to actual values. It reflects out-of-the-box sensor performance and expected error prior to data corrections. A good model will have RMSE close to zero.

Normalized Mean Error (NME): a metric that measures the average deviation between predicted and actual values, relative to the mean of the actual values. The NME provides a standardized measure of the error, allowing for comparisons across different datasets or variables, and indicating the overall bias or tendency of the predictions relative to the average values.

Normalized Root Mean Square Error (NRMSE): Accounts for elevated testing conditions, comparing predicted values to actual values. Calculated using valid averaged data from high concentration tests.

***Part 2 – Management and policies for air quality in the Riotinto mining complex***

The Riotinto mining complex owner has published a report namely Sustainability Report 2022 (Atalaya Mining, 2022), where all the implications involving aspects of environmental safety and sustainability can be found. Involving air quality, this is what it is specified in the report:

Atalaya Mining is committed to researching innovative techniques that optimize resource utilization and minimize environmental impacts at the mining complex. One notable initiative is the installation of a network of five fixed sensors using LCS technology, enabling continuous monitoring of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> particle concentrations. This monitoring aims to ensure air quality meets international standards, with real-time data allowing for immediate mitigation actions if needed.

Furthermore, Atalaya Mining extends its control efforts beyond the project boundaries. An air quality monitoring network has been established in three nearby towns, where PM<sub>10</sub> and metal measurements are taken. It is important to note that the area experiences haze episodes, which can result in naturally occurring high levels of PM<sub>10</sub> particles. In 2022, additional continuous PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> sensors were installed both inside and outside the project area to provide real-time air quality information. These sensors are located within the project and in the nearby towns of La Dehesa, Minas de Riotinto, and Nerva. The air quality results obtained by the monitoring network are shared with the relevant authorities on a quarterly basis.

***References***

Atalaya Mining, 2022. Sustainability Report 2022, pp. 107, 108 and 132. [https://wp-atalaya-mining-2022.s3.eu-west-2.amazonaws.com/media/2023/05/ATM\\_Sustainability\\_2022\\_DIGITAL.pdf](https://wp-atalaya-mining-2022.s3.eu-west-2.amazonaws.com/media/2023/05/ATM_Sustainability_2022_DIGITAL.pdf)

## 4.4 Artículo 4

### **Designing a low-cost wireless sensor network for particulate matter monitoring: Implementation, calibration and field-test**

*Enviado a revista, en proceso de revisión.*

El cuarto y último estudio se centra en los sensores inalámbricos con un coste rentable y capaces de monitorizar la calidad del aire en forma de una red de sensores, ofreciendo un mayor nivel de detalle que los LCS existentes o convencionales.

En este trabajo se presenta un diseño propio de un sistema para medir la calidad del aire, específicamente una red de sensores inalámbricos compuesta por una red de sensores distribuida y conectada a un sistema en la nube. El sistema propuesto es una forma eficiente de medir la calidad del aire, ya que es rentable, de tamaño reducido y consume poca energía. Los nodos de sensores están basados en la tecnología LoRa de bajo consumo, permitiendo transmitir los datos de las mediciones de campo a la nube a través de una pasarela, y se ha implementado un sistema de computación en la nube para almacenar, supervisar, procesar y visualizar estos datos. Se utilizan técnicas avanzadas en la nube para el procesamiento y análisis de datos, con el fin de optimizar la detección de altas concentraciones de PM.

Por otro lado, se realizaron pruebas de laboratorio y de campo para confirmar la viabilidad del sistema inalámbrico desplegado en la mina de Riotinto, y así proporcionar información en tiempo real sobre la calidad del aire en las poblaciones cercanas. También se llevó a cabo una calibración exhaustiva del sensor de PM, ya que las lecturas de estos sensores suelen desviarse, dado que son calibrados por el fabricante, y las condiciones ambientales son muy diferentes de una zona a otra; por ello, se ha calibrado con equipos de referencia para asegurar los datos muestreados.

## **Designing a low-cost wireless sensor network for particulate matter monitoring: Implementation, calibration and field-test**

A. Zafra-Pérez<sup>1\*</sup>, J. Medina-García<sup>2</sup>, C. Boente<sup>3</sup>, J.A. Gómez-Galán<sup>2</sup>, A. Sánchez de la Campa<sup>1,4</sup>, J.D. de la Rosa<sup>1,5</sup>

<sup>1</sup>CIQSO-Center for Research in Sustainable Chemistry, Associate Unit CSIC-University of Huelva “Atmospheric Pollution”, Campus El Carmen s/n, Huelva 21007, Spain

<sup>2</sup> Department of Electronic Engineering, Computers and Automation, University of Huelva, Huelva 21007, Spain

<sup>3</sup> Department of Geological and Mining Engineering, E.T.S.I. Mines and Energy of Madrid, Polytechnic University of Madrid, C/ Ríos Rosas 21, Madrid 28003, Spain

<sup>4</sup>Department of Earth Sciences, Faculty of Experimental Sciences, University of Huelva, Huelva, 21007, Spain.

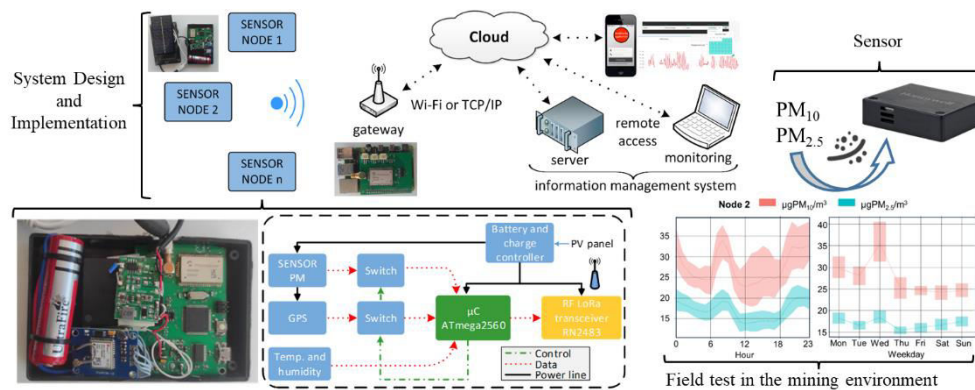
\*Corresponding author: [adrian.zafra@dfaie.uhu.es](mailto:adrian.zafra@dfaie.uhu.es)

### **Abstract**

Wireless sensors that are cost-efficient and capable of monitoring air quality are appearing in closely-spaced networks, offering a higher level of detail than standard, existing systems. This paper presents a system designed for measuring air quality, namely a wireless sensor network that is composed of a distributed sensor network linked to a cloud system. The proposed system is an efficient way to measure air quality, as it is cost-effective, small-sized, and low-power-consuming. Sensor nodes based on low-power LoRa motes transmit field measurement data to the cloud through a gateway, and a cloud computing system has been implemented to store, monitor, process, and visualize this data. Advanced techniques are used in the cloud for data processing and analysis, in order to optimize the detection of compounds and contaminants. Laboratory and field tests confirm the feasibility of the wireless system deployed in the legendary mine of Riotinto to provide real-time information on air quality in nearby populations. A comprehensive calibration of the PM sensor is also carried out since the readings of low-cost solutions usually deviate from those of research-grade instruments.

**Keywords:** PM; Sensor; Calibration; Air pollution; Low-cost; environmental wireless monitoring; LoRaWAN; wireless sensor network

## Graphical abstract



## Highlights

- A low-cost wireless network for mining PM monitoring was designed.
- An optimized method to calibrate low-cost wireless sensor PM network is proposed.
- Remote real-time monitoring alerts quickly if high concentrations are surpassed.
- Remote real-time monitoring to quickly alert and take actions if high concentrations may result into adverse health effects for humans.
- Although the open-pit Riotinto copper mine requires a huge work area to be instrumented, the presented system can be easily scaled up including other sensors on the sensing node to measure other parameters of interest, or including new sensing nodes to the wireless network.
- The system was developed according to size efficiency, low cost, and low power usage requirements. Moreover, there are other important advantages like simple deployment, easy to maintain after its deployment, easy to access information and alarms. The power consumption of the wireless sensor network has been optimized both in terms of hardware and software level.
- Long-term operation is allowed using solar cells and rechargeable batteries solution to power the sensor nodes, requiring minimum human intervention.

## 1. Introduction

Over the last 10 years, researchers have been studying air quality monitoring systems due to the fact that environmental pollution in both developed and emerging countries is a major issue, and it has a direct impact on human health (Marques et al., 2019; Kim et al., 2014). Concerns over the negative effects of particulate matter (PM) on health have prompted legislation worldwide (e.g., Directive 2008/50/EC (European Parliament and of the Council, 2008), Ambient air quality standards (Ministry of Ecology and Environment China, 2016), the United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 2023), the European Environmental Agency (EEA, 2022), with the establishment of threshold concentrations for fine ( $< 2.5 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ) and coarse ( $< 10 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{10}$ ) PM, thereby aiming to control the devastating consequences of air pollution the World Health Organisation (WHO, 2021). Common methods for monitoring air quality include stationary stations that are equipped with various instruments, or manual sampling at different sites, with testing being subsequently done in specialized laboratories. Although usually very accurate, these methods require the use of instruments which are bulky, power-hungry, and costly, as well as personnel with experience to operate them properly (Idrees and Zheng, 2020). Therefore, new, small, portable, scalable, and energy-efficient devices have appeared, which are less accurate than the reference instruments but yield more data points, and are thus not intended to replace, but to supplement them (Camprodon et al., 2019). In order to create cost-effective air quality monitoring systems, various types of sensors, such as electrochemical, chemoresistive, and non-dispersive infrared, have been taken into account. They could be the building blocks for portable analyzers, that would be able to communicate with either local or cloud servers, and recognize alarm scenarios in the local area. Still, in spite of the increasing accuracy of modern sensing technologies, additional validation and/or calibration is still required for these devices before they can be utilized (Zafra-Pérez et al., 2023; Lung et al., 2020; Morawska et al., 2018; Fishbain et al., 2017; Clements et al., 2017).

Low-cost sensors (LCS) offer a promising alternative to traditional fixed-site air quality stations, which are stationary, expensive, and require significant maintenance (Brauer et al., 2019). When properly calibrated, LCS can provide near-real-time measurements with high spatial and temporal resolution (Snyder et al., 2013), making them useful for identifying spatial trends in the distribution of PM in the air (Giordano et al., 2021; Jovašević-Stojanović et al., 2015). For example, LCS have recently been used to monitor

and map air quality in real time in a variety of applications. These include their use in vehicles to monitor air quality in cities (Wu et al., 2020), in open-pit mines with pickup trucks and drones (Zafra-Pérez et al., 2023a and Zafra-Pérez et al., 2023b), in forests to assess tree damage from wildfires (Price and Forehead, 2021), in livestock farms to monitor air quality and animal welfare (Tugnolo et al., 2022), and on roads to mitigate traffic (Sheikh et al., 2023).

The current monitoring approaches in this field could be boosted by using Wireless Sensor Networks (WSNs) that make use of microcontrollers and communication technologies, allowing for an adequate reply in real time and enhancing the spatial resolution of the measurements (Wang et al., 2020; Postolache et al., 2009). The selection of a communication technology to be utilized in a WSN will be determined by the environment and the application that it is intended for (Yick et al., 2008; García-Martín et al., 2023). In recent years, WSNs have typically made use of well-established devices and protocols such as Bluetooth, Wi-Fi, or ZigBee for applications requiring short to intermediate transmission distances (Wall et al., 2021; Xia et al., 2020; Choudhury et al., 2018; Mois et al., 2017). On the other hand, applications requiring minimal power consumption, while operating with low data rates using long-range wireless communications, have been enabled by the emergence of LPWANs (Low Power Wide Area Network). The LPWAN space utilizes a number of promising technologies, such as Narrowband Internet of Things (NB-IoT), Sigfox, and LoRa (Hidalgo-Fort et al., 2023; Jabbar et al., 2022; Azari et al., 2020). The highest data rate and payload size of the three are offered by NB-IoT, but the fact that it operates in the licensed Long-Term Evolution (LTE) frequency bands led to its exclusion, for costs considerations. Sigfox provides a longer transmission range than LoRa, but is subject to subscription charges for each installed node, as it is deployed by network operators. Additionally, the multiple transmission of messages it requires to ensure reliability results in higher energy requirements when compared to LoRa. Therefore, LoRa and the LoRaWAN protocol were chosen to construct the network as a feasible option for extensive distributed measurement systems.

LoRa is a spread spectrum modulation technique based on chirp spread spectrum (CSS) technology, with the advantage that it operates in the unlicensed sub-GHz industrial, scientific and medical (ISM) band. The technology provides data rates ranging from as low as 300 bps, to a maximum of 50 kbps, depending on the settings of the spreading

factor (SF) and the channel bandwidth (BW). The signal airtime and power consumption are determined by the transmission power (TP), SF, coding rate (CR), and preamble length (Ebi et al., 2019). As for LoRaWAN, it is a media access control (MAC) protocol developed for wide area networks, with the purpose of enabling low-power devices to communicate with applications that are connected to the Internet, making use of long-range wireless connections. The LoRaWAN technology offers a range of advantageous features, including support for redundant operations, geolocation, cost-effectiveness, and low-power implementations (Lee and Ke, 2018). Devices using this technology can even be powered by energy harvesting technologies, allowing for greater mobility and ease of use in the Internet of Things (IoT). This protocol also provides robust security measures such as origin authentication, integrity protection, replay protection, as well as full end-to-end encryption. When LoRa is used for the design of the nodes and network communication, it allows for the creation of low-power nodes capable of data transmission over long distances. A further step to ensure data security is an authentication process between nodes and the network server, which the LoRaWAN protocol implements.

During recent years, Cloud Computing and the IoT have become popular in this field, as emerging technologies (Santos et al., 2019). Cloud Computing is a type of remote server that is available on the Internet, ready to handle requests at any time. It also enables users to gain access to data or services from any device, from any location, as long as they have an internet connection (Arroyo et al., 2019; Botta et al., 2016; Díaz et al. 2016). Furthermore, the IoT is a network of interconnected, self-configuring devices that have the ability to collect and exchange data. Cloud technology provides significant benefits like virtually endless storage space and significant processing power. There are limitations and disadvantages to each of these two technologies, yet they are able to complement each other's drawbacks quite well. That is, the unlimited capacity, storage and communication provided by Cloud technology can be beneficial for IoT, while the ability to interact with the "real world" is provided to the Cloud through the IoT. There are various fields where implementations of this type of architecture already exist, such as healthcare, smart cities, or environmental monitoring (Kumar et al., 2018; Eirinaki et al., 2018; Yang et al., 2019). In addition, the combination of Cloud computing and IoT has led to the apparition of cloud-based services that provide data storage and/or processing for IoT devices (Ray, 2016). Some options of open-source projects are

available. Nevertheless, for the work presented in this paper the decision was made to use our own cloud because in this way it can be customized for the specific requirements needed for our case, and also ensuring independence from private-available options.

This paper investigates the development of an IoT system that combines a low-cost WSN (LCWSN) with the services of a cloud to inexpensively monitor and detect air pollutants in real-time, while also providing data processing capabilities. This consists of a wireless sensing network in which its sensing nodes include a data processing module (microcontroller), a wireless communication module (wireless transceiver), a battery, a PM sensor, a temperature/humidity sensor, a GPS sensor, a solar panel and auxiliary elements for interfaces. The entire system is protected by a specific protection box. The testing and validation of the network were achieved through its deployment in an outdoor environment. The application in a real environment of the network was achieved through its deployment in the Riotinto copper mining complex, 55 km from the University of Huelva, South-West Spain, the nearest air quality station.

The Riotinto copper mining complex, one of the largest volcanogenic massive sulfide (VMS) deposits in the world (approximately 20 km<sup>2</sup> in area), is located in Spain's Iberian Pyrite Belt. It has vast open-pit exploitation and releases large amounts of PM into the atmosphere ([Sánchez de la Campa et al., 2020](#)). The mining operations, which resumed in 2015, release high amounts of airborne particulate matter (APM) that may affect the environment and nearby residents. The reopening of the mine raised concerns about air quality and health risks from dust particles generated during mining activities ([Boente et al., 2022](#)).

## **2. System design and implementation methodology**

This section provides an in-depth description of the various components of the system. It starts with outlining the architecture of the proposed WSN, followed by a description of the designed sensor nodes, which are in charge of taking measurements and transmitting the data wirelessly. The network possesses a central node that receives the data, while also acting as a gateway, which enables the management of the network by the user, server connection, as well as data preprocessing. A description of the whole data-processing operation is provided. Next, the functioning of the gateway is explained, with the last subsection being dedicated to presenting the software tools available for the end-user, and the cloud system services that manage the data storage and classification.

### 2.1. Network Deployment

The developed system provides air quality monitoring, as well as pollutant detection, using a scalable LoRa-based sensor network, in a configuration that is both robust and low-power. Two primary components make up the sensor network, namely the gateway, and the end nodes, which integrate the sensors. The readings from the sensors are stored on a local server, and a PC is used to process the data, as well as for allowing its visualization. Alternatively, a front-end application allows for this process to be done using a mobile phone. The network deployment requires for the LoRa gateway to have access to the Internet, thus it must be placed in a location with Wi-Fi access. Once established the connection to the cloud server, the uplink and downlink transmissions of data between the server and the nodes can be carried out. Every sampling period, the nodes go through the process of performing a new measurement, and sending this information, previously codified, to the server, before returning to deep sleep mode. On the server side, the data is processed and stored, so that it may be later visualized by means of a front-end web, which has been specifically developed to access and visually represent the acquired data. An illustration of the developed system is shown in [Figure 1](#). In order to attain the requirements of ambient air quality measurement systems, particular considerations were applied in the design of each element of the network, regardless of the shared structure.

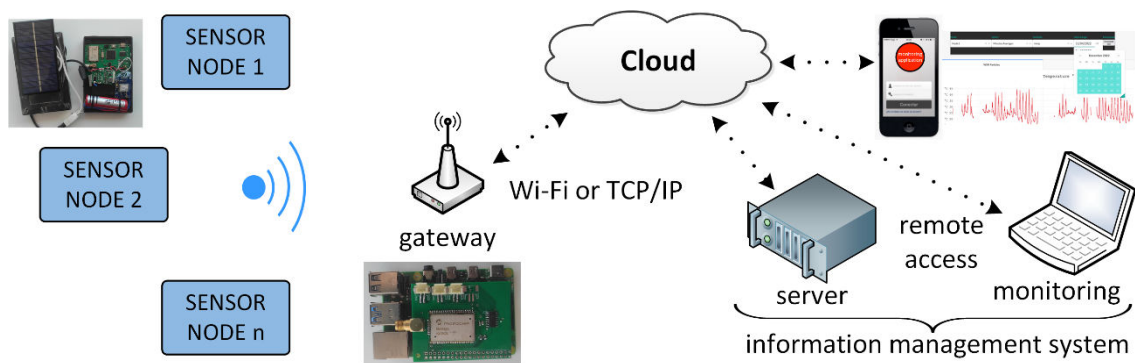


**Figure 1.** LoRa sensor network operation scheme.

### 2.2. Hardware description of the sensor nodes

The sensor nodes operate as described next. The readings from the sensors are received and processed by a microcontroller, and subsequently transferred by a wireless transceiver, which is an RF module that enables communication. Energy usage has to be low, thus the electronics of the system, from sensors and microcontroller, to the

conditioning interfaces and the wireless transceiver, have to be low power devices. Data transmission also has to be managed accordingly, since it requires significant amounts of energy.

The sensor nodes, which are able to collect and transmit the data concerning the particles present in the air, were developed to have reduced cost and size. The device that enables these measurements is the HPM115c0-004 air quality sensor from Honeywell, which is integrated into every sensor node. This laser-based device is capable of detecting and counting particles in the range of 0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  to 1.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , using light scattering. The measurements are taken at the decision of the microcontroller, and subsequently processed and sent through UART to the LoRa radio module, which transmits them to the LoRaWAN gateway. For this application, an ATmega2560 microcontroller was used, and an RN2483 module from Microchip to implement the wireless data transfer, at a radio frequency of 868 MHz. The transfer of data to the database can be done at intervals of ten minutes. Apart from the fundamental elements of an IoT device, namely the sensor, microcontroller, and radio module, the system also includes a number of additional elements. The MC33275DT-3.0G provides the system with a regulated 3.3V voltage supply, which powers all system components apart from a GPS (Global Positioning System) and the air quality sensor, which operate at 5V. This additional voltage supply is obtained by means of a DC/DC boost converter, namely the CE8301. The system also integrates a humidity and temperature sensor – the HIH8130 from Honeywell, and an antenna, which is attached by means of an SMA (SubMiniature version A) connector. Lastly, two IRLML9303TRPBF MOSFETs, that act as analogue switches, are used, in order to have the ability to disconnect from the power supply devices that are highly energy consuming, when they are not in use. This applies to the air quality sensor and the GPS, which can thus be deactivated (OFF state) during the time period between measurements. Every 10 minutes, when new measurements are taken, the switches connect both GPS and particle sensor to the power supply and activate them (ON state) for the required duration. This approach ensures an energy efficient operation of the sensor nodes, by alternating between active and low power consumption cycles.

A waterproof enclosure is used for the placement of the sensors, with perforations to allow the entrance of external air, enabling the particles measurements. The supply of power is provided by means of a solar panel connected to backup batteries, with the additional provision to use household electricity, should it be easy to access. The complete assembly

is approximately 115 mm (L) x 70 mm (W) × 30 mm (D). The hardware design for the wireless sensor nodes of the network is shown in [Figure 2](#).

