Universidad Nacional de Rosario

Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura

Tesis Doctoral

Estudio intercomparativo de material particulado atmosférico en zonas urbanas y rurales de Argentina y aplicaciones.

Ing. Virginia Binet

Directora: Dra. María I. Micheletti

Co-director: Dr. Rubén D. Piacentini

Tesis presentada en la Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura,

En cumplimiento parcial de los requisitos para optar al título de:

Doctora en Ingeniería

2025

Certifico que el trabajo incluido en esta tesis es el resultado de tareas de investigación originales y que no ha sido presentado para optar a un título de postgrado en ninguna otra Universidad o Institución.

Ing. M. Virginia Binet

DNI 35198786

AGRADECIMIENTOS

En el camino de la vida, se nos presentan oportunidades diversas, las cuales nos llevan por distintos senderos. Uno de esos senderos fue ingresar a la carrera doctoral, sin conocer el mismo y con un nivel de aprendizaje distinto al presente. Este trayecto no sólo me dejó conocimientos teóricos y técnicos, sino que, resiliencia frente a situaciones adversas y la posibilidad de creer y confiar más en lo que hago.

Le agradezco a mi madre, quien me inculcó de chica la cultura del aprendizaje y la ética. Desde algún lado está presente. Otro ángel importante es Germán, el señor de la isla, un hombre que tenía un nivel de humildad y buena predisposición a la colaboración con el prójimo indescriptible, espero que esté presente el día de la defensa de tesis para que se quede tranquilo, desde allá arriba, que su porción de isla no presentó elevados valores de PM2.5 durante las mediciones.

Por otro lado, quiero agradecerle a mi directora M. I. Micheletti y codirector Rubén D. Piacentini, quienes me dieron la posibilidad de ingresar en este trayecto, brindando conocimiento, apoyo y nuevas oportunidades. Agradezco al personal del Observatorio Pierre Auger que posibilitaron los traslados para efectuar las mediciones, incluyendo al Dr. Salvatore Romano. También quiero agradecer a las personas que accedieron a poner su predio/vivienda para realizar las mediciones de material particulado.

A mi familia que estuvo siempre con amor acompañándome. Mis amigas, mi segunda familia. A mis amigos del IFIR.

A Tomi, mi compañerito.

A Dios, que me acompaña siempre.

RESUMEN

Los aerosoles atmosféricos son partículas suspendidas en la atmósfera, cuya composición, tamaño y concentración dependen de procesos naturales y antrópicos. En Argentina, la información disponible sobre su dinámica aún es incipiente, por lo que resulta necesario profundizar en su estudio, tanto por sus implicancias en la salud pública como en la calibración de sistemas de observación astronómica. Esta tesis abordó la caracterización de aerosoles en Rosario (zonas urbanas y rurales) y en el Observatorio Pierre Auger (Malargüe), integrando mediciones en campo, datos satelitales, modelos atmosféricos y el desarrollo de un software para su identificación en imágenes SEM.

Los resultados evidencian que en áreas urbanas las concentraciones de PM2.5, NO_2 y CO superan a las de zonas rurales, reflejando la influencia antropogénica. Sin embargo, los incendios del delta del Paraná y del noreste argentino pueden invertir esta relación, transportando contaminantes hacia áreas rurales. En ciertas ocasiones, las concentraciones de PM2.5 en Rosario y regiones aledañas superaron el límite diario de 15 μg/m³ fijado por la OMS, alcanzando niveles de riesgo sanitario. Asimismo, se observó una correlación positiva entre NO_2 y PM2.5, reforzando su uso como trazador en eventos de quema.

La variabilidad temporal mostró aumentos nocturnos de aerosoles asociados a la baja altura de la capa límite planetaria, mientras que las precipitaciones favorecieron la reducción de material particulado. En el Observatorio Pierre Auger, los episodios de resuspensión por viento alcanzaron concentraciones de hasta 300 μg/m³, con implicancias directas en la calibración de los detectores de fluorescencia.

En conjunto, esta tesis provee una base metodológica y de datos sólida, que conecta escalas locales y regionales, y constituye un aporte relevante para la gestión de la calidad del aire y el conocimiento sobre datos de contaminación atmosférica en el país.

Palabras clave: Aerosoles atmosféricos, Calidad del aire, Argentina.

ABSTRACT

Atmospheric aerosols are particles suspended in the atmosphere, whose composition, size, and concentration depend on both natural and anthropogenic processes. In Argentina, the information available on their dynamics is still incipient, making it necessary to deepen their study, both because of their implications for public health and for the calibration of astronomical observation systems.

This thesis addressed the characterization of aerosols in Rosario (urban and rural areas) and at the Pierre Auger Observatory (Malargüe), integrating field measurements, satellite data, atmospheric models, and the development of software for their identification in SEM images.

The results show that in urban areas, concentrations of PM2.5, NO_2, and CO exceed those in rural areas, reflecting anthropogenic influence. However, fires in the Paraná delta and northeastern Argentina can reverse this pattern, transporting pollutants to rural regions. On certain occasions, PM2.5 concentrations in Rosario and surrounding areas surpassed the daily limit of 15 μg/m³ set by the WHO, reaching levels considered a health risk. A positive correlation was also observed between NO_2 and PM2.5, reinforcing its use as a tracer in biomass burning events.

Temporal variability revealed nighttime increases in aerosols associated with the low height of the planetary boundary layer, while rainfall favored the reduction of particulate matter. At the Pierre Auger Observatory, wind-driven resuspension episodes reached concentrations of up to 300 μg/m³, with direct implications for the calibration of fluorescence detectors.

Overall, this thesis provides a solid methodological and data foundation that connects local and regional scales, representing a relevant contribution to air quality management and to the understanding of atmospheric pollution data in the country.

Keywords: Atmospheric aerosols, Air quality, Argentina.

ÍNDICE

Agradecimientos……3
Resumen……..4
Abstract……..……5
Índice de figuras……..……..10
Indice de tablas.....33
Lista de abreviaturas……..……35
1. Introducción 38
1.1. Introducción general..... 38
1.2. Planteamiento del problema..... 40
1.2.1. El estudio de aerosoles en Rosario y zonas aledañas 40
1.2.2. El estudio de aerosoles en el Observatorio Pierre Auger 41
1.3. Hipótesis 41
1.4. Objetivos..... 41
1.4.1. Objetivo general..... 41
1.4.2. Objetivos específicos……42
1.5. Estructura de la Tesis..... 42
2. Estado del arte 45
2.1. Aerosoles atmosféricos..... 45
2.1.1. Características y fuentes..... 45
2.1.2. Composición química..... 48
2.1.3. Propiedades físicas..... 54
2.1.4. Propiedades Radiativas y Ópticas..... 64
2.1.5. Otras Características 70
2.1.6. La atmósfera como medio de contención de aerosoles..... 72
2.1.7. Distribución de los aerosoles 73
2.1.8. Interacción de las partículas con el medio ambiente 81
2.1.9. Impacto de los aerosoles en la salud 82
3. Metodología..... 85
3.1. Mediciones In-situ 85
3.1.1. Equipamiento empleado..... 85
3.1.2. Sitios de muestreo 92
3.2. Sensores remotos..... 117
3.2.1. VIIRS/SUOMI NPP..... 117
3.2.2. VIIRS/NOAA-20 124