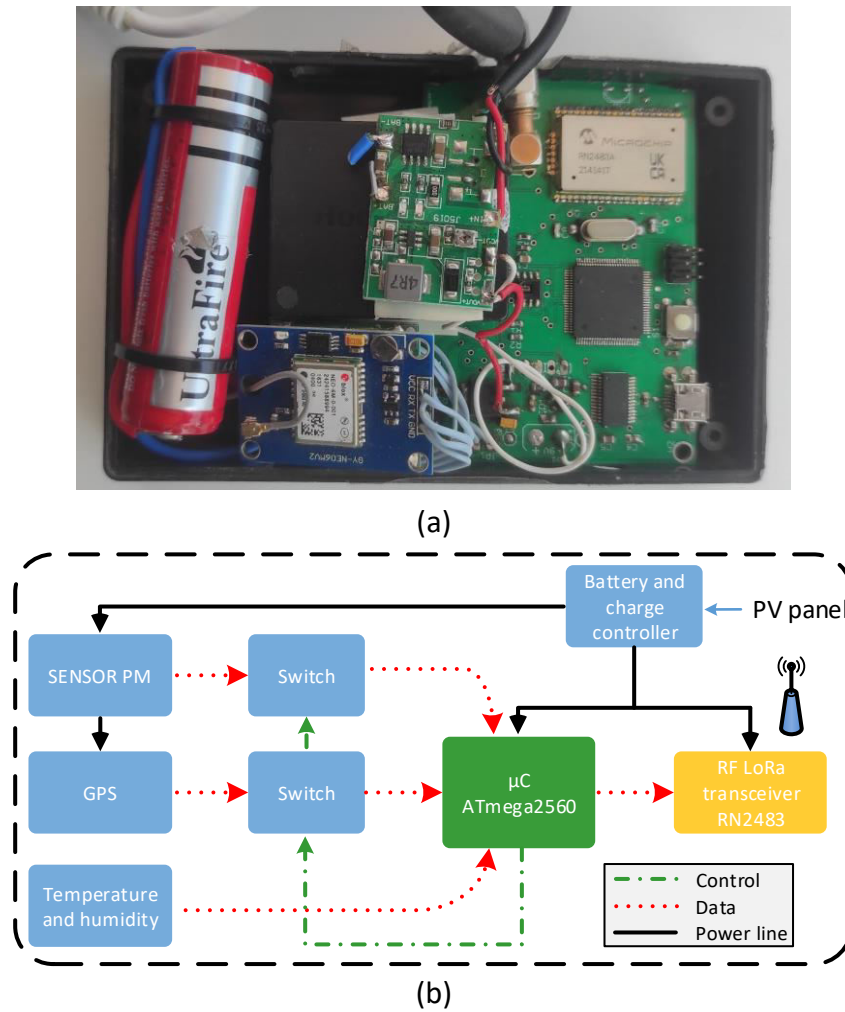
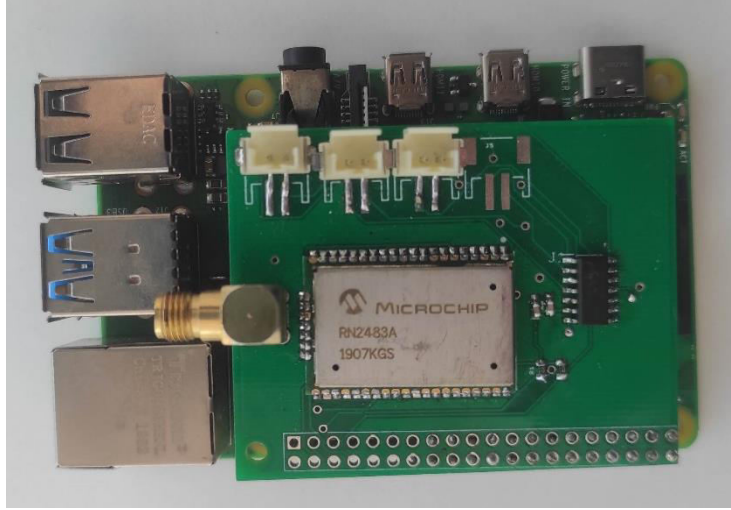


**Figure 2.** Proposed LoRa wireless network node. (a) Hardware board. (b) Block diagram of the architecture.

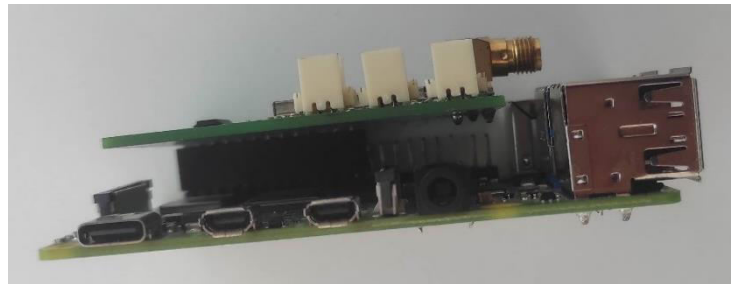
### 2.3. Coordinator node or Gateway

The developed sensor network is intended for monitoring air quality in an outdoor environment (for the testing, the nodes were placed at various locations in the University Campus). A PC is used for data handling and access to a monitoring application, with the access to the network being provided by the coordinator node, acting as a gateway to the system. The coordinator node includes the Microchip RN2483 wireless LoRa module, and an FTDI RS232RL transceiver, which can be seen in the image from [Figure 3](#), which shows the board of the coordinator device. The data storage, as well as functionalities that allow the visualization of significant information regarding the whole network, are

provided by a Raspberry Pi, which is connected to the coordinator node via the USB to serial UART transceiver. This USB connection is also used to provide power to the node. Finally, an SMA connector allows for the connection of an antenna to the device.



(a)



(b)

**Figure 3.** Images depicting the coordinator node, which is connected to the Raspberry Pi (located at the bottom). (a) Top view. (b) Side view.

As indicated above, a Raspberry Pi is part of the system, and it is used for data storage, to carry out calculations, and to implement the system controller. This inexpensive computer contains a 1.4 GHz quad-core, 64 bits Central Processing Unit (CPU), together with 1 GB of random access memory (RAM), as well as hardware providing wireless connectivity, at a cost of less than 30\$. Additionally, it provides 40 General Purpose Input/Output (GPIO) pins, and a universal serial bus (USB) 2.0 port with a guaranteed data rate of 300 Mbps. The Raspberry Pi operating system is Linux Raspbian. The Raspberry Pi is the responsible for sending the data to the server and storing the information in the database.

## 2.4. Programming

Figure 4 shows the flow chart of the sensor nodes. After the specified time, the sensor node wakes up. It activates the two analog switches (shown in Figure 2) and waits for a reasonable amount of time to perform all required measurements. Thus, the microcontroller gathers the measurements of the PM sensor, GPS and temperature/humidity. Next, the two switches are deactivated. Then the microcontroller sends the data to the transceiver, which transmits it to the coordinator node to be stored in the database. The proper reception is confirmed by an acknowledgment of the coordinator, and the microcontroller and the transceiver enter in sleep mode. After a specified time, the sensor node wakes up (the microcontroller also wakes up to manage the sensors). On the contrary, if no data is received by the coordinator, a number of three attempts are programmed. If after these attempts the sensor node does not receive the acknowledgment, it performs another measurement.

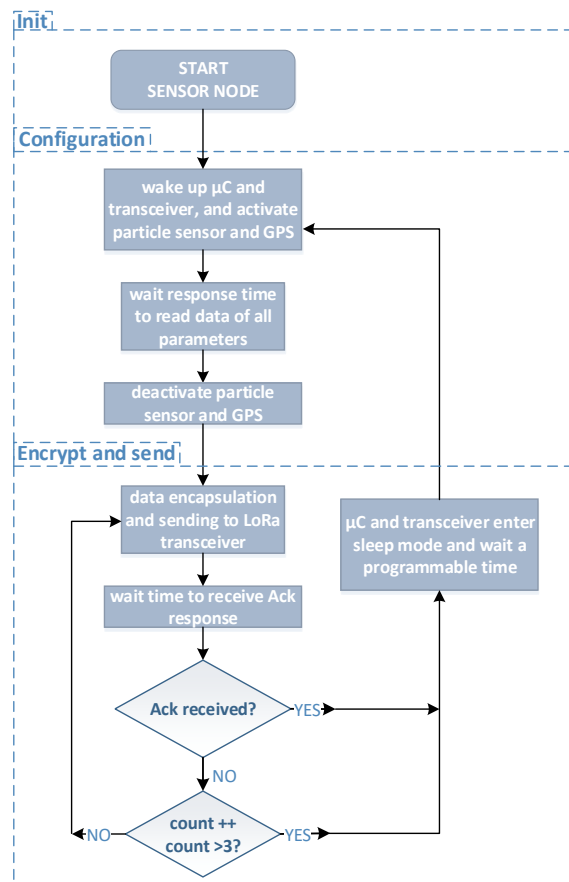


Figure 4. Flow chart of the sensor nodes.

The programming of the coordinator node is shown in Figure 5. The program initially checks the connection to the server where the data is to be saved. If there is no connection, an error is sent and the connection is checked again. In the case that the connection is made, a concurrent programming has been used, where two threads are launched from the beginning of the program. The LoRa thread reads the information that arrives from the port through which the LoRa transceiver is connected; if the data is received, it sends an acknowledgment to the sensor node. The DB thread decrypts the information received, saves it in the database and updates the variables for monitoring.

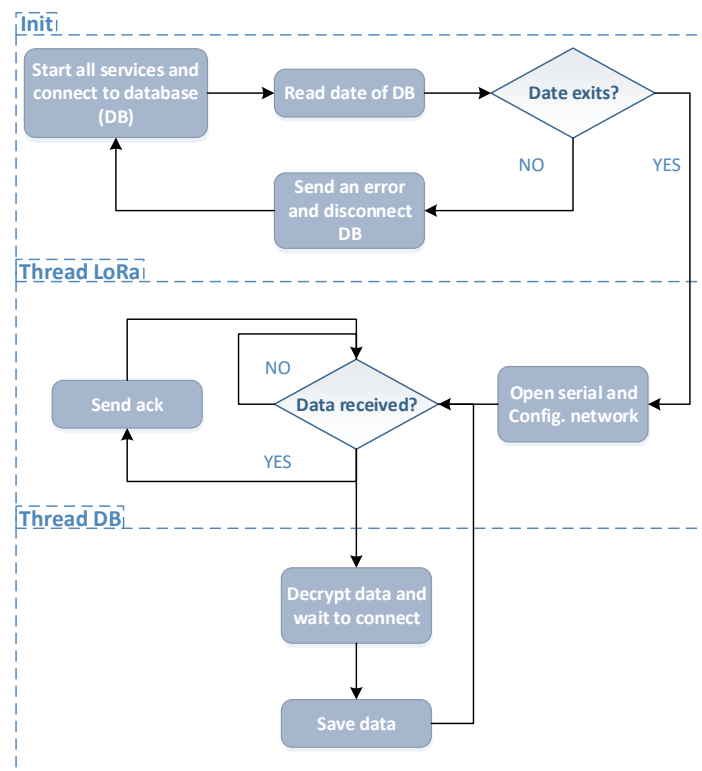


Figure 5. Flow diagram of the coordinator (gateway) node.

Regarding the application that runs on the server, it has been done in Python. The flow chart is shown in Figure 6. The application begins by initializing the necessary services, and then the last 100 received values are used to show the real time monitoring information. If the web receives any iteration of modification in the dates or a change in the sensors, it updates the data through queries to the database.

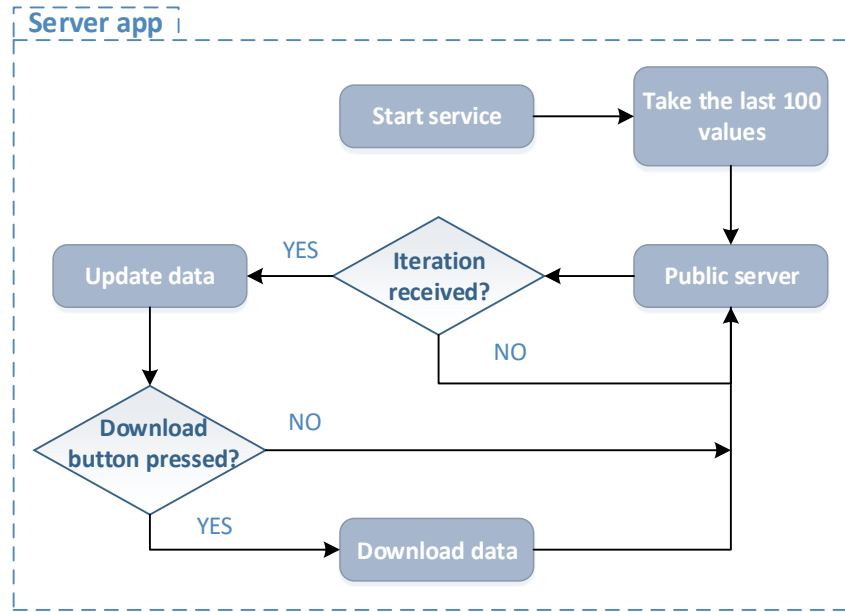


**Figure 6.** Flow diagram of the application on the server.

### 2.5. Server database and Graphical Interface

The messages arriving to the server from the nodes through the uplink have to be decoded to extract the data, which is done by means of a payload function. Following this step, the data are formatted according to the specifications of the front-end application, i.e., the graphical interface. In order to store the measurements data coming from the sensors, the server implements a My Structured Query Language (MySQL) database. As a result, the system provides, on top of the graphic interface, a historic record of the measurements, available to the system user. The front-end application was developed using Open-Source Software (OSS), reducing the overall system costs by avoiding the fees for licensing and software maintenance.

For data visualization, a solution based on the Python dash library was implemented, with a local server storing the data, as well as making it available for visualization through a web service, which can be accessed remotely through the internet by any device. In order for the application to provide this remote access, the user must first provide their identification credentials, which are passed to the end-user identification service. Snapshots of the graphical interface can be seen in [Figure 7](#). As can be seen, the user can select the measurements to be displayed, as well as the corresponding date, by means of a calendar. Apart from the graphical representation, the data can also be downloaded as a Comma-Separated Value (CSV) file. Further information about the state of the system,

as well as its components, can be consulted in different pages, with configuration options available as well.

The development of both server and graphical user interface were realized to enable real-time monitoring. The interface allows the user to visualize and access the data from any of the sensor nodes with ease.

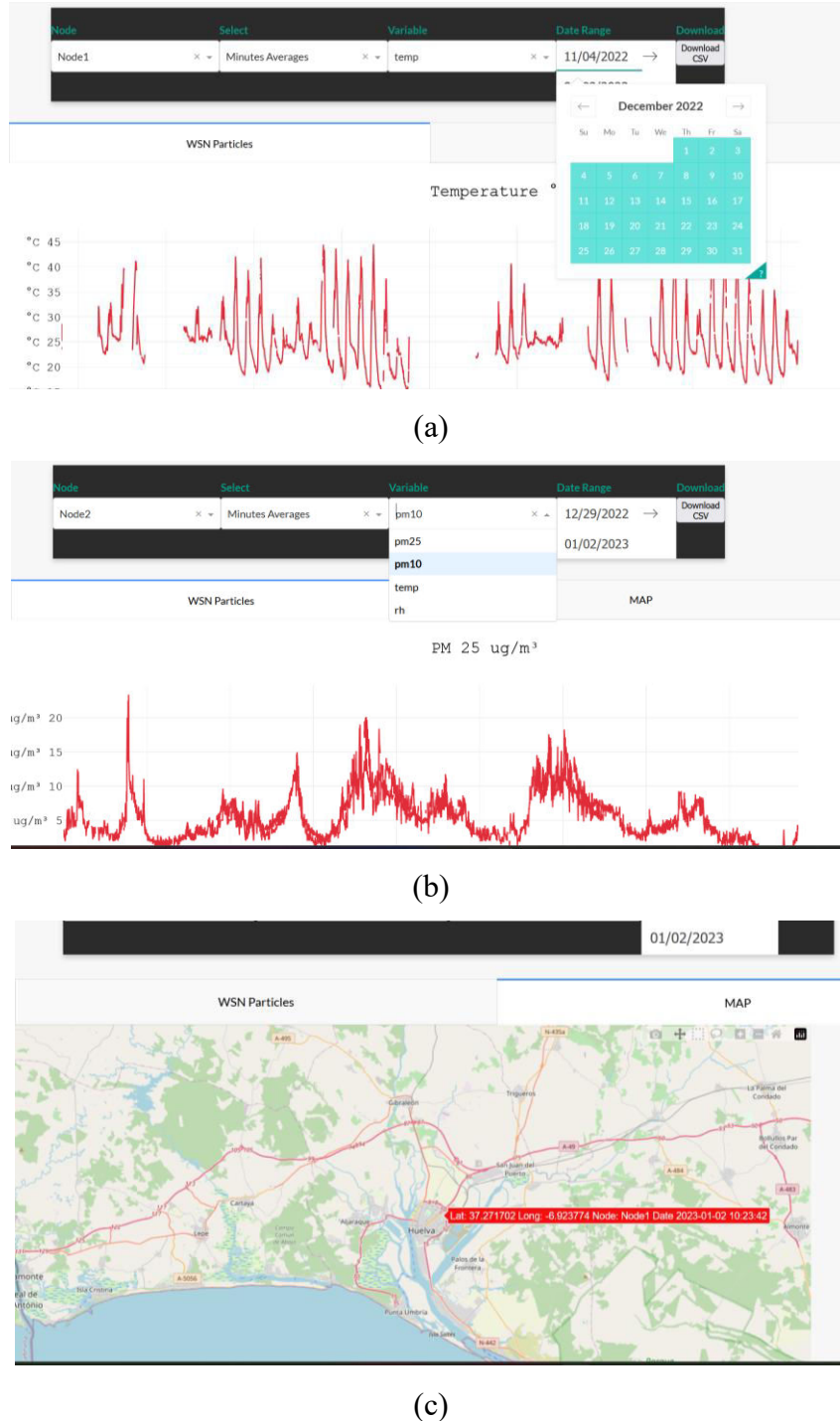


**Figure 7.** Snapshots of the graphical user interface, where the following can be visualized: (a) temperature, (b) PM in the atmosphere, (c) location of the sensor node in the laboratory.

## 2.6. Calibration of the sensor nodes and validation

The sensor nodes for PM used in this study (Honeywell HPM115c0-004) were originally calibrated using a reference instrument (DustTrak TSI8530). The physical properties of this material and the climatic conditions in the study area were different from those in the Riotinto mining complex. For this reason, some authors have highlighted the importance of proper calibration prior to its use utilizing regulatory apparatuses and emulating workplace conditions ([Giordano et al., 2021](#); [Wallace et al., 2011](#)).

Before starting the sampling campaign, we meticulously calibrated the PM sensor Honeywell HPM115c0-004. This calibration followed the official European Commission ([EC Working Group, 2010](#)) and the United States Environmental Protection Agency ([U.S. EPA, 2022](#)) protocols. Moreover, we ensured the accuracy of the results by validating them through regression methods as suggested by Badura et al. ([2019](#)). This calibration procedure was also carried out with success in a previous research also in a mining ambience ([Zafra-Pérez et al., 2023](#)).

Following the indications of the United States Environmental Protection Agency, there are two ways to evaluate low-cost PM sensors. On the one hand we have the "enhanced" test where the WSN is evaluated in the laboratory and on the other hand, the "base" test, which is the one performed, where the WSN sensor is located next to regulatory grade monitors ([Duvall et al., 2021](#)).

In pursuit of this aim, we conducted an extensive outdoor field campaign spanning a duration of 64 days, accumulating a remarkable 1549 hours of continuous monitoring. This exhaustive campaign employed two advanced instruments positioned strategically at an officially sanctioned air quality monitoring station, operating under the purview of the Andalusian regional government. This station is situated at a distance of 55 km from the city of Huelva, chosen for its similar climate conditions, due to availability of equipment, it was not possible to calibrate it in a closest area. During the campaign, WSN were measured simultaneously with 1) a beta attenuation 5014i model (Thermo Scientific, Franklin, USA, [UNE-EN 16450, 2017](#)), equipped with a smart healthy system. This fixed-site monitoring equipment provided continuous real-time PM<sub>10</sub> concentration measurements at a remarkable 0.1 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> resolution, with a time resolution of 1 second. 2) a regulatory high-volume air sampler (MCV CAVF-PM1025, 30 m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>,

Barcelona, Spain) adhering to the UNE-EN 12341 standard (2015). The sampler was equipped with PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> Munktell quartz fiber filters, which collected PM for 24 hours. Subsequently, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations were determined in the laboratory following the gravimetric standard procedure (UNE-EN 12341, 2015). This involved collecting PM on pre-weighed filters, followed by weighing them after sampling and conditioning to eliminate particle-bound water, as described by Wallace and Hopke (2022).

To assess accuracy metrics for both hourly and 24-hour averages, as recommended by Clements et al. (2022), we carefully analyzed the data obtained from these instruments. The simultaneous data collection from both apparatuses provided a robust and comprehensive dataset for our investigation.

The data treatment process for calibration closely followed the methodologies employed by prominent researchers (Zimmerman, 2022; Clements et al., 2022; Duvall et al., 2021). It consisted of a time resolution transformation: data from WSN and beta attenuation devices are directly comparable because they have the same time resolution (1 s); however, to make both comparable with the high-volume air sampler (MCV), which has a different time resolution (24 h), all 1 s measures from WSN and beta attenuation device needed to be averaged for the same 1 h and 24 h period.

Subsequently, we assessed the calibration quality by performing linear regressions between two sets of data 1) the WSN and beta attenuation device measurements and 2) the WSN and MCV. These linear regression analyses were meticulously compared to results obtained by other researchers, ensuring robustness and accuracy in the calibration process. Once the linear regressions were validated, we derived a calibration factor from the WSN and MCV regressions. This calibration factor played a pivotal role in correcting the raw PM data directly measured by the WSN. Consequently, the corrected data aligned closely with the results obtained by the regulatory apparatuses, validating the effectiveness of the calibration procedure. This calibration process not only enhanced the reliability of the WSN measurements but also facilitated meaningful comparisons with data collected from the established and recognized monitoring instruments.

Finally, we employed up to five goodness-of-fit statistical indicators to rigorously validate the accuracy of the corrected WSN PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub> concentrations as a more reliable proxy for reality compared to the raw WSN concentrations (Table 1). These indicators have been

previously applied by other researchers to fine PM air sensors, demonstrating their efficacy in assessing data quality (Molina Rueda et al., 2023; Gressent et al., 2020; Wu et al., 2020). The indicators are the mean bias (MB), normalized mean bias (NMB), root mean square error (RMSE), normalized mean error (NME), and normalized root mean square error (NRMSE). Comprehensive details concerning these indicators can be found in Supplementary Materials – Part 1. To calculate these indicators, we followed the methodology outlined by Emery et al. (2017).