3.2.3. TROPOMI/SENTINEL 5P 125
3.3. Modelos 126
3.3.1. HYSPLIT 126
3.3.2. CAMS 128
3.4. Metodología de la Red Española de Aerobiología (REA) para bioaerosoles 128
3.4.1. Preparación de las Muestras 129
3.4.2. Análisis en el Microscopio 130
3.4.3. Expresión de Resultados 130
4. Desarrollo de Software "Micro Scan Particle" (MSP) 132
4.1. Resumen y situación inicial 132
4.2. Definición de parámetros básicos de aerosoles 132
4.3. Características de imagen SEM 135
4.4. Preprocesamiento y procesamiento de la imagen 138
4.4.1. Preprocesamiento 138
4.4.2. Procesamiento 139
4.5. Resultados y validación 144
4.6. Comparación de datos con Image J. 144
4.6.1. Image J. 144
4.6.2. Análisis de la imagen SEM con Image J. 145
4.6.3. Comparación de MSP con Image J 145
4.7. Discusión final 151
5. Aerosoles atmosféricos en el Observatorio Pierre Auger 152
5.1. Análisis de mediciones efectuadas en campo en el Observatorio Pierre Auger durante Marzo (2017 y 2023), Noviembre (2016 y 2018) y Diciembre (2016, 2018 y 2022)." 152
5.1.1. Resumen y situación inicial 152
5.1.2. Objetivos 156
5.1.3. Área de estudio 157
5.1.4. Metodología 162
5.1.5. Resultados 184
5.1.6. Conclusiones Generales 229
6. Aerosoles en Rosario y zonas aledañas 231
6.1. Análisis del origen de los aerosoles hallados in-situ con equipo Harvard 231
6.1.1. Análisis de la influencia potencial de aerosoles de origen industrial en las masas de aire con arribo en la ciudad de Rosario y zonas aledañas 231

6.1.2. Análisis de la influencia potencial de aerosoles de origen de incendios en las masas de aire con arribo en la ciudad de Rosario y zonas aledañas..... 268

6.1.3. Análisis de los valores de la columna troposférica y atmosférica de NO_2 detectados en los distintos sitios de muestreo 275

6.1.4. Análisis de las concentraciones halladas en sitios urbanos y rurales. ……...299

6.1.5. Conclusiones generales 309

7. Propagación del NO_2 originado en incendios intensos en el Delta del Río Paraná analizada a partir de observaciones satelitales. 311

7.1. Introducción 312

7.2. Metodología 314

7.2.1. Área de estudio 314

7.2.2. Datos del gas contaminante NO_2 315

7.2.3. Modelo de Trayectorias HYSPLIT 316

7.2.4. Altura de Inyección del Humo..... 316

7.2.5. Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD)..... 317

7.2.6. Potencia Radiativa del Fuego (FRP) 317

7.3. Resultados 317

7.3.1. Análisis del NO_2 detectado durante los eventos de incendio 317

7.3.2. Seguimiento de los movimientos de masas de aire con trayectorias HYSPLIT ……...320

7.3.3. Caracterización de las Alturas de las Columnas de Humo 322

7.3.4. Perspectivas sobre la Potencia Radiante del Fuego 324

7.3.5. Comparación de los valores de NO_2 VCD_{trop} detectados en septiembre 2019 y septiembre 2022 326

7.4. Conclusiones 328

8. Impactos en la calidad del aire de la quema de biomasa en el Delta del Río Paraná sobre áreas costeras rurales e industriales del Gran Rosario, Argentina ……330

8.1. Introducción 331

8.2. Metodología 333

8.2.1. Caracterización del sitio rural e industrial seleccionado 333

8.2.2. Datos de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD 334

8.2.3. Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD) y AOD de Carbono Negro (BC AOD) ……...335

8.2.4. Datos meteorológicos 335

8.3. Resultados 336

8.3.1. Incendios 336

8.3.2. Meteorología del período analizado 337
8.3.3. Análisis de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD detectados en zona rural e industrial 338
8.3.4. Evaluación de los máximos niveles de gases del 13 y 16 de septiembre: Análisis mediante herramientas satelitales y modelos atmosféricos 340
8.3.5. Comportamiento del AOD y Características de Aerosoles Durante el Período de Incendios 343
8.3.6. Comparación de los niveles de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD durante los períodos con y sin incendios: tendencias en sitio rural vs. industrial 347
8.4. Conclusión 351
9. Calidad del aire en Rosario en período limpio 353
9.1. Introducción 353
9.2. Metodología 354
9.2.1. Sitio y período de estudio 354
9.2.2. Instrumentación y medición de aerosoles 354
9.2.3. Clasificación temporal de los datos 354
9.2.4. Datos meteorológicos complementarios 354
9.2.5. Análisis estadístico y gráfico 355
9.2.6. Verificación de eventos regionales 355
9.3. Resultados 355
9.3.1. Fluctuaciones diarias de aerosoles 355
9.3.2. Relación con la capa límite planetaria 356
9.3.3. Correlación entre PBLH y valores detectados con el GRIMM 1.109 358
9.3.4. Análisis de PM10 y PM2.5: Comparación con los umbrales recomendados por la OMS (2021) 359
9.3.5. Análisis de variables meteorológicas y su correlación con el PM muestreado 360
9.3.6. Situación de incendios y otras fuentes potenciales de aerosoles 362
9.4. Conclusión 363
10. Bioaerosoles 364
10.1 Relación entre esporas detectadas en el instituto de física rosario durante el período junio-septiembre 2016, la capa límite planetaria y la estacionalidad horaria. 364
10.1.1 Introducción 364
10.1.2. Metodología 366
10.1.3. Resultados 367
10.1.4. Conclusión 374

10.2 Dispersión a larga distancia del polen de *Alnus acuminata Kunth*: una especie potencialmente alergénica y exótica para la provincia de San Luis (Argentina) ……...375
10.2.1 Introducción 377
10.2.2 Metodología 379
10.2.3. Resultados 381
10.2.4 Discusión 396
10.2.5 Conclusiones 397
11. Discusión final y aplicaciones 399
12. Publicaciones 403
13. Bibliografía 406
ANEXO I 437
Software MATLAB 437
Algoritmo desarrollado para el software Micro Scan Particle (MSP) 440
Tabla de resultados con MSP e Image J 443
Mapas de NO_2 VCDtrop, NO_2 VCDtrop y CO, SET1 448
Chaco Jet 449
Pluma de Incendios de Córdoba 450
Mapas de NO_2 VCDtrop, NO_2 VCDtrop y CO, SET2 451
Mediciones en Campo Soldini (CS) y Macrocentro de Rosario (MAR) 453
Comparación datos de monitoreo de PM2.5 e industrias 453
Correlación logarítmica entre PBL y valores detectados con el GRIMM 1.109 454

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Formación de partículas de sal marina a través de la ruptura de burbujas en la superficie del océano mediante gotas de película y gotas de chorro, basado en la Figura 7.12 de Warneck (1988). 50
Figura 2.2 Esquema basado en Warneck (1988) y Harrison & Van Grieken (1998) que ilustra la relación entre el tamaño de las partículas, su distribución en términos de número y masa, y su composición química. 55
Figura 2.3 Rangos de tamaños de partículas atmosféricas y bioaerosoles. (Perez et al.,2020). 56
Figura 2.4. Diagrama conceptual de la distribución por tamaño de partículas con especies químicas que generalmente se encuentran en al menos dos modos de concentración de masa de aerosoles. Las especies secundarias se encuentran en el rango de partículas pequeñas, con un diámetro inferior a ~1 µm, y las partículas más

grandes están fuertemente influenciadas por material proveniente de la desintegración mecánica. (Adaptado de Hidy et al., 1980). 56
Figura 2.5 Representación esquemática del proceso de nucleación y crecimiento subsecuente para la nucleación binaria homogénea atmosférica de H_2SO_4 y H_2O. Una vez que se forman los cúmulos estables, otras sustancias como los compuestos orgánicos de baja volatilidad también pueden participar en el proceso de crecimiento. Las partículas pueden aumentar de tamaño lo suficiente como para actuar como núcleos de condensación de nubes, sobre los cuales eventualmente pueden formarse gotas de nubes. (Curtius, 2006) 58
Figura 2.6. Distribución de tamaño de partículas de acuerdo a la fuente de emisión. (Ahuja et al. 1989; Houck et al., 1989, 1990). Tomado de Chow & Watson (1998). 63
Figura 2.7. Tipos de dispersión (scattering). 66
Figura 2.8. Variación del Exponente de Ångström en función del tipo de aerosol atmosférico. Fuente: NASA Deep Blue Science. 72
Figura 2.9. Mapa global de distribución de aerosoles que muestra los valores medios anuales de concentración de la fracción PM2.5 para el año 2023, detectados por estaciones de superficie. Imagen adaptada del World Air Quality Report 2023 de IQAir. El color azul indica que el sitio cumple con la normativa de la OMS (límite anual de 5 μg/m³), mientras que el verde representa valores de 1 a 2 veces superiores, el amarillo de 2 a 3 veces superiores, el naranja de 3 a 5 veces superiores, el rojo de 5 a 7 veces superiores, el violeta de 7 a 10 veces superiores, y el marrón más de 10 veces superiores. Los países en color gris no cuentan con el dato de PM2.5 debido a la escasez de monitoreos. 74
Figura 2.10. Distribución vertical de aerosoles detectados en siete ciudades de Asia en el período comprendido del 2007 al 2021 en las distintas estaciones del año. Los distintos colores representan las distintas alturas de la atmósfera. Figura adaptada de Tang et al. (2024). 76
Figura 2.11. Izq: Mapa de ubicación de las distintas ciudades de Asia analizadas. Der: Variación de AOD (532 nm) a lo largo del tiempo para 7 ciudades de Asia, imagen extraída de Tang et al. (2024). 78
Figura 2.12. Dependencia del tamaño con la vida útil de las partículas de aerosoles atmosféricos (adaptado de Jaenicke, 2007). 81
Figura 2.13. Alcance de los distintos tamaños de material particulado dentro del ser humano. Fuente: US EPA. 84
Figura 3.1. Componentes principales del Impactador Harvard en cartucho ensamblado (derecha) y desensamblado (izquierda). Fuente: imagen del manual Harvard provista por el grupo de física de la atmósfera de la Universidad Nacional de Córdoba. 87

Figura 3.2. Comportamiento del material particulado dentro del equipo Harvard, dependiendo el caudal aplicado. (a) Representación del movimiento del material particulado al ingresar a la base del impactador. (b) Partículas de mayor tamaño retenidas en el PUF y paso del particulado fino al regular el caudal recomendado. (c) Paso de partículas totales al regular un caudal alto. Fuente: imagen del manual Harvard provista por el grupo de física de la atmósfera de la Universidad Nacional de Córdoba. 87
Figura 3.3. Esquema del sistema de muestreo. Fuente: imagen del manual Harvard provista por el grupo de física de la atmósfera de la Universidad Nacional de Córdoba. 88
Figura 3.4. Izq: Espectrómetro de aerosoles Grimm 1.109. Der: Principio de funcionamiento, para las mediciones de concentraciones y tamaños de aerosoles. Fuente: Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG (2010). 89
Figura 3.5. Equipo Grimm 1.109. Izq: Elementos de control del panel frontal. Los números corresponden a: (1) Pantalla LCD, (2) Ranuras para tarjeta de almacenamiento de datos, (3) Teclado, (4) Entrada de muestra, (5) Entrada analógica, (6)Conexión para adaptador de red, (7) Interfaz RS-232. Der: Elementos del panel trasero. (8) Cámara de filtrado con cierre de bayoneta, (9) Filtro de PTFE, 47 mm, (10) Aviso de advertencia para láser, (11) Etiqueta de calibración, (12) Designación del dispositivo y número de serie, (13) Salida de muestra con tapón, (14) Función de bloqueo para la caja de la batería (lateral) y la batería de almacenamiento de plomo. Fuente: Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG (2010). 90
Figura 3.6. Colocación de sustancia adherente sobre la cinta Melinex® en el tambor del equipo Lanzoni VPPS 2000. 91
Figura 3.7. Lanzoni VPPS 2000. Izq: Partes del equipo. Der: Interior del equipo. 91
Figura 3.8. Períodos muestreados con Impactador Harvard en sitios rurales y urbanos. Las siglas corresponden a R1, R2, R3, R4: Períodos en los que se usó un filtro distinto para cada caso. Los sitios rurales y/o naturales son: FI: Fighiera; PE: Pueblo Esther, IV: Isla Verde; IB: Ibarlucea; CS: Campo Soldini. Los sitios urbanos: MIR: Microcentro de Rosario; MAR: Macrocentro de Rosario; Macrocentro 2 de Rosario. 93
Figura 3.9. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo. (a) Mapa general de Argentina, donde se indica con una estrella amarilla la zona de estudio en la provincia de Santa Fe. (b) Detalle de la región del Gran Rosario, donde se señalan los sitios de muestreo incluidos en este trabajo. Los puntos rojos corresponden a sitios muestreados por la doctoranda: MIR (Microcentro de Rosario), IV (Isla Verde), PSM (Puerto San Martín), FI (Fighiera) y CS (Soldini). Los puntos negros representan sitios muestreados por otros integrantes del grupo: PE (Pueblo Esther), PCR (Puerto Centro Rosario),

MAR/MAR2 (Macrocentro de Rosario), WR (Zona oeste de Rosario), IB (Ibarlucea) y SL (San Lorenzo). Se indican además los límites urbanos de Rosario, las zonas aledañas y el delta del río Paraná. 94
Figura 3.10. La ciudad de Rosario. Izq: Distritos. Der: Sistema vial de acceso a la ciudad. 95
Figura 3.11. Área metropolitana de Rosario. Arriba: Áreas forestadas. Abajo: Conectividad vial. Fuente: Imagen proporcionada por el Ente de Coordinación Metropolitana de Rosario, Argentina. 97
Figura 3.12. Localización del sitio de muestreo MIR. Fuente: Google Earth. 97
Figura 3.13. Imágenes del impactador Harvard instalado en el microcentro de Rosario. 98
Figura 3.14. Localización del sitio de muestreo en Fighiera, Santa Fe, Argentina. Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth. 100
Figura 3.15. Imágenes del impactador Harvard instalado en Fighiera. 100
Figura 3.16. Delta del río Paraná. Izquierda: Áreas protegidas del Delta del Paraná y cuerpos de agua. Derecha: Zonificación de la región del Delta del Río Paraná. Las letras representan: A. Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B. Isletas de praderas de albardones bajos; C1. Praderas de cordones y depresiones; C2. Praderas con isletas de bosque de cordones y depresiones; C3. Bosques, praderas y arroyos de cordones y depresiones; D. Praderas de antigua llanura de mareas; E. Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná; F. Praderas y sabanas de la antigua llanura litoral; G. Arbustales de antiguos deltas; H. Praderas de la isla de Ibicuy; I. Pajonales y bosques del Bajo Delta. Zonas grises sombreadas 1: Núcleo forestal Campana-San Fernando, 2: Zona ganadera entre Rosario, Victoria y Villa Constitución. Fuente: Izq: (Administración de Parques Nacionales de Argentina, s.f.). Der: (Malvarez, 1999; Donadille et al., 2010). 101
Figura 3.17. Imágenes satelitales de la localización del sitio de muestreo Isla Verde, dentro del Delta del Río Paraná. Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth. 103
Figura 3.18. Imágenes del impactador Harvard instalado en Isla Verde. 104
Figura 3.19. Localización del sitio rural Soldini y su distancia a la zona poblada. Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth. 105
Figura 3.20. Imágenes del impactador Harvard instalado en Soldini. 106
Figura 3.21. Sitios industriales más próximos a Soldini. Panel superior. Izq: Vista superior de la planta de tratamiento de residuos, Bella Vista, Santa Fe y del Parque industrial de Perez. Fuente: Google Earth Studio. Der: Imagen cercana del relleno sanitario. Panel inferior. Distancia desde el sitio rural de Soldini a dicha zona industrial y de tratamiento de residuos. 108