**Table 1.** Goodness-of-fit statistical indicators used for the raw concentrations of PM obtained by the Low-cost sensors and the corresponding corrected concentrations.

| Data                   | MB                                     | NMB                                                          | RMSE                                                          | NME                                                          | NRMSE                         |
|------------------------|----------------------------------------|--------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|-------------------------------|
| Raw<br>Calibrated<br>d | $\frac{1}{N} \sum_1^N (C_{r/c} - C_f)$ | $\frac{\sum_1^N (C_{r/c} - C_f)}{\sum_1^N (C_f)} \times 100$ | $\left( \frac{1}{N} \sum_1^N (C_{r/c} - C_f)^2 \right)^{0.5}$ | $\frac{\sum_1^N  C_{r/c} - C_f }{\sum_1^N (C_f)} \times 100$ | $\frac{RMSE}{C_f} \times 100$ |

Where  $C_{r/c}$  is the raw data concentration of PM measured by the WSN or the calibrated concentration of PM for the WSN,  $C_f$  is the concentration of PM measured by the fixed-site monitoring equipment (beta attenuation or high-volume air sampler), and  $N$  is the number of samples.

WSN behavior presents a significant concern related to PM measurements, which may degrade over time due to drift effects. While some studies, like Zafra-Pérez et al. (2023), have shown that WSN maintains long-term accuracy, others have observed potential damage affecting measurement quality under specific external conditions (Bulot et al., 2019). Additionally, de Souza et al. (2023) found a notable increase in average bias after 3.5 years. To address this, the authors advise calibrating the sensor at least once a year to ensure measurement quality (Zafra-Pérez et al., 2023).

### 3. Results and discussion

#### 3.1. Network Performance

In order to evaluate the performance of the communication between the LoRa sensor nodes and the gateway, for different configurations, the nodes were positioned at various locations in the University Campus. The gateway was kept at an indoor location, while the nodes were placed at different distances from the gateway, and the performance was

tested for various transmission powers. The other parameters for the network configuration, that is, the carrier frequency (CF), SF, BW, preamble length, and CR, were not modified during the tests. An 868 MHz CF was used, as it is one of the two license-free radio frequency bands in the sub-gigahertz region available in Europe. In order to ensure sufficient bitrate and sensitivity to detect the radio signal, an 125 kHz bandwidth was set. The value of the spreading factor was set to 7 (maximum transfer speed), the lowest it can take, with a 1 coding that results in the lowest time-on-air for the signal, reducing energy consumption. Additionally, the energy requirements were further reduced by using the shortest length for the preamble. For the above configuration, the success rate of data transfer to the server was 98%.

The sensors were placed in different buildings, at a distance between them and the gateway just over 150 m, with obstacles between them, that is, without direct line of sight. This setup ensures that the network performance is analysed in conditions that are not ideal for the communication.

During the testing, the nodes have been powered using a standard wall socket, yet the system design and the characteristics of the configuration were done so that a low-power mode was used, which would allow for a battery powered operation of the nodes. For the configuration parameters indicated previously, and with a transmission power of 14 dB, the average energy consumption is 1 mAh. As such, for a 3.7V/2800 mAh battery, and limiting the discharge to 85% of the total, the system could be powered for about 75 days.

### ***3.2. Evaluation of WSN monitoring***

After performing the calibration, as detailed in [Section 2.6](#), we present the results of the intercomparison between the WSN under examination and the already installed apparatuses, including the beta attenuation 5014i device and the regulatory MCV CAVF-PM1025 High-Volume Air Sampler ([Figure 8](#)). Upon initial observation, the PM data corresponding to the calibrated data (brown) shows a more aligned overlap with the reference (purple) lines compared to the raw data (blue). It is evident that the WSN, by default, tends to underestimate the risk-providing concentrations, which predominantly fall below the readings provided by official apparatuses. However, with the implementation of the new calibration, this issue has been successfully corrected, and the measurements of the calibrated LCWSN are very similar that those of the reference equipment.

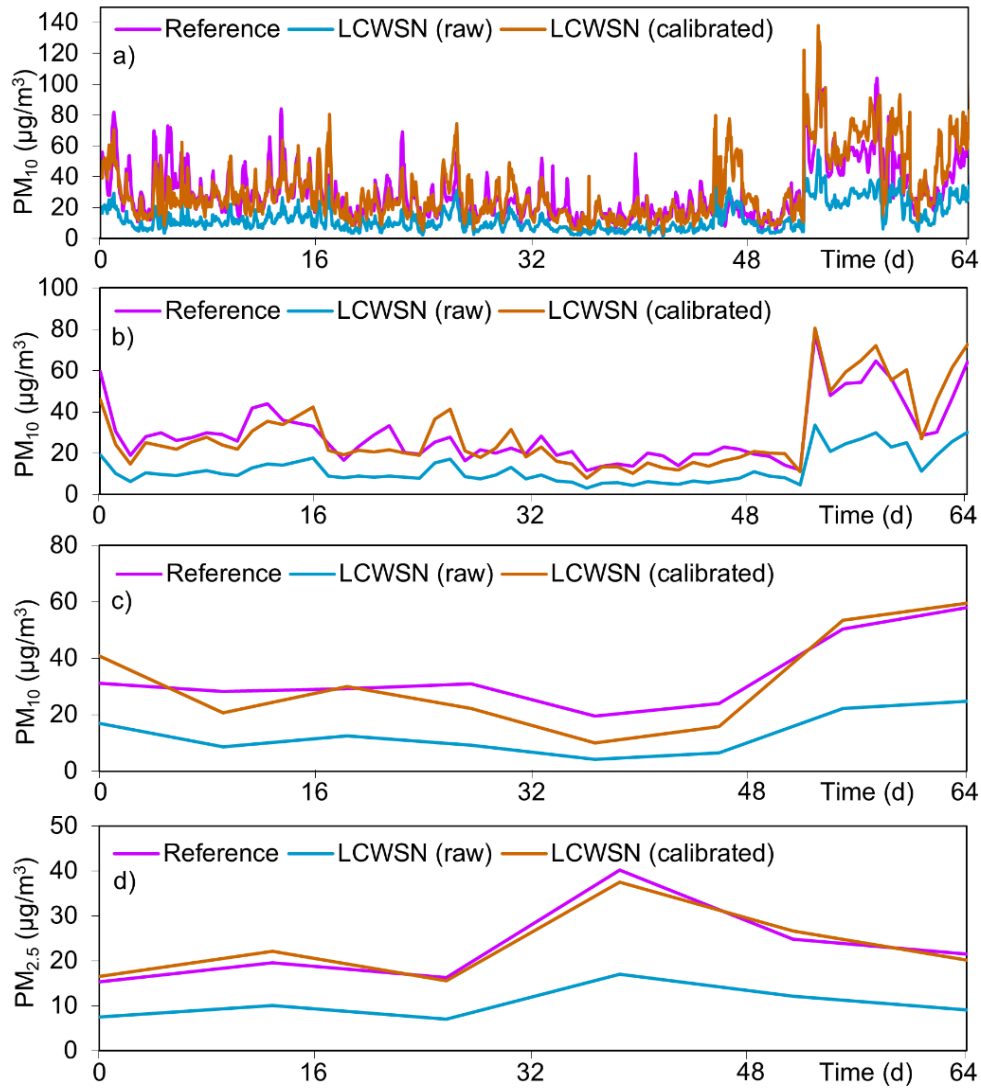


**Figure 8.** (a) Intercomparison between WSN and beta attenuation 5014i (Reference). Average  $PM_{10}$  concentrations for 1 h. (b) Intercomparison between WSN and beta attenuation 5014i (Reference). Average  $PM_{10}$  concentrations for 24 h. (c) Intercomparison between WSN and MCV CAVF-PM102 (Reference). Average  $PM_{10}$  concentrations for 24 h. (d) Intercomparison between WSN and MCV CAVF-PM102 (Reference). Average  $PM_{2.5}$  concentrations for 24 h.

In this context, the results obtained from the calibration of  $PM_{2.5}$  were remarkably promising, especially when compared to calibrations conducted in other studies using linear regression (Table 2). Notably, the  $R^2$  value of 0.96 for  $PM_{2.5}$  MCV CAVF-PM102 filters stands out as the second-best adjustment among calibrations for the same sensor. These results are considered highly acceptable, given that the comparison involves equipment measuring all accumulated  $PM_{10}/PM_{2.5}$  particles every second over a 24-hour period. It's important to acknowledge that such differences are often attributed to varying climatic conditions. Previous research conducted by Malings et al. (2020) pointed out that

factors such as relative humidity (RH), temperature (T), and high PM concentrations may have adverse effects on WSN measurements. Moreover, Magi et al. (2020) further confirmed that elevated RH levels can alter the refraction indices of atmospheric PM, leading to hygroscopic growth and subsequently inducing errors in measurements. Considering these findings, our calibration results demonstrate significant advancements in mitigating potential errors caused by environmental conditions and contribute to the overall reliability of the measurements.

**Table 2.** Results of linear regression between WSN (PM<sub>2.5</sub> Honeywell HPM Series) and MCV CAVF-PM102 for PM<sub>2.5</sub> filters

| Source                      | Sensor                                          | Slope           | Intersection    | R <sup>2</sup> |
|-----------------------------|-------------------------------------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| (Gung et al., 2021)         | Honeywell<br>HPM<br>Series<br>PM <sub>2.5</sub> | 0.66            | 6.39            | 0.80           |
| (Bulot et al., 2020)        |                                                 | 0.70            | 0               | 0.80           |
| (Omidvarborna et al., 2020) |                                                 | Not<br>provided | Not<br>provided | 0.97           |
| (Báthory et al., 2019)      |                                                 | Not<br>provided | Not<br>provided | 0.58           |
| (South Coast AQMD, 2019)    |                                                 | 0.32            | 0.56            | 0.69           |
| This research               |                                                 | 0.87            | 3.09            | 0.96           |

To assess the alignment of the calibrated data with actual measurements, various goodness-of-fit statistical indicators were utilized, in addition to R<sup>2</sup>. Particularly for PM<sub>2.5</sub>, international organizations focused on air pollution, such as the EU (EC Working Group, 2010), and the United States (U.S. EPA, 2022), have established threshold errors for these statistical indicators. A concise summary of these thresholds is provided in Table SM1, which clearly demonstrates that the calibrated WSN values successfully meet the objectives set by the United States Environmental Protection Agency recommendations for slope, calibration line intersection, R<sup>2</sup>, RMSE, and NRMSE statistical indicators (Clements et al., 2022). Significantly, all the calibrated data exhibited substantial improvements compared to the raw data. Consequently, this calibration process can be confidently deemed optimal for PM<sub>2.5</sub>, showcasing the efficacy and accuracy of the methodology used.

Regarding the calibration of PM<sub>10</sub> measurements, Table 3 presents a comprehensive comparison between various statistical indicators calculated using both raw and calibrated data. The calibrated data for PM<sub>10</sub> exhibited a notably closer alignment with the reference

equipment's measurements than the raw data. Furthermore, the deviations observed in the statistical indicators were considerably reduced for the calibrated data, indicating a significant improvement in accuracy. As per the requirements outlined by Gressent et al. (2020), it is essential to meet the following condition for these statistical indicators:  $|MB| \leq |NMB| \leq |RMSE| \leq |NME| \leq |NRMSE|$ , ensuring a correct measurement of PM<sub>10</sub> concentrations by the sensor. In this case, the condition is indeed fulfilled, as demonstrated by the values:  $|-2.33| \leq |-6.88| \leq |7.03| \leq |18.0| \leq |20.7|$ . Hence, it is evident that the calibration process has resulted in a significant improvement, with the calibrated data now providing measurements that closely resemble those obtained by the reference equipment for PM<sub>10</sub>. This outcome reinforces the reliability and validity of the calibration methodology employed.

According to recent research conducted by Hong et al. (2021), the calibrated WSN can be considered a supplementary monitor when both the MNB and MNE are reduced by 20% or more. This reduction meets the criteria for WSN to serve various applications, including personal exposure and identification of PM (<30%), as well as education and information purposes (<50%), as stated by U. S. EPA (2014). After calibration, the statistical indicators MNB and MNE were found to be less than 20% in this study's calibrated WSN data, indicating that it could effectively serve as supplemental monitoring.

**Table 3.** Average 24 h concentration of PM<sub>10</sub> for the raw and calibrated data in the reference equipment and the WSN during the calibration. Deviations for goodness-of-fit statistical indicators for raw and calibrated data.

| PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) | Beta Atte. 24 h |            | MCV 24 h |            |
|---------------------------------------|-----------------|------------|----------|------------|
| Reference (µg/m <sup>3</sup> )        | 29.4            |            | 33.9     |            |
| WSN (µg/m <sup>3</sup> )              | Raw             | Calibrated | Raw      | Calibrated |
|                                       | 12.2            | 29.1       | 13.2     | 31.6       |
| Statistical Indicators                | Deviations      |            |          |            |
| MB (µg/m <sup>3</sup> )               | -17.2           | -0.31      | -20.8    | -2.33      |
| NMB (%)                               | -58.6           | -1.06      | -61.2    | -6.88      |
| RMSE (µg/m <sup>3</sup> )             | 19.2            | 6.81       | 21.7     | 7.03       |
| NME (%)                               | 58.6            | 18.3       | 61.2     | 18.0       |
| NRMSE (%)                             | 65.3            | 23.2       | 63.9     | 20.7       |

### 3.3. Field test in the mining environment

The WSNs were implemented in the environment of the Riotinto copper mining complex after performance evaluation. This was done to ensure the stability of the system, as shown in the previous sections. The gateway is located in Cerro Colorado (an elevated location in the middle of the open-pit mining), node 1 in La Dehesa, and node 2 in Nerva, both being the closest towns to the Riotinto copper mining complex, being 1.6 km and 1.9 km, respectively from the gateway. These distances are with respect to the gateway, with respect to the limit of the mining facilities these measurements are lower being from point "a" indicated on the map to La Dehesa of 0.2 km and from point "b" to Nerva of 1.4 km (Figure 9).

In La Dehesa, the town nearest to the mine, the most concerning operations include those conducted in humid conditions, such as the dry track of the tailings pond, stockpiling, secondary crushing area, and ore loading. Nonetheless, Nerva is situated opposite the dump, an area of the mine typically characterized by minimal or sporadic activity, mainly involving the unloading of waste material by the tippers (Boente et al., 2022). It is crucial to emphasize that both of these towns are situated at a substantial distance from the mine and are subject to multiple sources of pollution. For a comprehensive examination of the mine's impact on air quality in these communities throughout the year, we strongly recommend consulting the extensive assessment carried out by Boente et al. (2023).

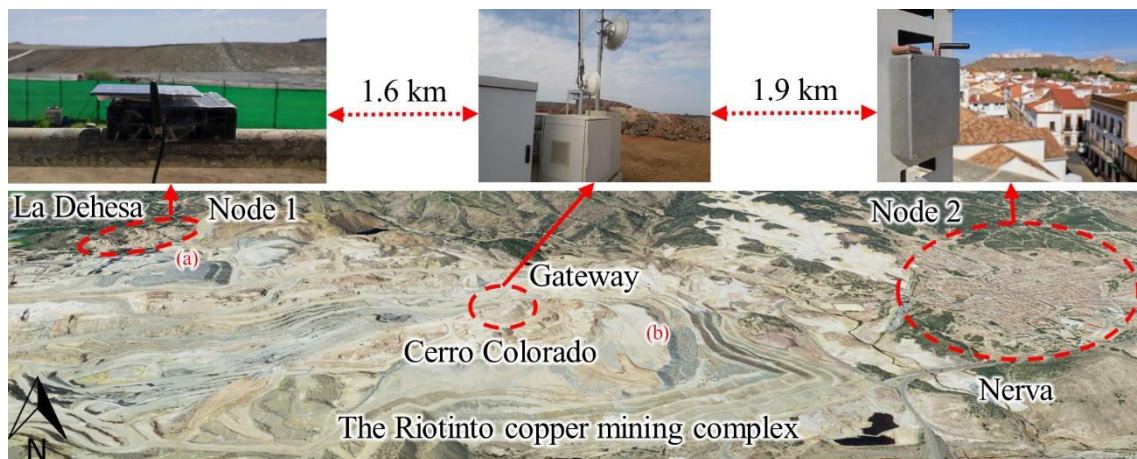


**Figure 9.** Location of the gateway is located in Cerro Colorado, node 1 in La Dehesa, and node 2 in Nerva.

An important characteristic of the network is its full scalability, i.e., the addition of nodes does not require the modification of any of its parameters in the gateway. This means that the gateway can run uninterrupted after the initial deployment, with only the newly added

nodes having to be registered on the cloud server, since to become a part of the network every node must be assigned unique parameters for its authentication. This characteristic allows expanding the network at any time with the addition of new nodes, while the overall network performance is maintained.

The escalation in PM concentrations over a specific period, precisely from February 1, 2023, to August 1, 2023, has been effectively addressed. This accomplishment was made possible through the utilization of trend diagrams ([Figure 10](#)), a level of space-time resolution that would have been unattainable in the absence of a WSN due to the impossibility of location of wires in an environment in permanent change as a mine. The visual representation in [Figure 10](#) vividly elucidates the intricate dispersion patterns of both PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> across the entire study duration, meticulously captured at node 1 and node 2 locations.

The observed pattern in the behavior of WSNs bears a resemblance to the investigation conducted by Boente et al. ([2023](#)). In 2021, they undertook a study in the identical locales of La Dehesa and Nerva, employing high-capacity regulatory air sampling equipment (MCV CAVF-PM1025, 30 m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>, Barcelona, Spain). This investigation adhered to the gravimetric standard procedure ([UNE-EN 12341, 2015](#)) for PM<sub>10</sub> sampling, utilizing high-purity quartz filters (Munktell®) to collect samples over a continuous 24-hour period.

Furthermore, the concentrations of PM<sub>10</sub> exhibited significant fluctuations, influenced by the varying months within the timeframe. Correspondingly, the trajectory of PM<sub>2.5</sub> concentrations mirrored that of PM<sub>10</sub>, albeit on a more refined scale.

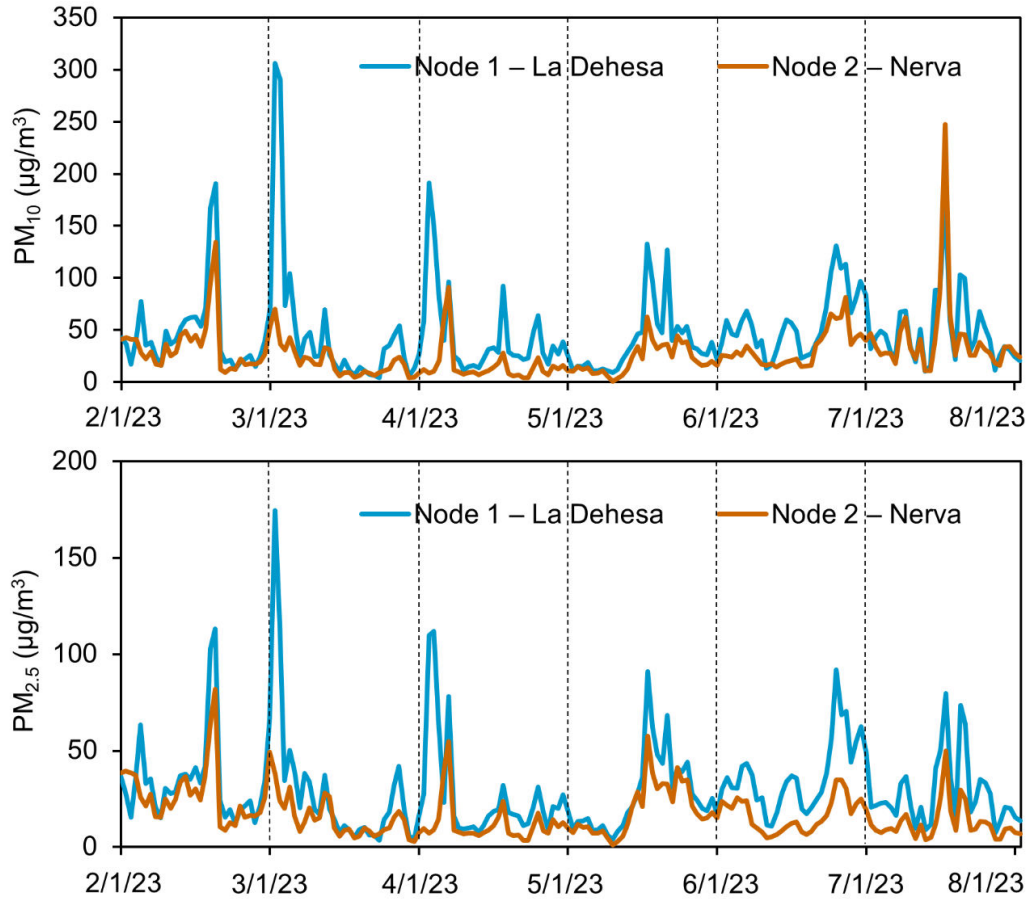


**Figure 10.** Tendency diagram for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> for the study period in node 1 and node 2.

Using the high level of detail that WSNs can achieve, we identified the days of the week and times of day when PM concentrations are highest (Figure 11). In node 1 – La Dehesa, the hours with the highest PM concentration are from 2:00 PM to 3:00 PM, because at that time the blasting occurs (Atalaya Mining, 2023). In addition, they are the highest concentrations in La Dehesa due to the proximity to the mine as seen in section 3.3, just 0.2 km from the mining facilities and operations. In node 2 - Nerva, the highest PM concentrations are from 8:00 AM to 9:00 AM and from 11:00 PM to 12:00 AM, during these time slots, the most significant activities involve heavy road traffic, including mining trucks, as well as the town's local traffic. Conversely, in the afternoon and evening, activity subsides as fewer individuals are at work. For days of the week, node 1 has the highest PM concentrations on Mondays and Fridays, while node 2 has the highest PM concentrations on Mondays and Wednesdays. During Saturdays and Sundays, PM concentrations notably decrease as fewer people are engaged in work, resulting in reduced dust emissions from both mining operations and the town itself.

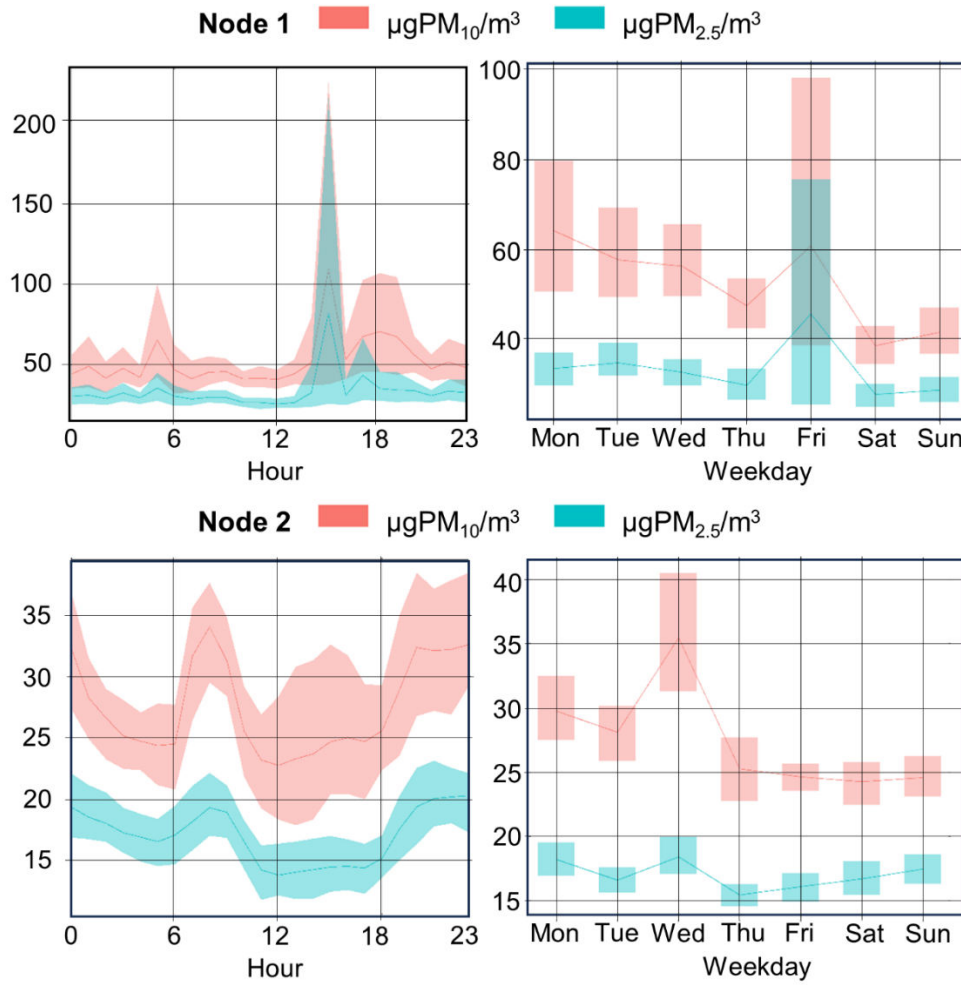


**Figure 11.** Hourly and weekday distribution of  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{M}_{2.5}$  for the study period.

The findings consistently align with the characteristics of a mining complex. This confirms the utility of the LCWSN design for monitoring PM levels. Additionally, with a well-calibrated sensor, it enables the study of spatial and temporal trends in the nearby towns. In summary, the data reveals that Node 1 (La Dehesa) exhibits higher PM concentrations compared to Node 2 (Nerva), primarily due to its proximity to the mining operations.

## Conclusions

The constant earth-moving, crushing and storage occurring in open-pit mines, especially in those considerably large, constitutes an important source of atmospheric PM. The well-known association between high concentrations of PM and adverse effects on human well-being has provoked the search of measures to control fugitive emissions from mines pursuant to a healthy environment. In this context, this work takes advantages of wireless technologies by designing an air quality monitoring system based on unattended wireless

devices that include all the components required to provide real-time monitoring of the interest parameters. For that purpose, low-cost sensor devices with LoRaWAN communication, which guarantees a reliable communication in an outdoor environment, have been designed and integrated with a remote cloud server following an IoT architecture. The wireless technology gives a suitable support to the mining complex offering advantages in terms of low installation cost, scalability, lack of cabling, intelligent-processing capability, high mobility, ease of deployment, and reduced maintenance. Moreover, the system is flexible since it can be adapted to different environments and a higher number of nodes can be deployed to provide information on air quality in other areas. The testing of the system confirms the feasibility of the proposed implementation and validates the functional requirements of the developed devices and the networking solution. The performance of the PM LCS was evaluated applying correction equations based on mathematical models of linear regression with comparisons against a research-grade instrument. The system can provide mining companies the real-time distribution of PM released by daily operations to take immediate actions if unhealthy threshold levels are exceeded.

### **Credit author statement**

**A. Zafra-Pérez:** Writing–Original draft; Investigation; Data curation; Formal analysis; Software; Visualisation. **J. Medina-García:** Investigation; Conceptualisation; Methodology; Validation; Supervision. **C. Boente:** Writing–Review; Data curation; Formal analysis. **J.A. Gómez Galán:** Writing–Original draft; Investigation; Data curation; Supervision. **A. Sánchez de la Campa:** Writing–Review & Editing; Resources; Supervision. **J.D. de la Rosa:** Writing–Review and Editing; Resources; Conceptualisation; Methodology; Supervision; Funding acquisition; Project administration.

### **Declaration of competing interest**

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this study.

## Acknowledgements

This research has been performed with funds of the project “68/83 *Contribución de fuentes del material particulado atmosférico en el entorno del distrito minero de Riotinto (2023).*” The authors are grateful to the Atalaya Mining Company for granting permission to carry out this research in their facilities and for their active support.

## References

Arroyo, P., Herrero, J.L., Suárez, J.I., Lozano, J., 2019. Wireless sensor network combined with cloud computing for air quality monitoring. *Sensors*, 19, 691. <https://doi.org/10.3390/s19030691>

Atalaya Mining, 2023. Atalaya Mining plc is a European copper producer focused on providing society with the essential raw materials required for economic growth and the energy transition. <https://atalayamining.com>

Azari, A., Stefanovic, C., Popovski, P., Cavdar, C., 2020. On the Latency-Energy Performance of NB-IoT Systems in Providing Wide-Area IoT Connectivity. *IEEE Trans. Green Commun. Netw.* 4, 57–68. <https://doi.org/10.1109/TGCN.2019.2948591>

Badura, M., Batog, P., Drzeniecka-Osiadacz, A., Modzel, P., 2019. Regression methods in the calibration of low-cost sensors for ambient particulate matter measurements. *SN Appl. Sci.* 1, 622. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0630-1>

Báthory, C., Kiss, M.L., Trohák, A., Dobó, Z., Palotás, Á.B., 2019. Preliminary research for low-cost particulate matter sensor network. *E3S Web Conf.* 100, 00004. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201910000004>

Boente, C., Millán-Martínez, M., Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D., 2022. Physicochemical assessment of atmospheric particulate matter emissions during open-pit mining operations in a massive sulphide ore exploitation. *Atmos. Pollut. Res.* 13, 101391. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101391>

Boente, C., Zafra-Pérez, A., Fernández-Caliani, J.C., Sánchez de la Campa, A., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D., 2023. Source apportionment of potentially toxic PM<sub>10</sub> near a vast metallic ore mine and health risk assessment for residents exposed. *Atmos. Environ.* 301, 119696. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119696>

Botta, A., de Donato, W., Persico, V., Pescapé, A. 2016. Integration of Cloud computing and Internet of Things: A survey. *Futur. Gener. Comput. Syst.*, 56, 684-700. <https://doi.org/10.1016/j.future.2015.09.021>

Brauer, M., Guttikunda, S.K., K A, N., Dey, S., Tripathi, S.N., Weagle, C., Martin, R. V., 2019. Examination of monitoring approaches for ambient air pollution: A case study for India. *Atmos. Environ.* 216, 116940. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116940>

Bulot, F.M.J., Russell, H.S., Rezaei, M., Johnson, M.S., Ossont, S.J.J., Morris, A.K.R., Basford, P.J., Easton, N.H.C., Foster, G.L., Loxham, M., Cox, S.J., 2020. Laboratory Comparison of Low-Cost Particulate Matter Sensors to Measure Transient Events of Pollution. *Sensors* 20, 2219. <https://doi.org/10.3390/s20082219>

Camprodon, G., González, Ó., Barberán, V., Pérez, M., Smári, V., de Heras, M.Á., Bizzotto, A., 2019. Smart Citizen Kit and Station: An open environmental monitoring system for citizen participation and scientific experimentation. *HardwareX* 6, e00070. <https://doi.org/10.1016/j.ohx.2019.e00070>

Choudhury, N., Matam, R., Mukherjee, M., Shu, L., 2018. Beacon Synchronization and Duty-Cycling in IEEE 802.15.4 Cluster-Tree Networks: A Review. *IEEE Internet Things J.* 5, 1765–1788. <https://doi.org/10.1109/JIOT.2018.2827946>

Clements, A., Duvall, R., Greene, D., Dye, T., 2022. The Enhanced Air Sensor Guidebook. U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, DC.

Clements, A.L., Griswold, W.G., RS, A., Johnston, J.E., Herting, M.M., Thorson, J., Collier-Oxandale, A., Hannigan, M., 2017. Low-Cost Air Quality Monitoring Tools:

From Research to Practice (A Workshop Summary). *Sensors* 17, 2478. <https://doi.org/10.3390/s17112478>

De Souza, P., Barkjohn, K., Clements, A., Lee, J., Kahn, R., Crawford, B., Kinney, P., 2023. An analysis of degradation in low-cost particulate matter sensors. *Environ. Sci. Atmos.* 3, 521–536. <https://doi.org/10.1039/D2EA00142J>

Díaz, M., Martín, C., Rubio, B., 2016. State-of-the-art, challenges, and open issues in the integration of Internet of things and cloud computing. *J. Netw. Comput. Appl.*, 67, 99-117. <https://doi.org/10.1016/j.jnca.2016.01.010>

Duvall, R., Clements, A., Hagler, G., Kamal, A., Kilaru, V.J., Goodman, L., Frederick, S., Jonhson Barkjon, K., VonWold, I., Greene, D., Dye, T., 2021. Performance testing protocols, metrics, and target values for fine particulate matter air sensors: Use in ambient, outdoor, fixed site, non-regulatory supplemental and informational monitoring applications: Technical Report. U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, DC.

Ebi, C., Schaltegger, F., Rust, A., Blumensaat, F., 2019. Synchronous LoRa Mesh Network to Monitor Processes in Underground Infrastructure. *IEEE Access* 7, 57663–57677. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2913985>

EC Working Group, 2010. Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods.

EEA, 2022. Air quality in Europe 2022. Eur. Environ. Agency, Luxemb. <https://doi.org/https://doi.org/10.2800/488115>

Eirinaki, M., Dhar, S., Mathur, S., Kaley, A., Patel, A., Joshi, A., Shah, D., 2018. A building permit system for smart cities: A cloud-based framework. *Comput. Environ. Urban Syst.* 70, 175-188. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2018.03.006>

Emery, C., Liu, Z., Russell, A.G., Odman, M.T., Yarwood, G., Kumar, N., 2017. Recommendations on statistics and benchmarks to assess photochemical model

performance. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 67, 582–598.  
<https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1265027>

European Parliament and of the Council, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.

Fishbain, B., Lerner, U., Castell, N., Cole-Hunter, T., Popoola, O., Broday, D.M., Iñiguez, T.M., Nieuwenhuijsen, M., Jovasevic-Stojanovic, M., Topalovic, D., Jones, R.L., Galea, K.S., Etzion, Y., Kizel, F., Golumbic, Y.N., Baram-Tsabari, A., Yacobi, T., Drahler, D., Robinson, J.A., Kocman, D., Horvat, M., Svecova, V., Arpaci, A., Bartonova, A., 2017. An evaluation tool kit of air quality micro-sensing units. *Sci. Total Environ.* 575, 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.061>

García-Martín, J.P., Torralba, A., Hidalgo-Fort, E., Daza, D., González-Carvajal, R., 2023. IoT solution for smart water distribution networks based on a low-power wireless network, combined at the device-level: A case study. *Internet of Things*, 22, 100746. <https://doi.org/10.1016/j.iot.2023.100746>

Giordano, M.R., Malings, C., Pandis, S.N., Presto, A.A., McNeill, V.F., Westervelt, D.M., Beekmann, M., Subramanian, R., 2021. From low-cost sensors to high-quality data: A summary of challenges and best practices for effectively calibrating low-cost particulate matter mass sensors. *J. Aerosol Sci.* 158, 105833. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105833>

Gressent, A., Malherbe, L., Colette, A., Rollin, H., Scimia, R., 2020. Data fusion for air quality mapping using low-cost sensor observations: Feasibility and added-value. *Environ. Int.* 143, 105965. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105965>

Hidalgo-Fort, E., Gómez-Galán, J.A., González-Carvajal, R., Sánchez-Cárdenas, P., Clemente-Maya, C., 2023. Battery-Less Industrial Wireless Monitoring and Control System for Improved Operational Efficiency. *Sensors* 23, 2517. <https://doi.org/10.3390/s23052517>

Hong, G.-H., Le, T.-C., Tu, J.-W., Wang, C., Chang, S.-C., Yu, J.-Y., Lin, G.-Y., Aggarwal, S.G., Tsai, C.-J., 2021. Long-term evaluation and calibration of three types of low-cost PM<sub>2.5</sub> sensors at different air quality monitoring stations. *J. Aerosol Sci.* 157, 105829. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105829>

Idrees, Z., Zheng, L., 2020. Low cost air pollution monitoring systems: A review of protocols and enabling technologies. *J. Ind. Inf. Integr.* 17, 100123. <https://doi.org/10.1016/j.jii.2019.100123>

Jabbar, W.A., Subramaniam, T., Ong, A.E., Shu'Ib, M.I., Wu, W., de Oliveira, M.A., 2022. LoRaWAN-Based IoT System Implementation for Long-Range Outdoor Air Quality Monitoring. *Internet of Things* 19, 100540. <https://doi.org/10.1016/j.iot.2022.100540>

Jovašević-Stojanović, M., Bartonova, A., Topalović, D., Lazović, I., Pokrić, B., Ristovski, Z., 2015. On the use of small and cheaper sensors and devices for indicative citizen-based monitoring of respirable particulate matter. *Environ. Pollut.* 206, 696–704. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.035>

Kim, J.-Y., Chu, C.-H., Shin, S.-M., 2014. ISSAQ: An Integrated Sensing Systems for Real-Time Indoor Air Quality Monitoring. *IEEE Sens. J.* 14, 4230–4244. <https://doi.org/10.1109/JSEN.2014.2359832>

Lee, H.-C., Ke, K.-H., 2018. Monitoring of Large-Area IoT Sensors Using a LoRa Wireless Mesh Network System: Design and Evaluation. *IEEE Trans. Instrum. Meas.* 67, 2177–2187. <https://doi.org/10.1109/TIM.2018.2814082>

Kumar, P.M., Lokesh, S., Varatharajan, R., Gokulnath, C., Parthasarathy, P. 2018. Cloud and IoT based disease prediction and diagnosis system for healthcare using Fuzzy neural classifier. *Futur. Gener. Comput. Syst.* 86, 527–534. <https://doi.org/10.1016/j.future.2018.04.036>

Lung, S.-C.C., Wang, W.-C.V., Wen, T.-Y.J., Liu, C.-H., Hu, S.-C., 2020. A versatile low-cost sensing device for assessing PM<sub>2.5</sub> spatiotemporal variation and quantifying

source contribution. Sci. Total Environ. 716, 137145.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137145>

Marques, G., Pires, I.M., Miranda, N., Pitarma, R., 2019. Air Quality Monitoring Using Assistive Robots for Ambient Assisted Living and Enhanced Living Environments through Internet of Things. Electronics 8, 1375.  
<https://doi.org/10.3390/electronics8121375>

Ministry of Ecology and Environment China, 2016. Ambient Air Quality Standards.

Mois, G., Folea, S., Sanislav, T., 2017. Analysis of Three IoT-Based Wireless Sensors for Environmental Monitoring. IEEE Trans. Instrum. Meas. 66, 2056–2064.  
<https://doi.org/10.1109/TIM.2017.2677619>

Molina Rueda, E., Carter, E., L'Orange, C., Quinn, C., Volckens, J., 2023. Size-Resolved Field Performance of Low-Cost Sensors for Particulate Matter Air Pollution. Environ. Sci. Technol. Lett. 10, 247–253.  
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00030>

Morawska, L., Thai, P.K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M.M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D., Williams, R., 2018. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? Environ. Int. 116, 286–299. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018>

Omidvarborna, H., Kumar, P., Tiwari, A., 2020. ‘Envilution<sup>TM</sup>’ chamber for performance evaluation of low-cost sensors. Atmos. Environ. 223, 117264.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117264>

Postolache, O.A., Pereira, J.M.D., Girao, P.M.B.S., 2009. Smart Sensors Network for Air Quality Monitoring Applications. IEEE Trans. Instrum. Meas. 58, 3253–3262.  
<https://doi.org/10.1109/TIM.2009.2022372>

Price, O.F., Forehead, H., 2021. Smoke Patterns around Prescribed Fires in Australian Eucalypt Forests, as Measured by Low-Cost Particulate Monitors. *Atmosphere* (Basel). 12, 1389. <https://doi.org/10.3390/atmos12111389>

Ray, P.P., 2016. A survey of IoT cloud platforms. *Futur. Comput. Informatics J.* 1, 35–46. <https://doi.org/10.1016/j.fcij.2017.02.001>

Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., Márquez, G., Romero, E., de la Rosa, J.D., 2020. 2009–2017 trends of PM<sub>10</sub> in the legendary Riotinto mining district of SW Spain. *Atmos. Res.* 238, 104878. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104878>

Santos, C., Jimenez, J.A., Espinosa, F., 2019. Effect of Event-Based Sensing on IoT Node Power Efficiency. Case Study: Air Quality Monitoring in Smart Cities. *IEEE Access* 7, 132577–132586. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2941371>

Sheikh, H.A., Maher, B.A., Woods, A.W., Tung, P.Y., Harrison, R.J., 2023. Efficacy of green infrastructure in reducing exposure to local, traffic-related sources of airborne particulate matter (PM). *Sci. Total Environ.* 903, 166598. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166598>

South Coast AQMD, 2019. Field Evaluation. PM sensor: Honeywell HPM115S0. South Coast Air Quality Management District.

Snyder, E.G., Watkins, T.H., Solomon, P.A., Thoma, E.D., Williams, R.W., Hagler, G.S.W., Shelow, D., Hindin, D.A., Kilaru, V.J., Preuss, P.W., 2013. The Changing Paradigm of Air Pollution Monitoring. *Environ. Sci. Technol.* 47, 11369–11377. <https://doi.org/10.1021/es4022602>

Tugnolo, A., Beghi, R., Cocetta, G., Finzi, A., 2022. An integrated device for rapid analysis of indoor air quality in farms: The cases of milking parlors and greenhouses for baby leaf cultivation. *J. Clean. Prod.* 369, 133401. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133401>

U. S. EPA, 2023. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) for PM.

U. S. EPA, 2022. Air monitoring methods - Criteria pollutants.

U. S. EPA, 2014. Air Sensor Guidebook Sensor. Performance Guidance.

UNE-EN 12341, 2015. Ambient air - Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM<sub>10</sub> or PM<sub>2.5</sub> mass concentration of suspended particulate matter.

UNE-EN 16450, 2017. Ambient air - Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter (PM<sub>10</sub>; PM<sub>2.5</sub>).

Wall, D., McCullagh, P., Cleland, I., Bond, R., 2021. Development of an Internet of Things solution to monitor and analyse indoor air quality. Internet of Things 14, 100392. <https://doi.org/10.1016/j.iot.2021.100392>

Wallace, L., Hopke, P.K., 2022. Measuring Particle Concentrations and Composition in Indoor Air, in: Handbook of Indoor Air Quality. Springer Nature Singapore, Singapore, pp. 517–567. [https://doi.org/10.1007/978-981-16-7680-2\\_19](https://doi.org/10.1007/978-981-16-7680-2_19)

Wallace, L.A., Wheeler, A.J., Kearney, J., Van Ryswyk, K., You, H., Kulka, R.H., Rasmussen, P.E., Brook, J.R., Xu, X., 2011. Validation of continuous particle monitors for personal, indoor, and outdoor exposures. J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol. 21, 49–64. <https://doi.org/10.1038/jes.2010.15>

Wang, W.-C.V., Lung, S.-C.C., Liu, C.-H., 2020. Application of Machine Learning for the in-Field Correction of a PM<sub>2.5</sub> Low-Cost Sensor Network. Sensors 20, 5002. <https://doi.org/10.3390/s20175002>

WHO, 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Heal. Organ.

Wu, Y., Wang, Y., Wang, L., Song, G., Gao, J., Yu, L., 2020. Application of a taxi-based mobile atmospheric monitoring system in Cangzhou, China. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* 86, 102449. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102449>

Xia, K., Ni, J., Ye, Y., Xu, P., W, Y., 2020. A real-time monitoring system based on ZigBee and 4G communications for photovoltaic generation. *CSEE J. Power Energy Syst.* <https://doi.org/10.17775/CSEEJPES.2019.01610>

Yang, C.-T., Chen, S.-T., Den, W., Wang, Y.-T., Kristiani, 2019. E. Implementation of an intelligent indoor environmental monitoring and management system in cloud. *Gener. Comput. Syst.* 96, 731-749. <https://doi.org/10.1016/j.future.2018.02.041>

Yick, J., Mukherjee, B., Ghosal, D., 2008. Wireless sensor network survey. *Comput. Networks* 52, 2292–2330. <https://doi.org/10.1016/j.comnet.2008.04.002>

Zafra-Pérez, A., Boente, C., de la Campa, A.S., Gómez-Galán, J.A., de la Rosa, J.D., 2023a. A novel application of mobile low-cost sensors for atmospheric particulate matter monitoring in open-pit mines. *Environ. Technol. Innov.* 29, 102974. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102974>

Zafra-Pérez, A., Boente, C., García-Díaz, M., Gómez-Galán, J.A., de la Campa, A.S., de la Rosa, J.D., 2023b. Aerial monitoring of atmospheric particulate matter produced by open-pit mining using low-cost airborne sensors. *Sci. Total Environ.* 904, 166743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166743>

Zimmerman, N., 2022. Tutorial: Guidelines for implementing low-cost sensor networks for aerosol monitoring. *J. Aerosol Sci.* 159, 105872. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105872>

Supplementary Material for Zafra-Pérez et al., 2023. *“Designing a low-cost wireless sensor network (LCWSN) for particulate matter monitoring: Implementation, calibration and field-test”*

### **Part 1 – Statistical Indicators**

In the following lines we provide a brief description of the statistical indicators.