Figura 3.22. Localización del sitio de muestreo en Puerto General San Martín (PSM). Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth. 109
Figura 3.23. Impactador Harvard instalado en el muelle de Linda Vista, Puerto San Martín, Santa Fe, Argentina. 110
Figura 3.24. Ubicación geográfica del Observatorio Pierre Auger y distribución de sus instalaciones principales. (a) Mapa general de Argentina, donde se indica con una estrella amarilla la localización del Observatorio Pierre Auger en la provincia de Mendoza. (b) Detalle de la zona del observatorio, donde se muestran las estaciones de telescopios de fluorescencia (Coihueco, Los Leones, Los Morados y Loma Amarilla), las instalaciones láser (Central Laser Facility – CLF y Extra Laser Facility – XLF), la Matriz de Radio de Ingeniería Auger (AERA) y la ubicación de la ciudad de Malargüe. Se indica también el límite del área operativa del Observatorio (línea bordó). Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth. 111
Figura 3.25. Esquema del Observatorio Pierre Auger. Los puntos representan los detectores de superficie, mientras que las líneas representan la apertura azimutal de los detectores de fluorescencia. Fuente: www.Auger.org 112
Figura 3.26. Detectores de Fluorescencia del Observatorio Pierre Auger. (a) Vista esquemática de un telescopio del detector de fluorescencia, con la descripción de sus componentes principales. Figura adaptada de The Pierre Auger Collaboration (2015). (b) Estación Coihueco. (c) Centro de cómputos donde se efectúa, entre otras tareas, la calibración de instrumentos lidar, puesta en marcha y control de las estaciones del FD. 113
Figura 3.27. El detector de superficie y sus partes. (a) Detector de superficie y sus partes externas. La foto fue captada por Guillermo E. Sierra en 2007.(b) Detector de superficie y sus partes internas. Imagen adaptada de Auger.org. 114
Figura 3.28. Descripción esquemática de los dispositivos de monitoreo atmosférico instalados en el Observatorio Pierre Auger. En cada sitio del detector de fluorescencia (FD), hay una estación de lidar, una estación meteorológica terrestre y una cámara infrarroja para detectar la cobertura de nubes. Además, en FD Coihueco y Los Morados se encuentran dispositivos para medir la función de fase de aerosoles (APF), un monitor de atenuación horizontal (HAM) en FD Los Leones y un monitor atmosférico robótico fotométrico (FRAM) también en Los Leones. En cada uno de los 4 sitios de FD, se ha instalado un sistema de lidar de retrodispersión elástica (que implica sin absorción por las partículas atmosféricas) orientable para medir aerosoles y determinar la posición de las nubes cercanas a cada sitio. En posiciones centrales dentro de la red de detectores de superficie, se encuentran dos instalaciones de láser (CLF y XLF). Fuente: The Pierre Auger Collaboration (2015). 117

Figura 3.29. Satélite SUOMI NPP. Izq: Imagen fotográfica del satélite. Der: Ilustración con partes correspondientes. Fuente: eoPortal Directory, European Space Agency. "Suomi NPP". Consultado el 4 de octubre de 2024. https://www.eoportal.org/satellite-missions/suomi-npp. 118
Figura 3.30. Diagrama de flujo del proceso de clasificación de aerosoles de VIIRS-Deep Blue algoritmo. Adaptado de Hsu et al. (2019) 121
Figura 3.31. Esquema de identificación del tipo de aerosol según el Exponente de Ångström (AE). Adaptado de Hsu et al. (2019) y Chen et al. (2024) 122
Figura 3.34. Izq: Cinta de Melinex sobre la regla de metacrilato en la que se diferencian los 7 días de la semana. Der: Corte de la cinta en la regla de metacrilato. 129
Figura 3.35. Muestra preparada lista para ser analizada 129
Figura 3.36. Izq: Microscopio óptico Leica Galem III. Der:Imagen ilustrativa de la identificación y recuento de bioaerosoles en el microscópio. 130
Figura 4.1. Área de la proyección plana de una partícula. Fuente: Bettersize Instruments Ltd., 2022 133
Figura 4.2. Perímetro de una partícula. Fuente: Bettersize Instruments Ltd., 2022 133
Figura 4.3. Diámetro de una partícula esférica vs el diámetro de una partícula irregular. 134
Figura 4.4. Diámetros equivalentes de una partícula. Izq. Diámetro equivalente de área. Der. Diámetro equivalente de perímetro. Figura adaptada de (Bettersize Instruments Ltd., 2022) 135
Figura 4.5. Imagen SEM original sin técnicas de procesamiento aplicadas, la cual muestra aerosoles detectados en el Observatorio Pierre Auger, Malargüe. 136
Figura 4.6. Sección de la imagen SEM binarizada, donde se observa una partícula rodeada por un recuadro naranja que representa una Bounding box. 140
Figura 4.7. Secuencia de preprocesamiento y análisis de partículas en una imagen SEM de aerosoles. (00) Imagen original obtenida con SEM. (01) Ajuste de contraste para resaltar las partículas. (02) Binarización mediante el método de Otsu para separar las partículas del fondo. (03) Aplicación de erosión para reducir el ruido. (04) Reconstrucción morfológica para restaurar el tamaño de las partículas tras la erosión. (05) Relleno de ‘holes’ para completar las partículas. (06) Eliminación de partículas en los bordes de la imagen. (07) Comparación entre la imagen original y la procesada para verificar la conservación de partículas, el color verde muestra los elementos que se conservaron en la imagen y el violeta los que se eliminaron. (08) Enumeración de partículas individuales. (09) Cálculo de variables de cada partícula, como área y perímetro. (10) Discretización de partículas aglutinadas. (11) Identificación de circularidad de las partículas. (12) Conversión de píxeles a micrones para obtener

medidas físicas precisas, considerando la resolución de la imagen (micrones/píxel X = 0,290 y Y = 0,297). 143
Figura 4.8. Detección de partículas con Image J. 145
Figura 4.9. Imagen SEM de aerosoles atmosféricos. Los recuadros indican las partículas seleccionadas para el análisis comparativo entre ambos programas. Los colores representan lo siguiente: amarillo para las partículas de mayor tamaño, que en algunos casos consisten en un aglomerado de varias partículas, y rojo para las partículas pequeñas. 147
Figura 4.10. Figuras simuladas con Matlab. 149
Figura 4.11. Detección de objetos efectuada con distintos algoritmos. Izq.: MATLAB. Der.: Image J. 149
Figura 4.12. Pixels que conforman el perímetro del objeto identificado en la Figura 4.12 con el N°2 (según Matlab) y N°7 (según ImageJ). 151
Figura 5.1. Fotografía de la campaña efectuada en CLF el 14/12/2022. Se observa el equipo Grimm 1.109 tomando mediciones en el techo de la camioneta de la Colaboración Pierre Auger, junto a un paisaje de estepa en el área rural dentro del arreglo de detectores del Observatorio Pierre Auger. 155
Figura 5.2. Imagen satelital 3D del Observatorio Pierre Auger. Fuente: Google Earth. Las siglas corresponden a: CO (Coihueco), LA (Loma Amarilla), LM (Los Morados), LL (Los Leones), XLF (Extra Laser Facility), CLF (Central Laser Facility), AERA (Auger Engineering Radio Array). Al oeste se observa la cordillera de los Andes, en la frontera con Chile. 157
Figura 5.3. (Arriba) Mapa edafológico y altimétrico del Observatorio Pierre Auger. La información fue extraída del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Las siglas corresponden a: CO (Coihueco), LA (Loma Amarilla), LM (Los Morados), LL (Los Leones), XLF (Extra Laser Facility), CLF (Central Laser Facility), AERA (Auger Engineering Radio Array). Los números ubicados en el mapa superior derecho indican metros sobre el nivel del mar (m s.n.m.) y representan las líneas de igual elevación (curvas de nivel). Se observa que la altitud del área aumenta progresivamente de este a oeste, estando el edificio de FD de Coihueco sobre un pequeño monte o colina. (Abajo) Distribución de tipo de suelos del Observatorio Pierre Auger, mapa tomado de Micheletti et al., 2017. 159
Figura 5.4. Paisajes de los sitios de muestreo dentro del Observatorio Pierre Auger. Las siglas corresponden a: CO (Coihueco), LA (Loma Amarilla), LM (Los Morados), LL (Los Leones), XLF (Extra Laser Facility), CLF(Central Laser Facility), AERA(Auger Engineering Radio Array). 162