Mean Bias (MB): average deviation between predicted and actual values, indicating over/underestimation tendency.

Normalized Mean Bias (NMB): scaled average deviation between predicted and actual values, expressed as a percentage.

Root Mean Square Error (RMSE): widely used for assessing model accuracy by measuring the overall closeness of predicted values to actual values. It reflects out-of-the-box sensor performance and expected error prior to data corrections. A good model will have RMSE close to zero.

Normalized Mean Error (NME): a metric that measures the average deviation between predicted and actual values, relative to the mean of the actual values. The NME provides a standardized measure of the error, allowing for comparisons across different datasets or variables, and indicating the overall bias or tendency of the predictions relative to the average values.

Normalized Root Mean Square Error (NRMSE): Accounts for elevated testing conditions, comparing predicted values to actual values. Calculated using valid averaged data from high concentration tests.

**Table SM1.** Regression analysis for PM<sub>2.5</sub> (daily average) for raw and calibrated data between WSN and High- Volume Air Sampler regulatory apparatus. Fulfillment of United States Environmental Protection Agency recommendations (Clements et al., 2022).

|                | Recommendations                                    | LCSs<br>(raw) | LCSs (calibrated) |
|----------------|----------------------------------------------------|---------------|-------------------|
| Slope          | $1.0 \pm 0.35$                                     | 0.40          | 0.87              |
| Intersection   | $-5 \leq b \leq 5 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ | 1.40          | 3.09              |
| R <sup>2</sup> | $\geq 0.70$                                        | 0.96          | 0.96              |
| RMSE           | $\leq 7 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$           | 13.5          | 1.84              |
| NRMSE          | $\leq 30\%$                                        | 58.6          | 8.01              |

## **CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN**

---



## 5.1 Conclusiones

Esta tesis doctoral se ha enfocado en el estudio del impacto de PM generado por las minas a cielo abierto, así como en el desarrollo de nuevas técnicas de monitorización de la calidad del aire en poblaciones cercanas a la mina y en la propia explotación minera. Se descubren hallazgos significativos en cuanto a la exposición a las partículas suspendidas de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, así como su potencial efecto negativo en la salud de las poblaciones cercanas a la mina. La metodología implementada se basó en un enfoque heterogéneo que incluyó el muestreo y el análisis de los datos y evaluación de riesgos en la salud. En cuanto al análisis de datos, se determinó la contribución de fuentes de la composición química del PM<sub>10</sub> empleando el PMF, mientras que, en la evaluación del riesgo para la salud, se consideró la exposición a elementos traza potencialmente tóxicos en el aire ambiente. Además, se llevó a cabo una intensa monitorización dentro de las instalaciones mineras mediante LCS móviles en superficie y en altura. A continuación, se presentan las principales conclusiones derivadas de este estudio:

### ***Conclusiones relativas a la calidad del aire en poblaciones cercanas a explotaciones mineras:***

1. *Impacto de la minería en la calidad del aire:* Se ha demostrado que las grandes minas metálicas, como la mina de Riotinto, tienen un impacto significativo en la calidad del aire en las áreas circundantes, tanto desde un punto de vista físico como toxicológico. Durante las estaciones cálidas, se observó que los valores límites anuales y diarios de PM<sub>10</sub> son más elevados que durante el invierno, especialmente en los pueblos más cercanos a la mina. Esto indica una exposición crónica y aguda a las partículas suspendidas, lo que plantea preocupaciones sobre la salud de la población local.
2. *Exposición a EPT:* Los resultados señalaron que el PM<sub>10</sub> en las áreas cercanas a la mina, estaba altamente enriquecido en cuatro elementos traza potencialmente tóxicos: As, Cu, Pb y Zn. Estos elementos, característicos de los sulfuros masivos de la FPI, son conocidos por sus

efectos adversos en la salud humana y plantean inquietudes adicionales sobre la calidad del aire en estas zonas.

3. *Fuentes de PM de origen minero:* El análisis de la contribución de fuentes reveló que al menos el 8% del PM<sub>10</sub> en los pueblos más alejados estaba relacionado con fuentes mineras. Sin embargo, en el pueblo más cercano a la mina, dos fuentes mineras contribuyeron de manera significativa, representando el 36% del PM<sub>10</sub>. Estas fuentes estaban asociadas con los desechos de la mina y el mineral en sí, incluyendo elementos traza potencialmente carcinogénicos. Esto indica que las operaciones mineras son una fuente importante de PM. Por todo ello, urge la necesidad de monitorizar el PM de origen minero.
4. *Riesgo para la salud humana:* A pesar de la alta concentración de elementos tóxicos y la contribución de fuentes mineras en las áreas cercanas a la mina de Riotinto, la evaluación del riesgo para la salud humana no reveló un riesgo apreciable de efectos adversos cancerígenos atribuibles a la mina con los niveles actuales de contribución. Sin embargo, se encontró que los valores de riesgo para el As se acercan a los valores límite, lo que sugiere que un aumento en la producción minera podría resultar en niveles inaceptables de As en el aire, pudiendo así afectar la salud de la población.

***Conclusiones relativas a la aplicación de sensores de bajo coste para la monitorización del PM en minería a cielo abierto.***

5. *Aplicación de LCS de PM móviles en minería a cielo abierto:* Se monitorizó la calidad del aire mediante una innovadora metodología de medición con sensores electrónicos que permitieron obtener datos de buena precisión y alto detalle de las concentraciones de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, en coordenadas conocidas, con dispositivos de precio significativamente más bajo que los equipos de referencia. Además, su capacidad para medir otros parámetros, como la temperatura y la humedad relativa, proporciona información adicional para la interpretación de la distribución. Estos sensores se acoplaron a un vehículo pick-up, permitiendo la detección en tiempo real (online) de las zonas críticas con alta concentración de PM en la superficie de la mina, lo que permite determinar las zonas en las que

es preciso tomar medidas para el abatimiento de polvo, con la finalidad de reducir el impacto de éste en las poblaciones.

6. *Influencia de las condiciones climáticas:* Se observó la influencia de las condiciones climáticas en la dispersión de PM. Las altas temperaturas, la baja humedad relativa y la alta velocidad del viento se identificaron como condiciones climáticas que favorecían la aparición de concentraciones máximas de PM. Esta información es valiosa para prevenir episodios de alta contaminación en días en los que se den estas circunstancias, e intensificar la actuación especialmente en las zonas críticas.
7. *Uso de LCS móviles acoplados en UAV:* Esta metodología innovadora proporcionó información adicional sobre la distribución espacial de las partículas en suspensión, hasta 65 m de altitud con respecto al suelo. Además, estos UAV permitieron el estudio tridimensional de la dispersión de PM y revelaron cómo las nubes de polvo se diluyen a medida que se alejan de la fuente de emisión. Esta información es fundamental para comprender el impacto de las emisiones de la mina en áreas circundantes, lo que permite a la mina actuar sobre las estructuras o áreas en las que se genera más polvo.

***Conclusiones relativas a la creación de una red inalámbrica de sensores para la monitorización de la calidad del aire en la mina.***

8. *Diseño y desarrollo de soluciones LCS propias:* Esto constituye una ventaja porque proporciona una solución a medida acorde a los requisitos y parámetros específicos de esta aplicación. El diseño personalizado permite reducir aún más los costes de los dispositivos LCS comerciales y dotarle de funcionalidades adicionales; todo ello, con un diseño flexible que puede ser fácilmente adaptado a otras necesidades, y con estrategias de bajo consumo que aseguran un alto grado de autonomía.
9. *Uso de LoRa en los sensores de PM:* La implementación de dispositivos de monitorización de la calidad del aire basados en tecnología inalámbrica LoRaWAN, demostró ser viable en el entorno al aire libre de un complejo minero. Esto ofrece ventajas como escalabilidad y facilidad de mantenimiento. La capacidad de procesamiento en la nube y la

comunicación en tiempo real proporcionan a las compañías mineras una solución efectiva para la monitorización continua de la calidad del aire.

## **5.2 Líneas futuras de investigación**

Como nuevas líneas de investigación de interés que se abren a partir de los trabajos realizados a lo largo de esta tesis, se pueden destacar las siguientes:

- En cuanto al margen de mejora de la metodología del uso de sensores de bajo coste para la monitorización de la calidad del aire en mina y su entorno, se puede mejorar el sistema de control mediante la colocación de unidades de estos sensores, que han demostrado ser efectivos a lo largo de los trabajos de esta tesis, de manera estática en las partes que se identifican como críticas en la mina. Se propone combinar estos sensores en estático con otros en movimiento, para un mayor detalle de la producción de polvo entre las diferentes zonas la explotación, y poder compararlas.
- Situar los sensores de bajo coste fuera de los límites de la mina, en puntos altos, como tejados, y expuestos a la explotación minera, para realizar un muestreo de manera prolongada en el tiempo. Con esto se podrá monitorizar la afección de los poblados de manera online. El uso de otras técnicas, como los filtros normalizados que se utilizaron durante la investigación del artículo publicado en "Atmospheric Environment", no permite obtener datos instantáneos, sino el acumulado a 24 horas de muestreo, por lo que no suponen una solución para el problema de las emisiones puntuales fugitivas. En ese sentido, situar un captador de polvo para medición con filtros al lado de un sensor de bajo coste, permite la calibración del último con los datos reales del primero y, por tanto, se antoja altamente recomendable.
- Emplear drones con especificaciones técnicas mejoradas. Es relevante señalar que, a pesar de que se han efectuado recorridos terrestres en vehículos "pick-up" en numerosas ocasiones en esta tesis doctoral, donde se han generado mapas que reflejan con precisión la concentración de partículas en suspensión (PM), los vuelos con vehículos aéreos no tripulados (UAV) se han llevado a cabo en un único trabajo de investigación, con una duración de aproximadamente 15 minutos por vuelo. Para que los resultados

sean representativos, se necesitan realizar más pruebas. Además, a raíz de los prometedores resultados obtenidos en este ensayo piloto, que fue objeto de publicación en la revista "Science of the Total Environment", se recomienda la adopción de UAVs de mayores dimensiones, con una mayor autonomía de batería y un alcance de señal remota ampliado, lo que permitiría efectuar vuelos más extensos y a mayores distancias del operador del UAV.

- En lo que respecta al monitoreo de partículas en suspensión generadas por operaciones mineras en tiempo real, cabe destacar que esta tecnología podría aplicarse para supervisar operaciones que no han sido abordadas en el contexto de la presente tesis doctoral, como las voladuras. Éstas constituyen una de las principales fuentes de emisión de polvo minero. Además, resultaría de utilidad para analizar la distribución de la nube de polvo generada por las grandes voladuras y estudiar su dilución, lo que permitiría evaluar su impacto en función del tiempo transcurrido desde la detonación, así como la distancia máxima de propagación del polvo. No obstante, para llevar a cabo esta tarea, se requeriría un UAV con capacidades técnicas superiores como los indicados anteriormente.
- En cuanto al dispositivo comercial de medición de PM, AirBeam3, el fabricante dispone de una actualización de firmware. Este cambio implica variaciones en sus ecuaciones para cada tamaño de partícula ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  y  $PM_1$ ) del sensor de PM, lo que permite estudiar la línea de regresión teniendo en cuenta la deriva de los valores que se produce a mayor concentración, haciendo un ajuste de regresión por partes. Por ello, una línea futura de actuación es realizar una calibración con el nuevo firmware para evaluar si produce una mejora de las medidas en el entorno minero. Debido a que los AirBeam son dispositivos reprogramables, al ser de código abierto en Arduino, se podrá actualizar el firmware del AirBeam2 si se comprobara su mejoría.
- Mejora de la calibración del sensor de PM aplicando ecuaciones de regresión que tienen en cuenta diferentes factores, como son la lineal multivariante, no

lineal, exponenciales, o incluso las basadas en algoritmos de aprendizaje automático.

- Optimización y mejora del diseño del nodo inalámbrico incorporando un microcontrolador más avanzado que permita desplegar una red con un mayor número de nodos, así como añadir otros tipos de sensores al propio nodo para medir un mayor número de parámetros de interés, como la velocidad y la dirección del viento, la precipitación y la radiación solar.
- Incorporar al nodo inalámbrico una celda calefactable tal y como llevan los equipos automáticos de atenuación beta. Esto permitirá reducir la deriva en la medida de material particulado producida por los altos porcentajes de humedad relativa a los que habitualmente está expuesto el nodo por su ubicación a la intemperie. Esto obligará a introducir nuevas estrategias hardware y software que mejoren la optimización del consumo en los nodos inalámbricos.
- El conocimiento adquirido en el diseño compacto, escalable y de bajo coste de la red de sensores inalámbrica desplegada ofrece amplias perspectivas de aplicación a otros entornos para medir tanto material particulado como diferentes tipos de gases. Así, entornos urbanos, industriales o incluso estudios volcánicos pueden ser monitorizados incluyendo los tipos de sensores adecuados.

## **CAPÍTULO 6: REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

---



- Adams, K., Greenbaum, D.S., Shaikh, R., van Erp, A.M., Russell, A.G., 2015. Particulate matter components, sources, and health: Systematic approaches to testing effects. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 65, 544–558. <https://doi.org/10.1080/10962247.2014.1001884>
- Adebisi, A.A., Huang, Y., Samset, B.H., Kok, J.F., 2023. Observations suggest that North African dust absorbs less solar radiation than models estimate. *Commun. Earth Environ.* 4, 168. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00825-2>
- Adushkin, V. V., Solov'ev, S.P., Spivak, A.A., Khazins, V.M., 2020. Open Pit Mining with Blasting: GeoEcological Aftermath. *J. Min. Sci.* 56, 309–321. <https://doi.org/10.1134/S1062739120026794>
- AESA, 2019. Commission Implementing Regulation (EU) 2019/947.
- Almberg, K.S., Halldin, C.N., Friedman, L.S., Go, L.H.T., Rose, C.S., Hall, N.B., Cohen, R.A., 2023. Increased odds of mortality from non-malignant respiratory disease and lung cancer are highest among US coal miners born after 1939. *Occup. Environ. Med.* 80, 121–128. <https://doi.org/10.1136/oemed-2022-108539>
- Álvarez Miño, L., Taboada Montoya, R., 2021. Effects of climate change on Public Health 2015-2020: A systematic review, in: *Revista Española de Salud Pública*.
- Amoah, N.A., Xu, G., Wang, Y., Li, J., Zou, Y., Nie, B., 2022. Application of low-cost particulate matter sensors for air quality monitoring and exposure assessment in underground mines: A review. *Int. J. Miner. Metall. Mater.* 29, 1475–1490. <https://doi.org/10.1007/s12613-021-2378-z>
- Amoako, E.K., Nubuor, S.A., Suleman, A.-R., Abdul Bawa, A., Akwetey-Siaw, B., 2023. Mining safely: examining the moderating role of safety climate on mineworkers' mental health and safety behavior nexus. *Kybernetes*. <https://doi.org/10.1108/K-06-2023-1067>
- Amponsah-Tawiah, K., Mensah, J., 2016. Occupational Health and Safety and Organizational Commitment: Evidence from the Ghanaian Mining Industry. *Saf. Health Work* 7, 225–230. <https://doi.org/10.1016/j.shaw.2016.01.002>
- ANSYS Inc, 2009. ANSYS FLUENT 12.0 theory guide. Chapter 14.

Aquilina, N.J., Harrison, R.M., 2023. Evaluation of the cancer risk from PAHs by inhalation: Are current methods fit for purpose? *Environ. Int.* 177, 107991. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107991>

Atalaya, 2023a. Atalaya Mining plc. Fotos.

Atalaya, 2023b. Boletín Informativo de Atalaya Riotinto #104. URL <https://sway.office.com/ge8MIMIXKJ9nuyp5>

Audoux, T., Laurent, B., Chevaillier, S., Féron, A., Pangui, E., Maisonneuve, F., Desboeufs, K., Triquet, S., Noyalet, G., Lauret, O., Huet, F., 2023. Automatic sequential rain sampling to study atmospheric particulate and dissolved wet deposition. *Atmos. Environ.* 295, 119561. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119561>

Avanzini, G., Nisio, A. Di, Lanzolla, A.M., Stigliano, D., 2020. A test-bench for battery-motor-propeller assemblies designed for multicopter vehicles, in: 2020 IEEE 7th International Workshop on Metrology for AeroSpace (MetroAeroSpace). IEEE, pp. 600–605. <https://doi.org/10.1109/MetroAeroSpace48742.2020.9160320>

Ayiwouo, M.N., Yamgouot, F.N., Ngueyep Mambou, L.L., Kingni, S.T., Ngounouno, I., 2022. Impact of gold mining on the water quality of the lom river, Gankombol, Cameroon. *Heliyon* 8, e12452. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12452>

Azari, A., Stefanovic, C., Popovski, P., Cavdar, C., 2020. On the Latency-Energy Performance of NB-IoT Systems in Providing Wide-Area IoT Connectivity. *IEEE Trans. Green Commun. Netw.* 4, 57–68. <https://doi.org/10.1109/TGCN.2019.2948591>

Badas, M.G., Dentoni, V., Angius, F., Pinna, F., 2022. Numerical Investigation on the PM Emission Potential of Metal Sulphides Open Storage. *Atmosphere (Basel)*. 13, 1417. <https://doi.org/10.3390/atmos13091417>

Badura, M., Batog, P., Drzeniecka-Osiadacz, A., Modzel, P., 2019. Regression methods in the calibration of low-cost sensors for ambient particulate matter measurements. *Appl. Sci.* 1, 622. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0630-1>

- Bañeras, J., Iglesias-Grau, J., Téllez-Plaza, M., Arrarte, V., Báez-Ferrer, N., Benito, B., Campuzano Ruiz, R., Cecconi, A., Domínguez-Rodríguez, A., Rodríguez-Sinovas, A., Ujueta, F., Vozzi, C., Lamas, G.A., Navas-Acién, A., 2022. Medioambiente y salud cardiovascular: causas, consecuencias y oportunidades en prevención y tratamiento. *Rev. Española Cardiol.* 75, 1050–1058. <https://doi.org/10.1016/j.recesp.2022.05.022>
- Barcan, R., Kassis, Z.R., Teaf, C.M., Danley-Thomson, A., Covert, D.J., Missimer, T.M., 2023. Dry and Wet Atmospheric Deposition Composition in Southwest Florida: Environmental and Health Implications. *Atmosphere (Basel)*. 14, 102. <https://doi.org/10.3390/atmos14010102>
- Barkjohn, K.K., Gantt, B., Clements, A.L., 2021. Development and application of a United States-wide correction for PM; data collected with the PurpleAir sensor. *Atmos. Meas. Tech.* 14, 4617–4637. <https://doi.org/10.5194/amt-14-4617-2021>
- Béjaoui, I., Kolsi-Benzina, N., Sappin-Didier, V., Munoz, M., 2016. Health Risk Assessment in Calcareous Agricultural Soils Contaminated by Metallic Mining Activity Under Mediterranean Climate. *CLEAN – Soil, Air, Water* 44, 1385–1395. <https://doi.org/10.1002/clen.201500512>
- Berhan, E., 2020. Management commitment and its impact on occupational health and safety improvement: a case of iron, steel and metal manufacturing industries. *Int. J. Work. Heal. Manag.* 13, 427–444. <https://doi.org/10.1108/IJWHM-01-2019-0005>
- Bjor, B., Burstrom, L., Eriksson, K., Jonsson, H., Nathanaelsson, L., Nilsson, T., 2010. Mortality from myocardial infarction in relation to exposure to vibration and dust among a cohort of iron-ore miners in Sweden. *Occup. Environ. Med.* 67, 154–158. <https://doi.org/10.1136/oem.2009.046599>
- Bjor, B., Burstrom, L., Jonsson, H., Nathanaelsson, L., Damberg, L., Nilsson, T., 2008. Fifty-year follow-up of mortality among a cohort of iron-ore miners in Sweden, with specific reference to myocardial infarction mortality. *Occup. Environ. Med.* 66, 264–268. <https://doi.org/10.1136/oem.2008.040147>

Blishchenko, A., 2019. Modern mine survey techniques in the process of mining operations in open pit mines (quarries), in: Scientific and Practical Studies of Raw Material Issues. CRC Press, pp. 58–62. <https://doi.org/10.1201/9781003017226-8>

Blog del Agua, 2013. Especialista Universitario Diseño y Ejecución de Sondeos Captación Aguas Subterráneas. <https://blogdelagua.com/formacion/especialista-universitario-sondeos-captacion/>

BOE, 2022. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Jef. del Estado BOE-A-2022.

BOE, 2021. Orden TED/723/2021, de 1 de julio, por la que se aprueba la Instrucción Técnica Complementaria 02.0.02 “Protección de los trabajadores contra el riesgo por inhalación de polvo y sílice cristalina respirables”, del Reglamento General de Normas Básicas de S.

BOE, 2011. Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. Boletín Of. del Estado BOE-A-2011, 44.1-44.33.

BOE, 2009. Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. Minist. la Pres. BOE-A-2009.

BOE, 2007. LEY 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera.

BOE, 1985. Real Decreto 863/1985, 2 de abril, por el que se aprueba el Reglamento General de Normas Básicas de Seguridad Minera. Bol. Of. del Estado 10836–17877.

Boente, C., Millán-Martínez, M., Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D., 2022. Physicochemical assessment of atmospheric particulate matter emissions during open-pit mining operations in a massive sulphide ore exploitation. Atmos. Pollut. Res. 13, 101391. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101391>

Boente, C., Zafra-Pérez, A., Fernández-Caliani, J.C., Sánchez de la Campa, A., Sánchez-Rodas, D., de la Rosa, J.D., 2023. Source apportionment of potentially toxic PM<sub>10</sub> near a vast metallic ore mine and health risk assessment for residents exposed. *Atmos. Environ.* 301, 119696.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119696>

Borge, R., Requia, W.J., Yagüe, C., Jhun, I., Koutrakis, P., 2019. Impact of weather changes on air quality and related mortality in Spain over a 25 year period [1993–2017]. *Environ. Int.* 133, 105272.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105272>

Bouza, E., Vargas, F., Alcázar, B., Álvarez, T., Asensio, Á., Cruceta, G., Gracia, D., Guinea, J., Gil, M.A., Linares, C., Muñoz, P., Olier, E., Pastor, P., Pedro-Botet, M.L., Querol, X., Tovar, J., Urrutia, I., Villar, F., Palomo, E., 2022. Air pollution and health prevention: A document of reflection. *Rev. Española Quimioter.* 35, 307–332. <https://doi.org/10.37201/req/171.2021>

Boy, M., Thomson, E.S., Acosta Navarro, J.-C., Arnalds, O., Batchvarova, E., Bäck, J., Berninger, F., Bilde, M., Brasseur, Z., Dagsson-Waldhauserova, P., Castarède, D., Dalirian, M., de Leeuw, G., Dragosics, M., Duplissy, E.-M., Duplissy, J., Ekman, A.M.L., Fang, K., Gallet, J.-C., Glasius, M., Gryning, S.-E., Grythe, H., Hansson, H.-C., Hansson, M., Isaksson, E., Iversen, T., Jonsdottir, I., Kasurinen, V., Kirkevåg, A., Korhola, A., Krejci, R., Kristjansson, J.E., Lappalainen, H.K., Lauri, A., Leppäranta, M., Lihavainen, H., Makkonen, R., Massling, A., Meinander, O., Nilsson, E.D., Olafsson, H., Pettersson, J.B.C., Prisle, N.L., Riipinen, I., Roldin, P., Ruppel, M., Salter, M., Sand, M., Seland, Ø., Seppä, H., Skov, H., Soares, J., Stohl, A., Ström, J., Svensson, J., Swietlicki, E., Tabakova, K., Thorsteinsson, T., Virkkula, A., Weyhenmeyer, G.A., Wu, Y., Zieger, P., Kulmala, M., 2019. Interactions between the atmosphere, cryosphere, and ecosystems at northern high latitudes. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 2015–2061. <https://doi.org/10.5194/acp-19-2015-2019>

Brauer, M., Guttikunda, S.K., K A, N., Dey, S., Tripathi, S.N., Weagle, C., Martin, R. V., 2019. Examination of monitoring approaches for ambient air pollution: A case study for India. *Atmos. Environ.* 216, 116940.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116940>

Brew, B.K., Donnolley, N., Henry, A., Dahlen, H., Jalaludin, B., Chambers, G.M., 2022. Double jeopardy-pregnancy and birth during a catastrophic bushfire event followed by a pandemic lockdown, a natural experiment. *Environ. Res.* 214, 113752. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113752>

Bruno, N., Thoeni, K., Diotri, F., Santise, M., Roncella, R., Giacomini, A., 2020. A COMPARISON OF LOW-COST CAMERAS APPLIED TO FIXED MULTI-IMAGE MONITORING SYSTEMS. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XLIII-B2-2, 1033–1040. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLIII-B2-2020-1033-2020>

Buseck, P.R., Schwartz, S.E., 2003. Tropospheric Aerosols, in: *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, pp. 91–142. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/04178-5>

Cacciuttolo, C., Guzmán, V., Catriñir, P., Atencio, E., Komarizadehasl, S., Lozano-Galant, J.A., 2023. Low-Cost Sensors Technologies for Monitoring Sustainability and Safety Issues in Mining Activities: Advances, Gaps, and Future Directions in the Digitalization for Smart Mining. *Sensors* 23, 6846. <https://doi.org/10.3390/s23156846>

Calvo, A.I., Alves, C., Castro, A., Pont, V., Vicente, A.M., Fraile, R., 2013. Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. *Atmos. Res.* 120–121, 1–28. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.09.021>

Cao, Y., Gao, H., 2012. Prevalence and causes of air pollution and lung cancer in Xuanwei City and Fuyuan County, Yunnan Province, China. *Front. Med.* 6, 217–220. <https://doi.org/10.1007/s11684-012-0192-8>

Carrillo Montero, A., González Valle, D., 2008. Inventario de emisiones de la zona minera del Cesar. Univ. Pontif. Boliv.

Carslaw, D., 2021. OpenAir: Tools for the Analysis of Air Pollution Data.

Cavalli, F., Viana, M., Yttri, K.E., Genberg, J., Putaud, J.-P., 2010. Toward a standardised thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol. *Atmos. Meas. Tech.* 3, 79–89. <https://doi.org/10.5194/amt-3-79-2010>

CE, 2022. Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa (versión refundida). Bruselas.

Chopin, E.I.B., Alloway, B.J., 2007. Trace element partitioning and soil particle characterisation around mining and smelting areas at Tharsis, Ríotinto and Huelva, SW Spain. *Sci. Total Environ.* 373, 488–500.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.037>

Choudhury, N., Matam, R., Mukherjee, M., Shu, L., 2018. Beacon Synchronization and Duty-Cycling in IEEE 802.15.4 Cluster-Tree Networks: A Review. *IEEE Internet Things J.* 5, 1765–1788.

<https://doi.org/10.1109/JIOT.2018.2827946>

Chu, H.-Q., Liu, J.-M., Gui, T., Zhao, L., Sun, D.-Y., Zhang, J.-B., Yi, X.-H., 2012. Case of interstitial lung disease possibly induced by exposure to iron dust. *Hear. Lung* 41, 196–199. <https://doi.org/10.1016/j.hrtlng.2011.06.002>

Clements, A., Duvall, R., Greene, D., Dye, T., 2022. The Enhanced Air Sensor Guidebook. U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, DC. URL [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=CEMM&dirEntryId=356426](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=CEMM&dirEntryId=356426)

Clofent, D., Culebras, M., Llor, K., Cruz, M.J., 2021. Contaminación ambiental y cáncer de pulmón: el poder carcinogénico del aire que respiramos. *Arch. Bronconeumol.* 57, 317–318. <https://doi.org/10.1016/j.arbres.2020.05.031>

Coelho de Azevedo, M., Teixeira Marvila, M., Carla Girondi Delaqua, G., Fonseca Amaral, L., Colorado, H., Maurício Fontes Vieira, C., 2021. Economy analysis of the implementation of extruded tiles fabrication in a ceramic industry containing ornamental rock waste. *Int. J. Appl. Ceram. Technol.* 18, 1876–1890. <https://doi.org/10.1111/ijac.13728>

Colbeck, I., Lazaridis, M. (Eds.), 2014. *Aerosol Science*. Wiley.

<https://doi.org/10.1002/9781118682555>

Comite, V., Miani, A., Ricca, M., La Russa, M., Pulimeno, M., Fermo, P., 2021. The impact of atmospheric pollution on outdoor cultural heritage: an analytic methodology for the characterization of the carbonaceous fraction in black crusts present on stone surfaces. *Environ. Res.* 201, 111565.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111565>

Cory-Slechta, D.A., Sobolewski, M., Marvin, E., Conrad, K., Merrill, A., Anderson, T., Jackson, B.P., Oberdorster, G., 2019. The Impact of Inhaled Ambient Ultrafine Particulate Matter on Developing Brain: Potential Importance of Elemental Contaminants. *Toxicol. Pathol.* 47, 976–992.

<https://doi.org/10.1177/0192623319878400>

Couture, A., Charuvil Elizabeth, R.M., Lefsrud, L., Sattari, F., 2023. Evaluation of workplace exposure to respirable crystalline silica in road construction industries in Alberta. *Toxicol. Ind. Health* 39, 374–387.

<https://doi.org/10.1177/07482337231176602>

Crilley, L.R., Shaw, M., Pound, R., Kramer, L.J., Price, R., Young, S., Lewis, A.C., Pope, F.D., 2018. Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmos. Meas. Tech.* 11, 709–720.

<https://doi.org/10.5194/amt-11-709-2018>

Csavina, J., Field, J., Taylor, M.P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E.A., Sáez, A.E., 2012. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Sci. Total Environ.* 433, 58–73.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.013>

da Silva-Rêgo, L.L., de Almeida, L.A., Gasparotto, J., 2022. Toxicological effects of mining hazard elements. *Energy Geosci.* 3, 255–262.

<https://doi.org/10.1016/j.engeos.2022.03.003>

Darling, P., 2011. *SME Mining Engineering Handbook.*, Society fo. ed. Englewood, Colo.

Das, K.K., Reddy, R.C., Bagoji, I.B., Das, S., Bagali, S., Mullur, L., Khodnapur, J.P., Biradar, M.S., 2019. Primary concept of nickel toxicity – an overview. *J. Basic Clin. Physiol. Pharmacol.* 30, 141–152. <https://doi.org/10.1515/jbcpp-2017-0171>

- Demirarslan, K.O., Yener, İ., 2022. Investigation of total suspended particulate matter dispersion from quarries in Artvin, Turkey, using AERMOD and its relationship with topography. *Air Qual. Atmos. Heal.* 15, 2313–2327. <https://doi.org/10.1007/s11869-022-01253-5>
- Dentoni, V., Grosso, B., Pinna, F., Lai, A., Bouarour, O., 2022. Emission of Fine Dust from Open Storage of Industrial Materials Exposed to Wind Erosion. *Atmosphere (Basel)*. 13, 320. <https://doi.org/10.3390/atmos13020320>
- Dey, S., Mandal, S.K., Bhar, C., 2020. Overall equipment effectiveness of shovel-dumper operation in opencast mining – A review. *J. Mines, Met. Fuels* 68, 19–24.
- Dominici, F., Peng, R.D., Barr, C.D., Bell, M.L., 2010. Protecting Human Health From Air Pollution. *Epidemiology* 21, 187–194. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181cc86e8>
- Donahue, N.M., Kroll, J.H., Pandis, S.N., Robinson, A.L., 2012. A two-dimensional volatility basis set – Part 2: Diagnostics of organic-aerosol evolution. *Atmos. Chem. Phys.* 12, 615–634. <https://doi.org/10.5194/acp-12-615-2012>
- Dong, L., Tong, X., Li, X., Zhou, J., Wang, S., Liu, B., 2019. Some developments and new insights of environmental problems and deep mining strategy for cleaner production in mines. *J. Clean. Prod.* 210, 1562–1578. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.291>
- Draxler, R.R., Rolph, G.D., 2010. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (<https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php>), NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- Dutta, S., Barman, R., Radhapyari, K., Datta, S., Lale, K., Ray, B., Chakraborty, T., Srivastava, S.K., 2022. Potentially toxic elements in groundwater of the upper Brahmaputra floodplains of Assam, India: water quality and health risk. *Environ. Monit. Assess.* 194, 923. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10637-0>
- EC Working Group, 2010. Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods.

ecn, 2023. Trituración. ecn Autom.

<https://ecnautomation.com/index.php?mod=trituracion>

EEA, 2023. European Environment Agency. El número de muertes prematuras debido a la contaminación atmosférica sigue disminuyendo en la UE pero hay que redoblar esfuerzos para eliminar las sustancias tóxicas del medio ambiente.

eLAW, 2010. Alianza Mundial de Derecho Ambiental. Guía Para Evaluar EIAs de Proyectos Mineros.

Elguindi, J., Hao, X., Lin, Y., Alwathnani, H.A., Wei, G., Rensing, C., 2011. Advantages and challenges of increased antimicrobial copper use and copper mining. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 91, 237–249. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3383-3>

EPA, 2022. Air monitoring methods - Criteria pollutants.

EPA, 2009a. Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report, Dec 2009) URL <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=216546>

EPA, 2009b. Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual (Part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment) EPA-540-R-, OSWER, 9285 (2009), pp. 7–82.

EPA, 2004. Air quality criteria for particulate matter, Tech. rep. URL <https://nepis.epa.gov>

Esmaeili, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N., Kermani, M., 2014. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *CATENA* 121, 88–98.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.003>

ESRI, 2022. ArcGIS Desktop: Release 10.8. Environ. Syst. Res. Institute, Redlands, CA.

EU, 2015. European Committee for Standardization. EN 12341: 2015. Ambient air —Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM<sub>10</sub> or PM<sub>2.5</sub> mass concentration of suspended particulate matter.

<https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0054246>

Fang, X., Yuan, L., Jiang, B., Zhu, W., Ren, B., Chen, M., Mu, M., Yu, G., Li, P., 2020. Effect of water–fog particle size on dust fall efficiency of mechanized excavation face in coal mines. *J. Clean. Prod.* 254, 120146.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120146>

Faraji, M., Alizadeh, I., Oliveri Conti, G., Mohammadi, A., 2023. Investigation of health and ecological risk attributed to the soil heavy metals in Iran: Systematic review and meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 857, 158925.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158925>

Farmer, A.M., 1993. The effects of dust on vegetation—a review. *Environ. Pollut.* 79, 63–75. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90179-R](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90179-R)

Feenstra, B., Papapostolou, V., Hasheminassab, S., Zhang, H., Boghossian, B. Der, Cocker, D., Polidori, A., 2019. Performance evaluation of twelve low-cost PM<sub>2.5</sub> sensors at an ambient air monitoring site. *Atmos. Environ.* 216, 116946.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116946>

Ferrante, D., Mirabelli, D., Silvestri, S., Azzolina, D., Giovannini, A., Tribaudino, P., Magnani, C., 2020. Mortality and mesothelioma incidence among chrysotile asbestos miners in Balangero, Italy: A cohort study. *Am. J. Ind. Med.* 63, 135–145. <https://doi.org/10.1002/ajim.23071>

Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N., 2000a. Analytical Methods and Typical Atmospheric Concentrations for Gases and Particles, in: *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. Elsevier, pp. 547–656. <https://doi.org/10.1016/B978-012257060-5/50013-7>

Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N., 2000b. Particles in the Troposphere, in: *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. Elsevier, pp. 349–435.

<https://doi.org/10.1016/B978-012257060-5/50011-3>

Fitzgerald, J.W., 1991. Marine aerosols: A review. *Atmos. Environ. Part A. Gen. Top.* 25, 533–545. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(91\)90050-H](https://doi.org/10.1016/0960-1686(91)90050-H)

Fu, B., Gasser, T., Li, B., Tao, S., Ciais, P., Piao, S., Balkanski, Y., Li, W., Yin, T., Han, L., Li, X., Han, Y., An, J., Peng, S., Xu, J., 2020. Short-lived climate forcers have long-term climate impacts via the carbon–climate feedback. *Nat. Clim. Chang.* 10, 851–855. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0841-x>

Fuzzi, S., Andreae, M.O., Huebert, B.J., Kulmala, M., Bond, T.C., Boy, M., Doherty, S.J., Guenther, A., Kanakidou, M., Kawamura, K., Kerminen, V.-M., Lohmann, U., Russell, L.M., Pöschl, U., 2006. Critical assessment of the current state of scientific knowledge, terminology, and research needs concerning the role of organic aerosols in the atmosphere, climate, and global change. *Atmos. Chem. Phys.* 6, 2017–2038. <https://doi.org/10.5194/acp-6-2017-2006>

Ganesan, S., Sangeetha, R., Arivazhagan, R., Swaminathan, S., 2019. Exposure To Coal Mine Dust Predisposes Mine Workers to Oxidative Stress and Diabetes Mellitus. *Res. J. Pharm. Technol.* 12, 4107. <https://doi.org/10.5958/0974-360X.2019.00708.X>

Gathman, S.G., 2000. Aerosol of the marine environment, in: Duncan, D.D., Hollinger, J.O., Jacques, S.L. (Eds.), p. 442. <https://doi.org/10.1117/12.388036>

Gautam, S., Patra, A.K., Sahu, S.P., Hitch, M., 2018. Particulate matter pollution in opencast coal mining areas: a threat to human health and environment. *Int. J. Mining, Reclam. Environ.* 32, 75–92. <https://doi.org/10.1080/17480930.2016.1218110>

Ghamari, M., Kamangir, H., Arezoo, K., Alipour, K., 2022. Evaluation and calibration of low-cost off-the-shelf particulate matter sensors using machine learning techniques. *IET Wirel. Sens. Syst.* 12, 134–148. <https://doi.org/10.1049/wss2.12043>

Gharibvand, L., Shavlik, D., Ghamsary, M., Beeson, W.L., Soret, S., Knutsen, R., Knutsen, S.F., 2017. The Association between Ambient Fine Particulate Air Pollution and Lung Cancer Incidence: Results from the AHSMOG-2 Study. *Environ. Health Perspect.* 125, 378–384. <https://doi.org/10.1289/EHP124>

Ghose, M.K., Majee, S.R., 2001. Air pollution caused by opencast mining and its abatement measures in India. *J. Environ. Manage.* 63, 193–202. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0434>

Ghose, M.K., Majee, S.R., 2000. Assessment of Dust Generation Due to Opencast Coal Mining— An Indian Case Study. *Environ. Monit. Assess.* 61, 257–265.

Gilardi, L., Marconcini, M., Metz-Marconcini, A., Esch, T., Erbertseder, T., 2023. Long-term exposure and health risk assessment from air pollution: impact of regional scale mobility. *Int. J. Health Geogr.* 22, 11.

<https://doi.org/10.1186/s12942-023-00333-8>

Giordano, M.R., Malings, C., Pandis, S.N., Presto, A.A., McNeill, V.F., Westervelt, D.M., Beekmann, M., Subramanian, R., 2021. From low-cost sensors to high-quality data: A summary of challenges and best practices for effectively calibrating low-cost particulate matter mass sensors. *J. Aerosol Sci.* 158, 105833.

<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105833>

Gohlke, J.M., 2021. Human Health in Coalfield Communities of Appalachia, in: *Appalachia's Coal-Mined Landscapes*. Springer International Publishing, Cham, pp. 311–336. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-57780-3\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-030-57780-3_12)

Gonzales, M.C., Yu, P., Shiao, S.P.K., 2017. MTHFR Gene Polymorphism-Mutations and Air Pollution as Risk Factors for Breast Cancer. *Nurs. Res.* 66, 152–163. <https://doi.org/10.1097/NNR.0000000000000206>

González Aguilar, M.J., Otoyá Chaves, F., Santisteban Garro, C., 2022. Exposiciones ambientales como factores de riesgo cardiovascular no convencionales e intervenciones asociadas. *Rev. Medica Sinerg.* 7, e923. <https://doi.org/10.31434/rms.v7i12.923>

González, M.Á., Vivanco, M.G., 2016. Modelización de las fracciones gruesa y fina de Pb, Cd, As y Ni en el aire en España. *Física la Tierra* 27. [https://doi.org/10.5209/rev\\_FITE.2015.v27.51191](https://doi.org/10.5209/rev_FITE.2015.v27.51191)

Gustafson, A., Paraszczak, J., Tuleau, J., Schunnesson, H., 2017. Impact of technical and operational factors on effectiveness of automatic load-haul-dump machines. *Trans. Institutions Min. Metall. Sect. A Min. Technol.* 126, 185–190. <https://doi.org/10.1080/14749009.2017.1285980>

Habitatmap, 2023. Habitatmap - AirBeam2 - AirBeam3 – AirCasting.

<https://www.habitatmap.org/>

Han, H., Wang, Hetang, Zhang, Q., Du, Y., Wang, Haojie, Wang, Hui, 2023. Investigations of the effects of two typical jet crushing methods on the atomization and dust reduction performance of nozzles. *Int. J. Coal Sci. Technol.* 10, 50. <https://doi.org/10.1007/s40789-023-00606-4>

Hassan, H., Kumar, P., Kakosimos, K.E., 2022. The impact of local fugitive particulate matter and emission inventories on air quality and health in dry and arid areas. *Sci. Total Environ.* 824, 153799. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153799>

Hendryx, M., Islam, M.S., Dong, G.-H., Paul, G., 2020. Air Pollution Emissions 2008–2018 from Australian Coal Mining: Implications for Public and Occupational Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 1570. <https://doi.org/10.3390/ijerph17051570>

Hidalgo-Fort, E., Gómez-Galán, J.A., González-Carvajal, R., Sánchez-Cárdenas, P., Clemente-Maya, C., 2023. Battery-Less Industrial Wireless Monitoring and Control System for Improved Operational Efficiency. *Sensors* 23, 2517. <https://doi.org/10.3390/s23052517>

Ho, J.Y., Jou, E., Tan, B.Q., Sharma, V., 2022. Air pollution and ischaemic stroke. *Ann. Indian Acad. Neurol.* 25, 26. [https://doi.org/10.4103/aian.aian\\_1130\\_21](https://doi.org/10.4103/aian.aian_1130_21)

Hoang, A.N., Pham, T.T.K., Mai, D.T.T., Nguyen, T., Tran, P.T.M., 2022. Health risks and perceptions of residents exposed to multiple sources of air pollutions: A cross-sectional study on landfill and stone mining in Danang city, Vietnam. *Environ. Res.* 212, 113244. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113244>

Hobbs, P. V., 2000. *Introduction to Atmospheric Chemistry*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511808913>

Honeywell, 2023. Particulate matter sensor. HPM Series. <https://sps.honeywell.com/us/en/products/advanced-sensing-technologies/healthcare-sensing/particulate-matter-sensors/hpm-series>

Hsu, J.C., Tseng, Y.-C., Chang, S.-M., Lee, Y.-C., Lin, P.-C., Chu, H.-J., 2020. Health inequality: a longitudinal study on geographic variations in lung cancer incidence and mortality in Taiwan. *BMC Public Health* 20, 951. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-09044-2>

Hu, X., Zhang, Y., Ding, Z., Wang, T., Lian, H., Sun, Y., Wu, J., 2012. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM<sub>2.5</sub> in Nanjing, China. *Atmos. Environ.* 57, 146–152. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.056>

IPCC, 2023. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

IPCC, 2021. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

IPCC, 2013. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2013 – The Physical Science Basis*.

IPTS, 2006. European Commission. *Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage*.

ISO, 2016. ISO 12103 -A1. Fine test dust. Filtration standards & specifications.

istockphoto, 2021. Un taller de coches. Crédito: Eugene Nekrasov. <https://www.istockphoto.com/es/foto/imagen-suave-abstracta-de-una-habitación-oscuro-de-un-taller-de-coches-gm1297229339-390421627?phrase=taller+mecanico+Polvo>

istockphoto, 2020. Maquinaria pesada moviendo el kimberlite. Crédito: poco\_bw. <https://www.istockphoto.com/es/foto/maquinaria-pesada-moviendo-el-kimberlite-gm1241286041-362679905>

istockphoto, 2016. Carga de camión grandes amarillo de la minería. Crédito: agnormark. <https://www.istockphoto.com/es/foto/carga-de-camión-grandes-amarillo-de-la-minería-gm510470168-86255083>

ITGE, 1994. Instituto Tecnológico GeoMinero de España. *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*.