Figura 5.5. Imágenes panorámicas de los distintos sitios del Observatorio Pierre Auger durante las mediciones de aerosoles atmosféricos en campo. Panel superior: diciembre 2022. Panel inferior: marzo 2023. 178
Figura 5.6. Graficas de variables meteorológicas: (a) Temperatura, (b) Velocidad del viento, (c) Dirección del viento, detectados el 14/12/2022 por las estaciones localizadas en LL, CO, LA, CLF y LM, correspondientes al Observatorio Pierre Auger. (Los rectángulos sombreados de rosa indican el período de toma de muestras. Los datos de dirección del viento de la estación CO fueron descartados debido a fallas en el equipo. Como se observa en la figura, la dirección permanece semiconstante e interrumpida entre 0° y 90°, correspondientes al sector Norte–Este. Fuente: Las gráficas fueron provistas por el Observatorio Pierre Auger. 178
Figura 5.7. Gráficas de variables meteorológicas: (a) Temperatura, (b) Velocidad del viento, (c) Dirección del viento. Detectados el 28 y 29 de marzo 2023 por las estaciones localizadas en LL, CO, LA, CLF y LM, correspondientes al Observatorio Pierre Auger. (Los rectángulos sombreados de rosa indican el período de toma de muestras y el recuadro de línea punteada indica el lapso de tiempo en el que la velocidad del viento aumentó en LL). Los datos de dirección del viento de la estación CO fueron descartados debido a fallas en el equipo. Como se observa en la figura, la dirección permanece semiconstante entre 0° y 90°, correspondientes al sector Norte–Este. Fuentes: Gráficos provistos por el Observatorio Pierre Auger. 180
Figura 5.8. Anomalías de precipitación invernales a nivel país para el período 1961-2024. Las barras en color naranja indican anomalías negativas, mientras que las de color verde representan anomalías positivas. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional (SMN). 182
Figura 5.9. Valores medios de concentraciones halladas en distintos muestreos de material particulado efectuados en el Observatorio Pierre Auger, durante el período 2016-2023, con el instrumento Grimm 1.109. Se exceptuaron tres mediciones efectuadas en LL el 29/03/2023, debido a la elevada concentración de material particulado originado por la resuspensión ocasionada por fuertes velocidades del viento. 186
Figura 5.10. Concentración media de masa de partículas para las mediciones realizadas en noviembre de 2016 y 2018 en diversos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109. Escala lineal: líneas continuas, eje x inferior, eje y izquierdo. Escala logarítmica: líneas punteadas, eje x superior, eje y derecho. En cada gráfico, en la esquina superior derecha, se amplía el rango de diámetro más bajo de 0 a 1 μm (en escala lineal). 189

Figura 5.11. Concentración media de partículas para las mediciones realizadas en noviembre de 2016 y 2018 en diversos puntos del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo, basada en los datos de Grimm 1.109 expresados en escala logarítmica. 191
Figura 5.12. (Superior) Concentraciones de masa de las distintas fracciones de material particulado (PM2.5, PM2.5-10 y PM>10) para las distintas zonas de muestreo ubicadas en el Observatorio Pierre Auger. Los datos en color azul corresponden a la hora local Argentina en la cual se iniciaron las mediciones en cada sitio (las cuales duran entre unos 20 y 30 minutos) (Hora local = GMT-3 hs). (Inferior) Gráfico de Columnas Apiladas que muestra el porcentaje de concentración de masa por rangos de tamaños (PM2.5, PM2.5-10, PM10) en la concentración PMtotal (que representa el 100%) obtenida a partir de cada medición con el instrumento Grimm 1.109 en los sitios y horarios indicados para noviembre de 2026 y 2018. 193
Figura 5.13. Concentración media de masa de partículas para las mediciones realizadas para distintas fechas de diciembre de 2016, 2018 y 2022 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109. Escala lineal: líneas continuas, eje x inferior, eje y izquierdo. Escala logarítmica: líneas punteadas, eje x superior, eje y derecho. En cada gráfico, en la esquina superior derecha, se amplía el rango de diámetro más bajo de 0 a 1 μm (en escala lineal). 195
Figura 5.14. Concentración media de partículas para las mediciones realizadas para distintas fechas de diciembre de 2016, 2018 y 2022 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109 expresados en escala logarítmica. 196
Figura 5.15. (Superior) Concentraciones de masa de las distintas fracciones de material particulado (PM2.5, PM2.5-10 y PM>10) para las distintas zonas de muestreo ubicadas en el Observatorio Pierre Auger. Los datos en color azul corresponden a la hora local Argentina en la cual se iniciaron las mediciones en cada sitio (las cuales duran entre unos 20 y 30 minutos) (Hora local = GMT-3 hs). (Inferior) Gráfico de Columnas Apiladas que muestra el porcentaje de concentración de masa por rangos de tamaños (PM2.5, PM2.5-10, PM10) en la concentración PMtotal (que representa el 100%) obtenida a partir de cada medición con el instrumento Grimm 1.109 en los sitios y horarios indicados para diciembre 2016, 2018 y 2022. 198
Figura 5.16. Concentración media de masa de partículas para las mediciones realizadas para marzo 2017 y 2023 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando

distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109. Escala lineal: líneas continuas, eje x (inferior), eje y (izquierdo). Escala logarítmica: líneas punteadas, eje x superior, eje y derecho. En cada gráfico, en la esquina superior derecha, se amplía el rango de diámetro más bajo de 0 a 1 µm (en escala lineal). 199
Figura 5.17. Concentración media de partículas para las mediciones realizadas para marzo 2017 y 2023 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109 basada expresados en escala logarítmica. 201
Figura 5.18. (Superior) Concentraciones de masa de las distintas fracciones de material particulado (PM2.5, PM2.5-10 y PM>10) para las distintas zonas de muestreo ubicadas en el Observatorio Pierre Auger. Los datos en color azul corresponden a la hora local Argentina en la cual se iniciaron las mediciones en cada sitio (las cuales duran entre unos 20 y 30 minutos) (Hora local = GMT-3 hs). (Inferior) Gráfico de Columnas Apiladas que muestra el porcentaje de concentración de masa por rangos de tamaños (PM2.5, PM2.5-10, PM10) en la concentración PMtotal (que representa el 100%) obtenida a partir de cada medición con el instrumento Grimm 1.109 en los sitios y horarios indicados para marzo 2017 y 2023. 202
Figura 5.19. Tendencias de la altura de la capa límite planetaria (PBLH) durante los muestreos de aerosoles atmosféricos. a: PBLH vs horas del día. b: PBLH vs. Concentración media total de aerosoles detectados en cada muestreo y c: PBLH vs. PM2.5 media detectados en cada muestreo. 204
Figura 5.20. Correlación entre variables meteorológicas con la concentración media de aerosoles detectada en campo. (a) Humedad (b) Velocidad del viento. 204
Figura 5.21. (a-f) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 15/11/2016. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'–f') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') CO, (b') Debajo del cerro CO, (c') LA, (d') Cerca de LA, (e') Cerca de CLF y (f') CLF. 207

Figura 5.22. (a-g) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 15/11/2018. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'–f') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') CLF, (b') Este de CLF, (c') Cercano a BLS, (d') Este de El Sosneado, (e') Cañada Amarilla, (f') CO, (g') LL. _____ 209
Figura 5.23. (a-g) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 13 y 14 de diciembre del 2018. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'–g') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') LM, (b') CLF, (c') BLS, (d') XLF, (e') LA, (f') Debajo de CO, (g') LL. _____ 210
Figura 5.24. (a-g) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 14 de diciembre del 2022. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'–g') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') LM, (b') CLF, (c') CO, (d') AERA, (e') XLF, (f') LA, (g') LL. _____ 212
Figura 5.25. (a-e) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen

referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 7 de marzo del 2017. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'–e') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') CO, (b') Noreste de CO, (c') Noreste de AERA, (d') CLF, (e') LL. 214

Figura 5.26. (a - j) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance de los días 28 y 29 de marzo del 2017. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'– j') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') LL, (b') LL, (c') Entre LL y LJ, (d') LJ, (e') Entre LL y LJ, (f') Entre LJ y CLF, (g') CLF, (h') Entre CLF y LM, (i') LM y (j') LL. 217

Figura 5.27. Promedios mensuales del AOD a 550 nm (panel superior) y su desviación estándar (panel inferior) en el Observatorio Pierre Auger durante el período 2016–2024, obtenidos a partir del producto MAIAC/MODIS de los satélites Aqua y Terra. 221

Figura 5.28. Evolución mensual del AOD a 550 nm en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger durante el período 2016-2024, a partir de datos del producto MAIAC/MODIS (Aqua-Terra). Sitios analizados: CLF, CO, LA, AERA, XLF, LM y LL. 222