Izydorczyk, G., Mikula, K., Skrzypczak, D., Moustakas, K., Witek-Krowiak, A., Chojnacka, K., 2021. Potential environmental pollution from copper metallurgy and methods of management. *Environ. Res.* 197, 111050.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111050>

Jabbar, W.A., Subramaniam, T., Ong, A.E., Shu'lb, M.I., Wu, W., de Oliveira, M.A., 2022. LoRaWAN-Based IoT System Implementation for Long-Range Outdoor Air Quality Monitoring. *Internet of Things* 19, 100540.

<https://doi.org/10.1016/j.iot.2022.100540>

Jain, R.B., 2016. Association between arsenic exposure and thyroid function: data from NHANES 2007–2010. *Int. J. Environ. Health Res.* 26, 101–129.

<https://doi.org/10.1080/09603123.2015.1061111>

Jayaratne, R., Liu, X., Ahn, K.-H., Asumadu-Sakyi, A., Fisher, G., Gao, J., Mabon, A., Mazaheri, M., Mullins, B., Nyaku, M., Ristovski, Z., Scorgie, Y., Thai, P., Dunbabin, M., Morawska, L., 2020. Low-cost PM<sub>2.5</sub> Sensors: An Assessment of Their Suitability for Various Applications. *Aerosol Air Qual. Res.*

<https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.10.0390>

Jayaratne, R., Liu, X., Thai, P., Dunbabin, M., Morawska, L., 2018. The influence of humidity on the performance of a low-cost air particle mass sensor and the effect of atmospheric fog. *Atmos. Meas. Tech.* 11, 4883–4890.

<https://doi.org/10.5194/amt-11-4883-2018>

Jeyakkannan, N., Nagaraj, B., 2014. Online Monitoring of Geological Methane Storage and Leakage Based on Wireless Sensor Networks. *Asian J. Chem.* 26, S23–S26. <https://doi.org/10.14233/ajchem.2014.19005>

Jia, Y., Fraser, M., 2011. Characterization of Saccharides in Size-fractionated Ambient Particulate Matter and Aerosol Sources: The Contribution of Primary Biological Aerosol Particles (PBAPs) and Soil to Ambient Particulate Matter. *Environ. Sci. Technol.* 45, 930–936. <https://doi.org/10.1021/es103104e>

Jiao, Y., Liu, Y., Wang, W., Li, Y., Chang, W., Zhou, A., Mu, R., 2023. Heavy Metal Distribution Characteristics, Water Quality Evaluation, and Health Risk Evaluation of Surface Water in Abandoned Multi-Year Pyrite Mine Area. *Water* 15, 3138. <https://doi.org/10.3390/w15173138>

- Johnson, A.L., Dipnall, J.F., Dennekamp, M., Williamson, G.J., Gao, C.X., Carroll, M.T.C., Dimitriadis, C., Ikin, J.F., Johnston, F.H., McFarlane, A.C., Sim, M.R., Stub, D.A., Abramson, M.J., Guo, Y., 2019. Fine particulate matter exposure and medication dispensing during and after a coal mine fire: A time series analysis from the Hazelwood Health Study. *Environ. Pollut.* 246, 1027–1035. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.085>
- Jovašević-Stojanović, M., Bartonova, A., Topalović, D., Lazović, I., Pokrić, B., Ristovski, Z., 2015. On the use of small and cheaper sensors and devices for indicative citizen-based monitoring of respirable particulate matter. *Environ. Pollut.* 206, 696–704. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.035>
- Ju, L., Hua, L., Xu, H., Li, C., Sun, S., Zhang, Q., Cao, J., Ding, R., 2023. Maternal atmospheric particulate matter exposure and risk of adverse pregnancy outcomes: A meta-analysis of cohort studies. *Environ. Pollut.* 317, 120704. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120704>
- Kampa, M., Castanas, E., 2008. Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.* 151, 362–367. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- Kang, Y., Aye, L., Ngo, T.D., Zhou, J., 2022. Performance evaluation of low-cost air quality sensors: A review. *Sci. Total Environ.* 818, 151769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151769>
- Karataş, L., Alptekin, A., Yakar, M., 2023. Material analysis for restoration application: a case study of the world's first university Mor Yakup Church in Nusaybin, Mardin. *Herit. Sci.* 11, 88. <https://doi.org/10.1186/s40494-023-00935-2>
- Keller, K., Haghi, S.H.R., Hahad, O., Schmidtman, I., Chowdhury, S., Lelieveld, J., Münzel, T., Hobohm, L., 2023. Air pollution impacts on in-hospital case-fatality rate of ischemic stroke patients. *Thromb. Res.* 225, 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.thromres.2023.03.006>
- Khan, S., Naushad, M., Lima, E.C., Zhang, S., Shaheen, S.M., Rinklebe, J., 2021. Global soil pollution by toxic elements: Current status and future perspectives on the risk assessment and remediation strategies – A review. *J. Hazard. Mater.* 417, 126039. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126039>

Khazini, L., Dehkharghanian, M.E., Vaezihir, A., 2022. Dispersion and modeling discussion of aerosol air pollution caused during mining and processing of open-cast mines. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 19, 913–924.

<https://doi.org/10.1007/s13762-021-03225-1>

Khodadadi, N., Amini, A., Dehbandi, R., 2022. Contamination, probabilistic health risk assessment and quantitative source apportionment of potentially toxic metals (PTMs) in street dust of a highly developed city in north of Iran. *Environ. Res.* 210, 112962. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112962>

Khussan, B., Abdiev, A., Bitimbayev, M., Kuzmin, S., Issagulov, S., Matayev, A., 2022. Substantiation and development of innovative container technology for rock mass lifting from deep open pits. *Min. Miner. Depos.* 16, 87–95. <https://doi.org/10.33271/mining16.04.087>

Kleeman, M.J., Cass, G.R., 1998. Source contributions to the size and composition distribution of urban particulate air pollution. *Atmos. Environ.* 32, 2803–2816. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00001-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00001-6)

Kulkarni, N.P., Barewar, H., Lingayat, K., 2022. An Assessment of Seasonal Variations on Dust Exposure for Mine Operators of Central India. pp. 1557–1568. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-94277-9\\_133](https://doi.org/10.1007/978-3-030-94277-9_133)

Kulkarni, P., Baron, P.A., Willeke, K. (Eds.), 2011. *Aerosol Measurement*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118001684>

Kulmala, M., Kerminen, V.-M., Petäjä, T., Ding, A.J., Wang, L., 2017. Atmospheric gas-to-particle conversion: why NPF events are observed in megacities. *Faraday Discuss.* 200, 271–288. <https://doi.org/10.1039/C6FD00257A>

Kulmala, M., Kontkanen, J., Junninen, H., Lehtipalo, K., Manninen, H.E., Nieminen, T., Petäjä, T., Sipilä, M., Schobesberger, S., Rantala, P., Franchin, A., Jokinen, T., Järvinen, E., Äijälä, M., Kangasluoma, J., Hakala, J., Aalto, P.P., Paasonen, P., Mikkilä, J., Vanhanen, J., Aalto, J., Hakola, H., Makkonen, U., Ruuskanen, T., Mauldin, R.L., Duplissy, J., Vehkamäki, H., Bäck, J., Kortelainen, A., Riipinen, I., Kurtén, T., Johnston, M. V., Smith, J.N., Ehn, M., Mentel, T.F.,

Lehtinen, K.E.J., Laaksonen, A., Kerminen, V.-M., Worsnop, D.R., 2013. Direct Observations of Atmospheric Aerosol Nucleation. *Science* (80). 339, 943–946. <https://doi.org/10.1126/science.1227385>

Kulmala, M., Petäjä, T., Nieminen, T., Sipilä, M., Manninen, H.E., Lehtipalo, K., Dal Maso, M., Aalto, P.P., Junninen, H., Paasonen, P., Riipinen, I., Lehtinen, K.E.J., Laaksonen, A., Kerminen, V.-M., 2012. Measurement of the nucleation of atmospheric aerosol particles. *Nat. Protoc.* 7, 1651–1667. <https://doi.org/10.1038/nprot.2012.091>

Kumar Bandopadhyay, A., Kumari, S., 2013. Quartz in Respirable Airborne Dust in Workplaces in Selected Coal and Metal Mines in India, in: *Silica and Associated Respirable Mineral Particles*. ASTM International, 100 Barr Harbor Drive, PO Box C700, West Conshohocken, PA 19428-2959, pp. 28–38. <https://doi.org/10.1520/STP156520120125>

Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R.M., Norford, L., Britter, R., 2014. Ultrafine particles in cities. *Environ. Int.* 66, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013>

Kwon, J.-Y., Lee, S., Surenbaatar, U., Lim, H.-J., Kim, B.-G., Eom, S.-Y., Cho, Y.M., Kim, W.J., Yu, B.-C., Lee, K., Hong, Y.-S., 2023. Association between levels of exposure to heavy metals and renal function indicators of residents in environmentally vulnerable areas. *Sci. Rep.* 13, 2856. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-27292-7>

Lai, H., Liu, Y., Zhou, M., Shi, T., Zhou, Y., Weng, S., Chen, W., 2018. Combined effect of silica dust exposure and cigarette smoking on total and cause-specific mortality in iron miners: a cohort study. *Environ. Heal.* 17, 46. <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0391-0>

Lee, J.S., Davis, J.A., 2023. Arsenic risk assessment, in: *Handbook of Arsenic Toxicology*. Elsevier, pp. 101–131. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89847-8.00004-3>

Lee, P.-K., Lim, J., Jeong, Y.-J., Hwang, S., Lee, J.-Y., Choi, B.-Y., 2021. Recent pollution and source identification of metal(loid)s in a sediment core from Gunsan Reservoir, South Korea. *J. Hazard. Mater.* 416, 126204.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126204>

Li, G., Hu, J., Chen, S., 2023. A review of dust control/removal methods in metal mines in China. *Powder Technol.* 430, 119035.

<https://doi.org/10.1016/j.powtec.2023.119035>

Li, L., Mu, G., 2021. Similar effects as shade tolerance induced by dust accumulation and size penetration of particulates on cotton leaves. *BMC Plant Biol.* 21, 149. <https://doi.org/10.1186/s12870-021-02926-6>

Li, L., Zhang, R., Sun, J., He, Q., Kong, L., Liu, X., 2021. Monitoring and prediction of dust concentration in an open-pit mine using a deep-learning algorithm. *J. Environ. Heal. Sci. Eng.* 19, 401–414. <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00613-0>

Li, Q., Yuan, C., Wu, Q., Peng, Y., Zhao, Z., Wang, Y., An, N., Ni, X., Wu, F., Yue, K., 2023. Effects of vegetation restoration on the concentrations of multiple metal elements in post-mining soils. *J. Environ. Manage.* 347, 119148.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119148>

Li, S., Yu, L., Jiang, W., Yu, H., Wang, X., 2022. The Recent Progress China Has Made in Green Mine Construction, Part I: Mining Groundwater Pollution and Sustainable Mining. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 19, 5673.

<https://doi.org/10.3390/ijerph19095673>

Lin, Z., Wang, F., Ji, T., Ma, B., Xu, L., Xu, Q., He, K., 2020. Characteristics and the Potential Influence of Fugitive PM<sub>10</sub> Emissions from Enclosed Storage Yards in Iron and Steel Plant. *Atmosphere (Basel)*. 11, 833.

<https://doi.org/10.3390/atmos11080833>

Lingard, J.J.N., Agus, E.L., Young, D.T., Andrews, G.E., Tomlin, A.S., 2006. Observations of urban airborne particle number concentrations during rush-hour conditions: analysis of the number based size distributions and modal parameters. *J. Environ. Monit.* 8, 1203. <https://doi.org/10.1039/b611479b>

- Liora, N., Poupkou, A., Giannaros, T.M., Kakosimos, K.E., Stein, O., Melas, D., 2016. Impacts of natural emission sources on particle pollution levels in Europe. *Atmos. Environ.* 137, 171–185. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.040>
- Liu, T., Liu, S., 2020. The impacts of coal dust on miners' health: A review. *Environ. Res.* 190, 109849. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109849>
- Liu, Z., Pan, H., Liu, B., Li, L., Yang, H., Shen, T., 2023. Environmental and occupational risk factors for COPD and its prevalence among miners worldwide: a Mendelian randomization and meta-analysis study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 30, 97545–97561. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-29269-z>
- López-Jaramillo, P., López-López, J.P., 2023. Factores de riesgo y muerte cardiovascular en América del Sur. *Clínica e Investig. en Arterioscler.* 35, 195–200. <https://doi.org/10.1016/j.arteri.2022.12.001>
- Lottermoser, B., 2010. *Mine Wastes*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-12419-8>
- Lu, X., Zhou, W., Ly, H.B., Qi, C., Nguyen, T.-A., Nguyen, M.H., Huang, J., Pham, B.T., 2023. Optimization of neural network parameters in improvement of particulate matter concentration prediction of open-pit mining. *Appl. Soft Comput.* 147, 110769. <https://doi.org/10.1016/j.asoc.2023.110769>
- Mahilang, M., Deb, M.K., Pervez, S., 2021. Biogenic secondary organic aerosols: A review on formation mechanism, analytical challenges and environmental impacts. *Chemosphere* 262, 127771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127771>
- Mandal, I., Pal, S., 2022. Assessing the impact of ecological insecurity on ecosystem service value in stone quarrying and crushing dominated areas. *Environ. Dev. Sustain.* 24, 11760–11784. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01918-8>
- Mandal, M., Das, S., Roy, A., Rakwal, R., Jones, O.A.H., Popek, R., Agrawal, G.K., Sarkar, A., 2023. Interactive relations between plants, the phyllosphere microbial community, and particulate matter pollution. *Sci. Total Environ.* 890, 164352. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164352>

Marimuthu, M., Sankaranarayanan, B., Karuppiyah, K., 2023. Prioritizing the factors affecting the occupational health and safety of workers in the mining industry using the SWARA Technique. *J. Curr. Sci. Technol.* 13(1), 59-.

Marimuthu, R., Sankaranarayanan, B., Ali, S.M., Jabbour, A.B.L. de S., Karuppiyah, K., 2021. Assessment of key socio-economic and environmental challenges in the mining industry: Implications for resource policies in emerging economies. *Sustain. Prod. Consum.* 27, 814–830.  
<https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.02.005>

Martínez-Muñoz, A., Hurtado-Díaz, M., Cruz, J.C., Riojas-Rodríguez, H., 2020. Mortalidad aguda asociada con partículas suspendidas finas y gruesas en habitantes de la Zona Metropolitana de Monterrey. *Salud Publica Mex.* 62, 468–476. <https://doi.org/10.21149/11184>

Maurya, P., Ebhin Masto, R., Frouz, J., Agarwalla, H., Bari, S., 2023. Mine soil properties as influenced by tree species and topography of the re-vegetated coal mine overburden dump. *CATENA* 233, 107500.  
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107500>

Menéndez Palacios, M.C., Mera Chapi, G.D., Vera Zamora, J.I., Zambrano Mendoza, A.I., 2021. Causas y consecuencias del cáncer pulmonar. *RECIMUNDO* 5, 305–312.  
[https://doi.org/10.26820/recimundo/5.\(1\).enero.2021.305-312](https://doi.org/10.26820/recimundo/5.(1).enero.2021.305-312)

Mera-Mamián, A.Y., Villarreal-Garza, C., Segura-Cardona, A.M., Muñoz-Rodríguez, D.I., Rodríguez-Villamizar, L.A., Iván García-García, H., 2023. Exposición a material particulado y su relación con el cáncer de mama. Mecanismos fisiopatológicos. *Med. y Lab.* 27, 13–24.  
<https://doi.org/10.36384/01232576.616>

Microsoft, 2023. Microsoft Excel 365: Release 2309.

Mie, 2011. *Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications*.

Milford, C., Cuevas, E., Marrero, C.L., Bustos, J.J., Gallo, V., Rodríguez, S., Romero-Campos, P.M., Torres, C., 2019. Impacts of Desert Dust Outbreaks on Air Quality in Urban Areas. *Atmosphere (Basel)*. 11, 23.  
<https://doi.org/10.3390/atmos11010023>

- Milford, C., Torres, C., Vilches, J., Gossman, A.-K., Weis, F., Suárez-Molina, D., García, O.E., Prats, N., Barreto, Á., García, R.D., Bustos, J.J., Marrero, C.L., Ramos, R., China, N., Boulesteix, T., Taquet, N., Rodríguez, S., López-Darias, J., Sicard, M., Córdoba-Jabonero, C., Cuevas, E., 2023. Impact of the 2021 La Palma volcanic eruption on air quality: Insights from a multidisciplinary approach. *Sci. Total Environ.* 869, 161652. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161652>
- Minowa, M., Stone, B.J., Blot, W.J., 1988. Geographic Pattern of Lung Cancer in Japan and Its Environmental Correlations. *Japanese J. Cancer Res.* 79, 1017–1023. <https://doi.org/10.1111/j.1349-7006.1988.tb00068.x>
- MITECO, 2021. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Criterios Técnicos de la Comisión de Seguridad Minera en el ámbito del RGNBSM, Actualmente en vigor. (Septiembre 2021). [https://energia.gob.es/mineria/Seguridad/Documents/Criterios-tecnicos-CSM-RGNBSM-septiembre\\_2021.pdf](https://energia.gob.es/mineria/Seguridad/Documents/Criterios-tecnicos-CSM-RGNBSM-septiembre_2021.pdf)
- MITECO, 2019. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Orden TEC/351/2019 sobre Índice Nacional de Calidad del Aire. Descripción la Propues. del Índice Nac. Calid. del Aire 15.
- Mois, G., Folea, S., Sanislav, T., 2017. Analysis of Three IoT-Based Wireless Sensors for Environmental Monitoring. *IEEE Trans. Instrum. Meas.* 66, 2056–2064. <https://doi.org/10.1109/TIM.2017.2677619>
- Morawska, L., Thai, P.K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M.M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D., Williams, R., 2018. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environ. Int.* 116, 286–299. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018>
- Mpanza, M., Adam, E., Moolla, R., 2022. The Potential Health Costs of PM<sub>10</sub> Impacts on a Gold Mine Village, during Company Liquidation: An Analysis of 2013–2017. *Minerals* 12, 169. <https://doi.org/10.3390/min12020169>

- Müller, M., 2023. Meteoblue: weather close to you. <https://www.meteoblue.com/>
- Mzileni, O., Sitas, F., Steyn, K., Carrara, H., Bekker, P., 1999. Lung cancer, tobacco, and environmental factors in the African population of the Northern Province, South Africa. *Tob. Control* 8, 398–401. <https://doi.org/10.1136/tc.8.4.398>
- Natarajan, N., Vasudevan, M., Dineshkumar, S.K., Nandhini, S.S., Balaganesh, P., 2022. Effects of air pollution on monumental buildings in India: An overview. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 29, 29399–29408. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14044-9>
- National Park Service, 2018. Fuentes naturales y antropogénicas (móviles, estacionarias y de área) de PM. <https://www.nps.gov/subjects/air/sources.htm>
- Nayak, N.P., Ahmed, S., Imam, A., 2019. Optimization of shovel-dumper combination in lignite mine: A case study. *J. Mines, Met. Fuels* 67, 507–508.
- NIOSH, 2019. Dust control handbook for industrial minerals mining and processing. Second edition. <https://doi.org/10.26616/NIOSH PUB2019124>
- Niu, Z., Duan, Z., Yu, H., Xue, L., Liu, F., Yu, D., Zhang, K., Han, D., Wen, W., Xiang, H., Qin, W., 2023. Association between long-term exposure to ambient particulate matter and blood pressure, hypertension: an updated systematic review and meta-analysis. *Int. J. Environ. Health Res.* 33, 268–283. <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.2022106>
- Noble, C., Prather, K., 1998. Air pollution: the role of particles. *Phys. World* 11, 39.
- Noble, T.L., Parbhakar-Fox, A., Berry, R.F., Lottermoser, B., 2017. Mineral Dust Emissions at Metalliferous Mine Sites, in: *Environmental Indicators in Metal Mining*. Springer International Publishing, Cham, pp. 281–306. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7\\_16](https://doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7_16)
- Norgate, T., Haque, N., 2010. Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. *J. Clean. Prod.* 18, 266–274. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.020>

Norris, G., Duvall, R., 2014. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide. EPA 600/R-08/108.

Nriagu, J.O., Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134–139. <https://doi.org/10.1038/333134a0>

Onder, M., Yigit, E., 2009. Assessment of respirable dust exposures in an opencast coal mine. *Environ. Monit. Assess.* 152, 393–401. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0324-4>

Ortiz, C., Linares, C., Carmona, R., Díaz, J., 2017. Evaluation of short-term mortality attributable to particulate matter pollution in Spain. *Environ. Pollut.* 224, 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.037>

Osanloo, M., Paricheh, M., 2020. In-pit crushing and conveying technology in open-pit mining operations: a literature review and research agenda. *Int. J. Mining, Reclam. Environ.* 34, 430–457. <https://doi.org/10.1080/17480930.2019.1565054>

Paatero, P., 1997. Least squares formulation of robust non-negative factor analysis. *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 37, 23–35. [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(96\)00044-5](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(96)00044-5)

Paatero, P., Tapper, U., 1994. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5, 111–126. <https://doi.org/10.1002/env.3170050203>

Pal, S., Mandal, I., 2021. Impacts of stone mining and crushing on environmental health in Dwarka river basin. *Geocarto Int.* 36, 392–420. <https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1597390>

Pan, L., Golden, S., Assemi, S., Sime, M.F., Wang, X., Gao, Y., Miller, J., 2021. Characterization of Particle Size and Composition of Respirable Coal Mine Dust. *Minerals* 11, 276. <https://doi.org/10.3390/min11030276>

Pan, Y., Chen, M., Wang, X., Chen, Y., Dong, K., 2022. Ecological Risk Assessment and Source Analysis of Heavy Metals in the Soils of a Lead-Zinc Mining Watershed Area. *Water* 15, 113. <https://doi.org/10.3390/w15010113>

Parra, A., Orozco, J., 2005. Monitoreo de material particulado-fracción respirable (PM<sub>2.5</sub>) En Pamplona. Bistua Rev. La Fac. Ciencias Básicas 3, 1–11.