Figura 5.29. Evolución mensual de los focos de calor detectados en el Observatorio Pierre Auger e inmediaciones (~23 km alrededor del mismo), durante el período 2016-2024, a partir de datos del producto VNP14IMG generado por VIIRS/SNPP. Los recuadros en verde oscuro muestran los meses con mayor cantidad de puntos de calor detectados. 224

Figura 5.30. Promedios mensuales del NDVI en el Observatorio Pierre Auger durante el período 2016-2024, obtenidos a partir del producto MOD13Q1, generado por TERRA/MODIS. 225

Figura 6.1. Izq. Segmentación por grupos de actividad industrial en Argentina. Los colores de las provincias representan: Grupo 1 (Provincias con alta actividad industrial: azul oscuro), Grupo 2 (Provincias con actividad industrial media: celeste), Grupo 3

(Provincias con baja actividad industrial: gris). Centro- Número de parques industriales por provincia. Der. - Hectáreas ocupadas por los parques industriales. Información obtenida de Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación (2019). _ 234
Figura 6.2. Mapa de Argentina con zonas de influencia industrial delimitadas. representadas mediante los discos concéntricos de radio r centrados en el centro de la ciudad de Rosario ((lat.: -32.944242, long.: -60.650539, alt.: 25 msnm) zona 1 (r ≤ 40 km), zona 2 (40 km < r ≤ 150 km), zona 3 (150 km < r ≤ 400 km) y la zona 4 que incluye el territorio nacional que queda por fuera de los mismos. Cada punto negro representa una industria. 236
Figura 6.3. Industrias localizadas en el departamento de San Lorenzo, Santa Fe, Arg. Fuente: Mapa creado con información del Instituto Geográfico Nacional (IGN). 237
Figura 6.4. Distritos de la ciudad de Rosario y parques industriales cercanos. 239
Figura 6.5. Mapa de Industrias (puntos) y parques industriales (polígonos) localizados en Zárate y Campana, Provincia de Buenos Aires. 241
Figura 6.6. Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Paraguay 1242, Rosario, Argentina. b) Puerto Centro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c)-Plus Ultra, San Lorenzo. d) Pueblo Esther, Santa fe, Arg y e) Moreno 810, Fighiera, Santa Fe, Arg. 244
Figura 6.7. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. a) Rosario Centro, Argentina. b) Puerto centro Rosario, Arg. c) Plus Ultra, San Lorenzo, Arg. d) Pueblo Esther, Santa Fe, Arg y e) Fighiera, Santa Fe, Arg. 245
Figura 6.8. Izq. Paso de masas de aire (R1) por zonas de descarga de camiones. Puerto Centro, Rosario. Der. Mapa de retrotrayectorias de masas de aire R1 (Líneas amarillas) con alta frecuencia de paso por el Parque industrial Villa Gobernador Gálvez (Polígono tornasol) previo al arribo a Puerto Centro. 247
Figura 6.9. Izq. Paso de masas de aire de R1 (Líneas amarillas) por zonas industriales y urbanas previo al arribo en Plus ultra, San Lorenzo, Rosario. La figura corresponde al SET1- invierno. Der. Retrotrayectorias (líneas fucsias) de R2 con alta frecuencia por industrias (Puntos Negros) de Puerto San Martín. 248
Figura 6.10. - Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Paraguay 1242, Rosario, Argentina. b) Puerto Centro, Rosario, Argentina (Zona Industrial), c) San Lorenzo, c') Muelle Linda Vista, Puerto San Martín, d) Pueblo Esther, Santa Fe, Arg y e) Moreno 810, Fighiera, Santa Fe, Arg. 250
Figura 6.11. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. a) Rosario Centro, Argentina. b) Puerto centro

Rosario, Arg. c) Zona urbana, San Lorenzo, Arg, c') Muelle Linda Vista, Puerto San Martín, d) Pueblo Esther, Santa Fe, Arg y e) Fighiera, Santa Fe, Arg. 251
Figura 6.12. Mapa de retrotrayectorias de R3, con arribo a Rosario Centro, se observa la influencia de los parques industriales cercanos a la ciudad. 253
Figura 6.13. Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. b) Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre R y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg. 256
Figura 6.14. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. b) Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre Ríos y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg. 257
Figura 6.15. Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. b) Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre Ríos y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg. 261
Figura 6.16. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre Ríos y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg. 262
Figura 6.17. Mapas de Argentina con retrotrayectorias de masas de aire, que arriban al centro de la ciudad de Rosario (32°57'39.33" S; 60°38'43.632" W; 45.6 m s.n.m) para los períodos muestreados. 267
Figura 6.18. Localización de áreas quemadas en la provincia de Corrientes en el año 2022, áreas naturales protegidas y estaciones meteorológicas. Extraído de Saucedo et al. (2023) 270
Figura 6.19. Mapa simplificado del Gran Chaco (en color) sobre un mapa de América del Sur. El Gran Chaco se compone de dos grandes ecorregiones: el Chaco Seco (área en naranja) y el Chaco Húmedo (área en violeta). Los puntos rojos representan las áreas quemadas durante las últimas dos décadas, detectadas por MODIS Versión 6.1. La caracterización de los incendios individuales, basada en MODIS Versión 6.1, distingue las quemas prescritas (0–100 ha) en color rojo y los incendios forestales (>100 ha) en color verde. Extraído de Vidal-Riveros et al. (2023). 271

Figura 6.20. Localización de las concesiones de explotación de hidrocarburos. Izq. Mapa de Argentina con la localización puntual de las industrias de Oil and Gas (2021) Mapa extraído de Secretaría de Energía - Dirección de información energética. Der: Mapa con los niveles de producción del gas metano referente al año 2022 de cada zona de explotación, donde se observa que la zona de mayor aporte de gas y en la que, por lo tanto, es más frecuente la operación de flaring, corresponde a la ubicada en la provincia de Neuquén. Mapa extraído de Bolsa de Comercio de Rosario (2023). 272
Figura 6.21. Números de focos de calor por los cuales tuvieron su paso las trayectorias de masas de aire previo a su arribo a los sitios de muestreo. Obtenidos con VIIRS/S-NPP en conjunto con metodología Concave Hull. 273
Figura 6.22. Incendios que potencialmente influyeron a las mediciones de PM2.5 efectuadas en distintos sitios de Rosario y alrededores. Los puntos amarillos representan los puntos de calor por los cuales no pasaron las retrotrayectorias de masas de aire y los puntos rojos los puntos de calor por los cuales tuvieron su paso las masas de aire que arribaron a los sitios de muestreo. El polígono verde de línea punteada corresponde al efectuado con la metodología Concave hull (Parámetro: 0.9). Las líneas negras corresponden a las retrotrayectorias efectuadas con Hysplit a 500 m AGL de altura con un total run time de 48 hs cada una, una cada hora para cada período de muestreo, partiendo del sitio de muestreo MAR, el cual fue el sitio que se utilizó para representar a los distintos sitios ya que fue en el que mayormente se muestreó durante la totalidad de los períodos y debido a su relativa proximidad con otros sitios. Se tomó un solo sitio de arribo como referencia (centro de la ciudad de Rosario (32°57'39.33" S; 60°38'43.632" W; 45.6 m s.n.m) ya que, debido a la cercanía entre los sitios muestreados, no se observarían variaciones considerables a gran escala en cuanto a las trayectorias de masas de aire. 274
Figura 6.23. Valores de la densidad de la columna atmosférica de NO_2 y CO, detectadas por TROPOMI en distintos sitios muestreados durante el SET1, efectuados en distintas estaciones del año. Izq- NO_2 VCD_{trop}. Centro- NO_2 VCD. Der- CO VCD. 278
Figura 6.24. Densidad de la columna troposférica y atmosférica de Gases detectadas por TROPOMI/Sentinel 5P durante el SET1 de muestreos. (a) NO_2 VCD_{trop}. (b) CO VCD. Los círculos en rojo representan los valores más elevados de gases detectados en la mayoría de los sitios. (1) Atribuido a los incendios del Delta del Paraná. (2) Atribuidos al Jet Sudamericano de capas bajas (Chaco Jet). 281
Figura 6.25. Mapas de los valores medios de NO_2 VCD_{trop} (a,d,g,j), NO_2 VCD (b,e,h,k) y CO VCD (c,f,i,l) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET1-Invierno, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P. Períodos analizados: (a,b,c) R1: 26/07/21 al 29/07/21; (d,e,f) R2: 29/07/21 al 01/08/21; (g,h,i) R3: 01/08/21 al