Patra, A.K., Gautam, S., Kumar, P., 2016. Emissions and human health impact of particulate matter from surface mining operation—A review. Environ. Technol. Innov. 5, 233–249. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2016.04.002>

Pearson, J.F., Bachireddy, C., Shyamprasad, S., Goldfine, A.B., Brownstein, J.S., 2010. Association Between Fine Particulate Matter and Diabetes Prevalence in the U.S. Diabetes Care 33, 2196–2201. <https://doi.org/10.2337/dc10-0698>

Pecina, V., Juříčka, D., Hedbávný, J., Klimánek, M., Kynický, J., Brtnický, M., Komendová, R., 2023. The impacts of mining on soil pollution with metal(loid)s in resource-rich Mongolia. Sci. Rep. 13, 2763. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-29370-w>

Pervez, S., Mathew, J., Sharma, R., 2005. Investigation of personal-indoor-outdoor particulate relationships in welding workshops. J. Sci. Ind. Res. 64, 454–458.

Piñeros-Jiménez, J.G., Franco-Piedrahíta, M.C., Montealegre-Hernández, N.A., Grisales-Vargas, S.C., Gutiérrez-Cano, Y.A., Grisales-Romero, H., 2022. Distribución espacial de la morbilidad atribuible a la contaminación del aire por PM<sub>2.5</sub> en Medellín (Colombia), 2010-2016. Rev. Fac. Nac. Salud Pública 40, e346589. <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.e346589>

Pix4Dreact, 2022. Pix4Dreact Desktop: Release 1.4.2. Photogram. software, Prilly, Switz.

Power, M.C., Weisskopf, M.G., Alexeeff, S.E., Coull, B.A., Spiro, A., Schwartz, J., 2011. Traffic-Related Air Pollution and Cognitive Function in a Cohort of Older Men. Environ. Health Perspect. 119, 682–687. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002767>

Prakash, C., Soni, M., Kumar, V., 2016. Mitochondrial oxidative stress and dysfunction in arsenic neurotoxicity: A review. J. Appl. Toxicol. 36, 179–188. <https://doi.org/10.1002/jat.3256>

- Price, O.F., Forehead, H., 2021. Smoke Patterns around Prescribed Fires in Australian Eucalypt Forests, as Measured by Low-Cost Particulate Monitors. *Atmosphere* (Basel). 12, 1389. <https://doi.org/10.3390/atmos12111389>
- Putaud, J.-P., Raes, F., Van Dingenen, R., Brüggemann, E., Facchini, M.-C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hüglin, C., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Müller, K., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Spindler, G., Brink, H. ten, Tørseth, K., Wiedensohler, A., 2004. A European aerosol phenomenology—2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.* 38, 2579–2595. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.01.041>
- Qin, M., Jin, Y., Peng, T., Zhao, B., Hou, D., 2023. Heavy metal pollution in Mongolian-Manchurian grassland soil and effect of long-range dust transport by wind. *Environ. Int.* 177, 108019. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108019>
- Qin, X., Hou, L., Gao, J., Si, S., 2020. The evaluation and optimization of calibration methods for low-cost particulate matter sensors: Inter-comparison between fixed and mobile methods. *Sci. Total Environ.* 715, 136791. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136791>
- Querol, X., Alastuey, A., Pey, J., Pérez, N., Escudero, M., Castillo, S., Cristóbal, Á., Pallarés, M., González, A., Jiménez, S., Alonso, N., Alonso-Pérez, S., Cuevas, E., Rosa, J. de la, 2009. African dust influence on ambient PM levels in South-Western Europe (Spain and Portugal): A quantitative approach to support implementation of Air Quality Directives. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 7, 012018. <https://doi.org/10.1088/1755-1307/7/1/012018>
- Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Mantilla, E., Ruiz, C.R., 2001. Monitoring of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> around primary particulate anthropogenic emission sources. *Atmos. Environ.* 35, 845–858. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00387-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00387-3)
- Querol, X., Alastuey, A., Rosa, J. de la, Sánchez-de-la-Campa, A., Plana, F., Ruiz, C.R., 2002. Source apportionment analysis of atmospheric particulates in an industrialised urban site in southwestern Spain. *Atmos. Environ.* 36, 3113–3125. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00257-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00257-1)

- Querol, X., Tobías, A., Pérez, N., Karanasiou, A., Amato, F., Stafoggia, M., Pérez García-Pando, C., Ginoux, P., Forastiere, F., Gumy, S., Mudu, P., Alastuey, A., 2019. Monitoring the impact of desert dust outbreaks for air quality for health studies. *Environ. Int.* 130, 104867. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.061>
- Reimann, C., de Caritat, P., 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Sci. Total Environ.* 337, 91–107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.06.011>
- Ren, H., Dong, W., Zhang, Q., Cheng, J., 2023. Identification of priority pollutants at an integrated iron and steel facility based on environmental and health impacts in the Yangtze River Delta region, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 264, 115464. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115464>
- Richards, J., Brozell, T., 2021. Compilation and evaluation of ambient respirable crystalline silica air quality data near sand quarries and processing facilities. *Atmosphere (Basel)*. 12. <https://doi.org/10.3390/ATMOS12070903>
- Richards, J., Brozell, T., 2015. Fenceline PM<sub>4</sub> crystalline silica concentrations near sand mining and processing facilities in Wisconsin. *Min. Eng.* 67, 53–59.
- Rouhani, A., Skousen, J., Tack, F.M.G., 2023. An Overview of Soil Pollution and Remediation Strategies in Coal Mining Regions. *Minerals* 13, 1064. <https://doi.org/10.3390/min13081064>
- Roy, D., Singh, G., Seo, Y.-C., 2019. Carcinogenic and non-carcinogenic risks from PM<sub>10</sub>-and PM<sub>2.5</sub>-Bound metals in a critically polluted coal mining area. *Atmos. Pollut. Res.* 10, 1964–1975. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.002>
- RStudio Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.
- Sáez, R., Almodóvar, G.R., Pascual, E., 1996. Geological constraints on massive sulphide genesis in the Iberian Pyrite Belt. *Ore Geol. Rev.* 11, 429–451. [https://doi.org/10.1016/S0169-1368\(96\)00012-1](https://doi.org/10.1016/S0169-1368(96)00012-1)

Sairanen, V., Tokola, A., Tikkanen, R., Laine, M., Autti, T., 2020. Statistical Permutation Test Reveals Progressive and Region-Specific Iron Accumulation in the Thalami of Children with Aspartylglucosaminuria. *Brain Sci.* 10, 677. <https://doi.org/10.3390/brainsci10100677>

Sánchez-Rodas, D., Sánchez de la Campa, A.M., de la Rosa, J.D., Oliveira, V., Gómez-Ariza, J.L., Querol, X., Alastuey, A., 2007. Arsenic speciation of atmospheric particulate matter (PM<sub>10</sub>) in an industrialised urban site in southwestern Spain. *Chemosphere* 66, 1485–1493. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.043>

Sánchez de la Campa, A.M., de la Rosa, J.D., 2014. Implications for air quality and the impact of financial and economic crisis in South Spain: Geochemical evolution of atmospheric aerosol in the ceramic region of Bailén. *Atmos. Environ.* 98, 519–529. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.023>

Sánchez de la Campa, A.M., Sánchez-Rodas, D., Márquez, G., Romero, E., de la Rosa, J.D., 2020. 2009–2017 trends of PM<sub>10</sub> in the legendary Riotinto mining district of SW Spain. *Atmos. Res.* 238, 104878. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104878>

Sanz-Barbero, B., Prieto-Flores, M.E., Otero-García, L., Abt-Sacks, A., Bernal, M., Cambas, N., 2014. Percepción de los factores de riesgo de cáncer por la población española. *Gac. Sanit.* 28, 137–145. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2013.10.008>

Savosko, V.M., Bielyk, Y. V., Lykholat, Y. V., Heilmeier, H., 2022. Assesment of heavy metals concentration in initial soils of post-mining landscapes in Kryvyi Rih District (Ukraine). *Ekológia (Bratislava)* 41, 201–211. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0020>

Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2016. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. Wiley.

Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. 2nd Ed. John Wiley Sons, New York.

Sekar, A., Varghese, G.K., Varma, R., 2023. Exposure to volatile organic compounds and associated health risk among workers in lignite mines. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 20, 4293–4306. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04056-4>

Sharma, P., Saxena, P., 2022. Impacts and Responses of Particulate Matter Pollution on Vegetation, in: *Airborne Particulate Matter*. Springer Nature Singapore, Singapore, pp. 229–264. [https://doi.org/10.1007/978-981-16-5387-2\\_10](https://doi.org/10.1007/978-981-16-5387-2_10)

Shekarian, Y., Rahimi, E., Rezaee, M., Roghanchi, P., 2023. A systematic review of occupational exposure to respirable coal mine dust (RCMD) in the U.S. mining industry. *Int. J. Coal Sci. Technol.* 10, 29. <https://doi.org/10.1007/s40789-023-00586-5>

Siddique, N., Jawad, M., Waheed, S., 2013. Work place air particulate monitoring of automobile workshops for public health and safety. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 295, 179–190. <https://doi.org/10.1007/s10967-012-2108-0>

Singh, A., Avis, W.R., Pope, F.D., 2020. Visibility as a proxy for air quality in East Africa. *Environ. Res. Lett.* 15, 084002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8b12>

Snyder, E.G., Watkins, T.H., Solomon, P.A., Thoma, E.D., Williams, R.W., Hagler, G.S.W., Shelow, D., Hindin, D.A., Kilaru, V.J., Preuss, P.W., 2013. The Changing Paradigm of Air Pollution Monitoring. *Environ. Sci. Technol.* 47, 11369–11377. <https://doi.org/10.1021/es4022602>

Soares, I.P., De Rezende, D.C.G., De Almeida, K.N., 2021. Wind-Fence Efficiency Controlling Particulate Matter Emissions from Coal Stockpiles in an Industrial Site, in: *2021 Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad de Aire y Salud Pública (CASAP)*. IEEE, pp. 1–4. <https://doi.org/10.1109/CASAP54985.2021.9703430>

Song, G.J., Yang, L., Cheng, A.X., Guan, R.B., Shen, H.G., Qiang, T.W., 2014. Measurement and Analysis on the Concentration of Dust of Various Diameters in a Foundry Workshop. *Appl. Mech. Mater.* 651–653, 455–459. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.651-653.455>

- Song, X., Hu, Y., Ma, Y., Jiang, L., Wang, X., Shi, A., Zhao, J., Liu, Yunxu, Liu, Yafei, Tang, J., Li, X., Zhang, X., Guo, Y., Wang, S., 2022. Is short-term and long-term exposure to black carbon associated with cardiovascular and respiratory diseases? A systematic review and meta-analysis based on evidence reliability. *BMJ Open* 12, e049516. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2021-049516>
- Soria Carreras, J., 2003. Los residuos mineros. Los residuos urbanos y asimilables. *Junta de A*, 461–492.
- SPSS, 2021. IBM SPSS Statistics 22.0.
- Srivastava, A., Kumar, A., Vaibhav, K., Elumalai, S.P., 2022. Inhalable particulate (PM<sub>10</sub>) emission externalities from overburden dumps and associated health risk assessment in densely populated coalfield. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 36, 1631–1649. <https://doi.org/10.1007/s00477-021-02117-7>
- Stein, A.F., Draxler, R.R., Rolph, G.D., Stunder, B.J.B., Cohen, M.D., Ngan, F., 2015. NOAA's HYSPLIT Atmospheric Transport and Dispersion Modeling System. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 96, 2059–2077. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>
- Stewart, A.G., 2020. Mining is bad for health: a voyage of discovery. *Environ. Geochem. Health* 42, 1153–1165. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00367-7>
- Svedala, 2023. Operación de clasificación por tamaños en una criba de varias bandejas.
- Tagle, M., Rojas, F., Reyes, F., Vásquez, Y., Hallgren, F., Lindén, J., Kolev, D., Watne, Å.K., Oyola, P., 2020. Field performance of a low-cost sensor in the monitoring of particulate matter in Santiago, Chile. *Environ. Monit. Assess.* 192, 171. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8118-4>
- Tao, S., Fang, J., Zhao, X., Zhao, S., Shen, H., Hu, H., Tang, Z., Wang, Z., Guo, Q., 2015. Rapid loss of lakes on the Mongolian Plateau. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 2281–2286. <https://doi.org/10.1073/pnas.1411748112>
- Tian, Y., Hu, Y., Hou, X., Tian, F., 2023. Impacts and mechanisms of PM 2.5 on bone. *Rev. Environ. Health.* <https://doi.org/10.1515/reveh-2023-0024>

Tong, R., Cheng, M., Yang, X., Yang, Y., Shi, M., 2019. Exposure levels and health damage assessment of dust in a coal mine of Shanxi Province, China. *Process Saf. Environ. Prot.* 128, 184–192.

<https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.05.022>

Tornos, F., 2006. Environment of formation and styles of volcanogenic massive sulfides: The Iberian Pyrite Belt. *Ore Geol. Rev.* 28, 259–307.

<https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2004.12.005>

Triantafyllou, A., Andreadou, S., Moussiopoulos, N., Garas, S., Kapageridis, I., Tsegas, G., Diamantopoulos, C., Sachanidis, C., Skordas, I., 2019. Surface mining in Western Macedonia, Greece: fugitive dust (PM<sub>10</sub>) emissions and dispersion. *Int. J. Min. Miner. Eng.* 10, 288.

<https://doi.org/10.1504/IJMME.2019.104448>

Tu, W.-J., Wang, L.-D., Yan, F., Peng, B., Hua, Y., Liu, M., Ji, X.-M., Ma, L., Shan, C.-L., Wang, Y.-L., Zeng, J.-S., Chen, H.-S., Fan, D.-S., Gu, Y.-X., Tan, G.-J., Hu, B., Kang, D.-Z., Liu, J.-M., Liu, Y.-L., Lou, M., Luo, B.-Y., Pan, S.-Y., Wang, L.-H., Wu, J., 2023. China stroke surveillance report 2021. *Mil. Med. Res.* 10, 33. <https://doi.org/10.1186/s40779-023-00463-x>

UE, 2008. 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.

Ugurlu, O.F., Kumral, M., 2016. Analyzing drilling machine in aid to improve open pit mining operations. *ISRM Int. Symp. - EUROCK 2016* 171–176.

Vázquez-Arias, A., Martín-Peinado, F.J., Parviainen, A., 2023. Effect of parent material and atmospheric deposition on the potential pollution of urban soils close to mining areas. *J. Geochemical Explor.* 244, 107131.

<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.107131>

Viana, M., Kuhlbusch, T.A.J., Querol, X., Alastuey, A., Harrison, R.M., Hopke, P.K., Winiwarter, W., Vallius, M., Szidat, S., Prévôt, A.S.H., Hueglin, C., Bloemen, H., Wählin, P., Vecchi, R., Miranda, A.I., Kasper-Giebl, A., Maenhaut, W., Hittenberger, R., 2008. Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *J. Aerosol Sci.* 39, 827–849.

<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2008.05.007>

Villa, T., Salimi, F., Morton, K., Morawska, L., Gonzalez, F., 2016. Development and Validation of a UAV Based System for Air Pollution Measurements. *Sensors* 16, 2202. <https://doi.org/10.3390/s16122202>

Villacres Fernández, F.A., Gavilanes Torres, A.A., Cruz Villegas, J.A., 2022. Chronic obstructive pulmonary disease (COPD), in: *RECIMUNDO: Revista Científica de La Investigación y El Conocimiento*. pp. 94–102.

Vincent, R., Kumarathasan, P., Goegan, P., Bjarnason, S.G., Guénette, J., Karthikeyan, S., Thomson, E.M., Adamson, I.Y., Watkinson, W.P., Battistini, B., Miller, F.J., 2022. Acute cardiovascular effects of inhaled ambient particulate matter: Chemical composition-related oxidative stress, endothelin-1, blood pressure, and ST-segment changes in Wistar rats. *Chemosphere* 296, 133933. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133933>

Wall, D., McCullagh, P., Cleland, I., Bond, R., 2021. Development of an Internet of Things solution to monitor and analyse indoor air quality. *Internet of Things* 14, 100392. <https://doi.org/10.1016/j.iot.2021.100392>

Wallace, L., 2006. Indoor Sources of Ultrafine and Accumulation Mode Particles: Size Distributions, Size-Resolved Concentrations, and Source Strengths. *Aerosol Sci. Technol.* 40, 348–360. <https://doi.org/10.1080/02786820600612250>

Wang, W., Lin, Y., Yang, H., Ling, W., Liu, L., Zhang, W., Lu, D., Liu, Q., Jiang, G., 2022. Internal Exposure and Distribution of Airborne Fine Particles in the Human Body: Methodology, Current Understandings, and Research Needs. *Environ. Sci. Technol.* 56, 6857–6869. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07051>

Wang, X., Wan, W., Yao, Z., Gao, R., Lu, Z., Tang, X., Fan, B., 2023. Study on strength characteristics and thickening characteristics of classified-fine cemented backfill in gold mine. *Sci. Rep.* 13, 8361. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-35254-w>

Wang, Z.-M., Zhou, W., Jiskani, I.M., Ding, X.-H., Liu, Z.-C., Qiao, Y.-Z., Luan, B., 2021. Dust reduction method based on water infusion blasting in open-pit mines: a step toward green mining. *Energy Sources, Part A Recover. Util. Environ. Eff.* 1–15. <https://doi.org/10.1080/15567036.2021.1903118>

- Wang, Z., Zhou, W., Jiskani, I.M., Ding, X., Luo, H., 2022. Dust pollution in cold region Surface Mines and its prevention and control. *Environ. Pollut.* 292, 118293. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118293>
- Westberry, T.K., Behrenfeld, M.J., Shi, Y.R., Yu, H., Remer, L.A., Bian, H., 2023. Atmospheric nourishment of global ocean ecosystems. *Science* (80-.). 380, 515–519. <https://doi.org/10.1126/science.abq5252>
- WHO, 2022a. Contaminación del aire ambiente (exterior).
- WHO, 2022b. World Health Organization. Arsénico. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>
- WHO, 2021. World Health Organization. WHO global air quality guidelines: Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide. Geneva, Switzerland. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- WHO, 2018. Nueve de cada diez personas de todo el mundo respiran aire contaminado.
- WHO, 2003. World Health Organization. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen oxides. Bonn, Germany. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/107478/E79097.pdf>
- Wu, J., Shen, H.-G., Zhan, X.-F., 2022. Control strategies to reduce occupational dust exposure at a mechanical grinding workshop. *Indoor Built Environ.* 31, 2083–2093. <https://doi.org/10.1177/1420326X20946414>
- Wu, Y., Wang, Y., Wang, L., Song, G., Gao, J., Yu, L., 2020. Application of a taxi-based mobile atmospheric monitoring system in Cangzhou, China. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* 86, 102449. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102449>
- Wyer, K.E., Kelleghan, D.B., Blanes-Vidal, V., Schauburger, G., Curran, T.P., 2022. Ammonia emissions from agriculture and their contribution to fine particulate matter: A review of implications for human health. *J. Environ. Manage.* 323, 116285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116285>

- Xia, K., Ni, J., Ye, Y., Xu, P., W, Y., 2020. A real-time monitoring system based on ZigBee and 4G communications for photovoltaic generation. *CSEE J. Power Energy Syst.* <https://doi.org/10.17775/CSEEJPES.2019.01610>
- Xiao, Y., Shao, Y., Yu, X., Zhou, G., 2012. The epidemic status and risk factors of lung cancer in Xuanwei City, Yunnan Province, China. *Front. Med.* 6, 388–394. <https://doi.org/10.1007/s11684-012-0233-3>
- Xie, Q., Ren, B., Deng, X., Yin, W., Lu, Y., 2023. Quantitative source identification, risk assessment and pollution of heavy metals in soils around a typical Sb smelter in central and southern China. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 37, 2495–2511. <https://doi.org/10.1007/s00477-023-02402-7>
- Yepes Piqueras, V., 2013. Seguridad en las voladuras. *Rev. Segur. Minera.* <https://victoryepes.blogs.upv.es/tag/voladuras>
- Yu, H., Zahidi, I., 2023. Environmental hazards posed by mine dust, and monitoring method of mine dust pollution using remote sensing technologies: An overview. *Sci. Total Environ.* 864, 161135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161135>
- Yu, H., Zahidi, I., Liang, D., 2023. Spatiotemporal variation of vegetation cover in mining areas of Dexing City, China. *Environ. Res.* 225, 115634. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115634>
- Zafra-Pérez, A., Boente, C., de la Campa, A.S., Gómez-Galán, J.A., de la Rosa, J.D., 2023a. A novel application of mobile low-cost sensors for atmospheric particulate matter monitoring in open-pit mines. *Environ. Technol. Innov.* 29, 102974. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102974>
- Zafra-Pérez, A., Boente, C., García-Díaz, M., Gómez-Galán, J.A., de la Campa, A.S., de la Rosa, J.D., 2023b. Aerial monitoring of atmospheric particulate matter produced by open-pit mining using low-cost airborne sensors. *Sci. Total Environ.* 904, 166743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166743>
- Zeng, F., Jiang, Z., 2023. Spatial and temporal evolution of mine dust research: visual knowledge mapping analysis in Web of Science from 2001 to 2021. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 30, 62170–62200. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26332-7>

Zhang, H., Nie, W., Liang, Y., Chen, J., Peng, H., 2021. Development and performance detection of higher precision optical sensor for coal dust concentration measurement based on Mie scattering theory. *Opt. Lasers Eng.* 144, 106642. <https://doi.org/10.1016/j.optlaseng.2021.106642>

Zhang, J., Chen, Z., Shan, D., Wu, Y., Zhao, Y., Li, C., Shu, Y., Linghu, X., Wang, B., 2024. Adverse effects of exposure to fine particles and ultrafine particles in the environment on different organs of organisms. *J. Environ. Sci.* 135, 449–473. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.08.013>

Zhang, M., He, T., Li, G., Xiao, W., Song, H., Lu, D., Wu, C., 2021. Continuous Detection of Surface-Mining Footprint in Copper Mine Using Google Earth Engine. *Remote Sens.* 13, 4273. <https://doi.org/10.3390/rs13214273>

Zou, Y., Clark, J.D., May, A.A., 2021. A systematic investigation on the effects of temperature and relative humidity on the performance of eight low-cost particle sensors and devices. *J. Aerosol Sci.* 152, 105715. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2020.105715>