04/08/21; (j,k,l) R4: 04/08/21 al 07/08/21. El recuadro rojo hace referencia al período de mayores valores de NO_2 detectados en SET1-Invierno en los sitios muestreados. Las flechas negras marcan la dirección del viento (con predominancia en la dirección SE). Las siglas corresponden a los sitios muestreados: SL, MIR, MAR, PCR, PE, FI. 282
Figura 6.26. Mapa con Trayectorias de masas de aire, los puntos rojos representan los incendios. Las líneas representan las trayectorias a distintas alturas por encima del nivel del suelo; violetas: 20 m AGL y verdes: 500 m AGL el 31/7/2021. PE: Pueblo Esther y FI: Fighiera. 284
Figura 6.27. Mapas de los valores medios de NO_2 VCD_{trop} (a,d,g), NO_2 VCD (b,e,h) y CO VCD(c,f,i) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET1-Primavera, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P. Períodos analizados: (a,b,c) R1: 03/11/23 al 06/11/23 ; (d,e,f) R2: 06/11/23 al 09/11/23 ; (g,h,i) R3: 09/11/23 al 13/11/23. El recuadro rojo hace referencia al período de mayores valores de CO detectados en SET1-Primavera. Las siglas corresponden a los sitios muestreados (SL, MIR, MAR, PCR, PE, FI). Las zonas blancas de los mapas corresponden a la ausencia de datos. 285
Figura 6.28. Etapas del Jet de capas bajas. Las siglas corresponden a: NAL: Baja térmica del noroeste argentino; WA: Warm advection (advección cálida); CA: Cool advection (advección fría del pacífico sur); L: Baja presión en superficie asociada con sistemas frontales, H (anticiclón semipermanente del atlántico sur). Las flechas azules indican la entrada del aire frío desde el suroeste, las flechas rojas indican la trayectoria del Jet. 287
Figura 6.29. Mapas del los valores de CO VCD dectectados por TROPOMI en la zona de Sudamérica durante distintas fechas correspondientes a los períodos R2 y R3 del SET1 – Primavera. Las flechas representan la dirección y magnitud del viento a 850 hPa (~1500 m AGL), lo cual permite visualizar el desplazamiento de las masas de aire asociadas al transporte del contaminante durante el período donde se presenta el Chaco Jet. La estrella verde señala la ubicación de la ciudad de Rosario. Fuente: Creado con datos de viento de ERA5 y de CO detectado por Sentinel 5P. 288
Figura 6.30. Valores de la densidad de la columna atmosférica de NO_2 y CO, detectadas por TROPOMI en distintos sitios muestreados durante el SET2 efectuado en distintas estaciones del año. Izq- NO_2 VCD_{trop}. Centro- NO_2 VCD. Der- CO VCD. 290
Figura 6.31. Densidad de la columna troposférica y atmosférica de Gases detectadas por TROPOMI/Sentinel 5P durante el SET2 de muestreos. (a) NO_2 VCD_{trop}. (b) CO VCD. Los elipses en rojo representan los valores más elevados de gases detectados en la mayoría de los sitios de los cuales pudo inferirse su origen. (1) Atribuido al aporte de gases de los incendios en Córdoba. (2) Atribuido a incendios en el delta del Paraná bajo,

con vientos del S y SSE. (3) Atribuidos al transporte de masas de aire de incendios de corrientes. (4) Concentración de gases debido a factores meteorológicos. (5 y 6) Atribuidos al Chaco Jet. 291
Figura 6.32. Mapas de valores medios de NO_2 VCD_{trop} (a,d,g,j), NO_2 VCD (b,e,h,k) y CO VCD (c,f,i,l) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET2-Invierno, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P/ESA (Agencia Espacial Europea). Períodos analizados: (a,b,c) R1: 18/08/21 al 21/08/21 ; (d,e,f) R2: 21/08/21 al 24/08/21 ; (g,h,i) R3: 24/08/21 al 27/08/21; (j,k,l) R4: 27/08/21 al 30/08/21. El recuadro rojo hace referencia al período de mayores valores de NO_2 Y CO detectados en SET2-Invierno. Las flechas negras marcan la dirección del viento (predominancia en la dirección SE). Las siglas corresponden a los sitios muestreados: PSM, SL, IB, IV, MAR, MAR2, WR. 293
Figura 6.33. Concentraciones de PM2.5 detectados con equipo Harvard en las campañas de monitoreo efectuadas en sitios urbanos y rurales.Valores medios de NO_2 VCDtrop y CO VCD detectados con TROPOMI/Sentinel 5P. El área coloreada que rodea las líneas representa el desvío estándar. Verde:NO_2 VCDtrop, Rojo: CO VCD.Sitios rurales: FI:Fighiera, PE: Pueblo Esther, IB: Ibarlucea, IV: Isla Verde. Sitios Urbanos: MIR: Microcentro de Rosario, MAR y MAR2: Macrocentro de Rosario 302
Figura 6.34. Gráficos de regresión lineal entre PM2.5 y gases. (Izq) PM2.5 vs. NO_2 VCD_{trop}. (Der) PM2.5 vs. CO VCD. 307
Figura 6.35. Precipitaciones acumuladas durante las campañas de muestreo. La información fue proporcionada por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), a partir de registros de la estación meteorológica ubicada en el Aeropuerto Internacional de Rosario "Islas Malvinas" (32°54' S, 60°47' O; altitud: 25 m; ID de estación: 87480; código ICAO: SAAR). 309
Figura 7.1 Vista aérea del centro de la ciudad de Rosario que ilustra el impacto del humo el 14 de septiembre de 2022 a las 09:35 hora local (UTC-3). Foto tomada por Nahuel Rullo. 314
Figura 7.2. Mapa de ubicación del área de estudio 315
Figura 7.3. VCD troposférico de NO_2 en días específicos de septiembre de 2022, derivado de TROPOMI. 318
Figura 7.4. Serie temporal de NO_2 VCD_{trop} detectado en varios sitios durante el período 6-16 de septiembre 2022. 319
Figura 7.5. Trayectorias de masas de aire hacia adelante desde las fuentes de fuego determinadas con el algoritmo HYSPLIT de la NOAA para las fechas 10, 12, 13, 14 y 16 de septiembre de 2022, alineadas con los eventos de fuego de la Figura 2. Las líneas moradas y rosas indican trayectorias a 20 m AGL y 500 m AGL, respectivamente. Las

líneas verdes claro, amarillas y negras representan trayectorias a 1000 m AGL, 1500 m AGL y 2000 m AGL, marcando alturas adicionales. La línea verde marca el límite del área estudiada en el delta del río Paraná, con sus cuatro esquinas a 100 km de un punto central en la ciudad de Rosario. Las áreas verdes claro representan parques nacionales. El código de colores indica la FRP medida en megavatios (MW) para diferentes fuentes de fuego. 321
Figura 7.6. Rosa de los vientos que describe la velocidad y dirección del viento para días específicos dentro de la temporada de incendios, con datos provenientes de la estación meteorológica en el Aeropuerto Internacional de Rosario 'Islas Malvinas' (32°54'S, 60°47'W - Altura: 25 m - ID de estación: 87480 - Código ICAO: SAAR). Datos proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional. 322
Figura 7.7. Mediciones satelitales de la columna de humo de los incendios en el delta del Paraná el 12 y 13 de septiembre de 2022: (a,d) Imagen Truecolor del VIIRS S-NPP y conteos de incendios (en rojo), con el perímetro a mano alrededor de la columna de humo (en naranja) sobreimpreso; (b,e) Ha del MODIS MAIAC; (c,f) AOD Deep Blue V2 a 550 nm del VIIRS S-NPP. 323
Figura 7.8. AOD promedio para el período de incendios (6-17 de septiembre de 2022) en sitios ubicados cerca del delta del río Paraná, derivado de promedios diarios utilizando VIIRS S-NPP Deep Blue V2. 324
Figura 7.9. (a) Estadísticas de distribución de FRP agrupadas por día durante los eventos de incendio en el delta del Paraná, desde el 6 hasta el 17 de septiembre de 2022. Los datos satelitales son proporcionados por VIIRS S-NPP. Los símbolos en el diagrama de caja incluyen un segmento horizontal (que detalla la mediana de los datos), círculos (que representan valores anómalos de FRP), la caja (que indica el intervalo 25-75%), y los bigotes superior e inferior (que representan los valores de FRP fuera del 50% del intervalo de la caja, excluyendo valores atípicos). Las bandas amarillas destacan los días con valores significativos de FRP. (b) FRP total para cada día del período analizado (6-17 de septiembre de 2022) registrado por VIIRS S-NPP (gris) y VIIRS NOAA-20 (rojo). Las bandas amarillas indican días con valores significativos de FRP. 325
Figura 7.10. Densidades promedio diarias de NO_2 VCD_{trop} (en moléculas/cm²) para cada sitio ubicado frente al delta del río Paraná. (a) Representación de un período de mínima actividad de incendios en el delta, observado del 6 al 16 de septiembre de 2019. La columna roja corresponde al valor máximo para la ciudad de Rosario, y la columna verde corresponde al valor mínimo para la localidad de Fighiera. (b) Ilustración del período específico de incendios intensos en el delta, del 6 al 16 de septiembre de 2022. Las columnas rojas corresponden a los valores máximos para las localidades de Fighiera y

Pueblo Esther, y la columna verde corresponde al mínimo para Puerto San Martín. (c) Comparación de las densidades promedio de NO_2 VCD_{trop} (en moléculas/cm²) para cada sitio ubicado frente al delta del río Paraná entre el 6 y 16 de septiembre de los años 2019 y 2022. 327
Figura 8.1. Mapa de ubicación del área de estudio. (a) Mapa físico de Argentina, donde el área en gris oscuro representa la provincia de Santa Fe y el área en verde resalta la porción del Delta del Paraná considerada en este estudio. (b) Ampliación de la región del Delta del Paraná, mostrando la ciudad de Rosario (área amarilla) y las zonas pobladas cercanas (área marrón). Las ubicaciones de San Lorenzo (SL) y Fighiera (FI) están marcadas con símbolos grises. (c) Vista aérea de la ciudad de San Lorenzo. (d) Vista aérea del pueblo de Fighiera. Fuente de las figuras c y d: Google Earth Pro. 334
Figura 8.2. Área quemada identificada a partir de la combinación espectral SWIR (bandas 12, 8A y 4) correspondiente al 13 de septiembre de 2022. Fuente: Sentinel-2 L2A. La superficie afectada por el fuego en dicha fecha fue de aproximadamente 3.760 hectáreas, lo que equivale a unas 5.081 canchas de fútbol profesional (considerando una superficie promedio de 0,74 ha por cancha). 337
Figura 8.3. Series temporales de niveles de gases, detectados por TROPOMI, sobre Fighiera y San Lorenzo desde el 6 hasta el 17 de septiembre de 2022: (a) NO_2 VCD_{trop} y (b) CO VCD. 339
Figura 8.4. (a) Imágenes en color verdadero y ubicaciones de focos de incendio detectados por el satélite VIIRS/S-NPP, que ilustran los incendios en el Delta del Paraná. Las flechas blancas indican la dirección de las emisiones de gases provenientes de los incendios. (b) NO_2 VCD troposférico y (c) CO VCD proporcionados por TROPOMI. El panel superior muestra la situación observada el 13 de septiembre de 2022, mientras que el panel inferior representa la situación del 16 de septiembre de 2022. 341
Figura 8.5. (a) Valores promedio de AOD a 470 nm, junto con sus desviaciones estándar, para el período del 6 al 17 de septiembre de 2022. (b) Valores promedio de AOD a 470 nm para el 13 de septiembre de 2022. (c) Desviación estándar de los valores de AOD a 470 nm para el 13 de septiembre de 2022. Fuente de los datos: MAIAC-MODIS/NASA. 344
Figura 8.6. Valores pronosticados de la Profundidad Óptica de Aerosoles a 550 nm para la fracción de Carbono Negro durante el período de incendios analizado en las Islas del Delta del Paraná (reanálisis CAMS/Programa de Observación de la Tierra Copernicus/ECMWF). El área sombreada representa la desviación estándar. 345
Figura 8.7. Evento de humo sobre San Lorenzo el 13 de septiembre de 2022, observado en (a) los tipos de aerosoles obtenidos mediante el algoritmo Deep Blue de VIIRS. Las clasificaciones de aerosoles incluyen polvo (Ds), humo (Smk), humo de gran altitud

(HS), modo fino no proveniente de humo (NSFM), mixto (Mix), fondo (BG), y modo fino dominante (FD). (b) El Exponente de Ångström correspondiente obtenido mediante el algoritmo Deep Blue de VIIRS. Parques Nacionales: Parque Nacional Pre-Delta (NP-PD) y Parque Nacional Isla Santa Fe (NP-ISF). 346
Figura 8.8. Variación en los niveles diarios de NO_2 VCD_{trop} detectados por TROPOMI en Fighiera y San Lorenzo durante el período del 6 al 17 de septiembre, correspondientes a los años 2019 y 2022. (a) Fighiera. (b) San Lorenzo. 348
Figura 8.9. Series temporales mensuales de NO_2 VCD_{trop} (TROPOMI), CO VCD (TROPOMI) y AOD (MAIAC) sobre San Lorenzo y Fighiera. Los cuadros amarillos destacan los meses en los que al menos un parámetro medido en Fighiera superó los valores registrados en San Lorenzo. Las líneas discontinuas negras indican la transición entre años, mientras que las barras rojas representan los focos de incendios detectados por VIIRS/S-NPP en la región central del Delta del Paraná. 350
Figura 9.1. Diagramas de caja de la concentración en masa de aerosoles registrada entre el 13 y el 24 de abril de 2023, diferenciada por franjas horarias diurna (09:00–18:00 h) y nocturna (18:00–09:00 h), en Paraguay 1242, Rosario, Santa Fe, Argentina (zona céntrica de la ciudad, sitio MIR).(a) Concentración en masa de aerosoles totales.(b) Concentración en masa de PM2.5.(c) Concentración en masa de PM10.Símbolos: línea roja horizontal (mediana), extremos de las barras verticales (mínimos y máximos sin considerar valores atípicos), recuadro (rango intercuartílico), círculos abiertos (valores atípicos). 356
Figura 9.2. Humedad relativa y alturas de la capa límite planetaria (PBLH) para el período 13-24 de abril 2023, en Rosario centro. El eje Y izquierdo representa la altitud en metros sobre el nivel del mar (msnm). La barra de colores indica la humedad relativa, donde colores rojizos representan niveles medios-altos y colores azules representan bajos niveles. La línea azul francia indica la altura de la capa límite planetaria (eje y derecho). La humedad relativa se obtuvo de la estación meteorológica ubicada en el Instituto de Física Rosario (IFIR), mientras que la altura de la capa límite planetaria (PBLH) proviene del reanálisis ERA5 (ECMWF). 357
Figura 9.3. Concentraciones horarias promedio de aerosoles detectadas con el equipo Grimm 1.109 en Rosario centro. 358
Figura 9.4. Concentración media diaria de aerosoles detectadas con el equipo Grimm 1.109 en Rosario Centro. El área sombreada corresponde al desvío estándar de cada variable. 360
Figura 9.5. Temperaturas y precipitaciones detectadas en el período 13-23 abril 2023 por la estación meteorológica Davis en el Instituto de Física de Rosario (IFIR). (Lat.: -32.970004, Long.: -60.624260). 361

Figura 9.6. Distribución de la frecuencia de los vientos detectadas en el período 13-23 abril 2023, detectadas por la estación meteorológica Davis ubicada en la terraza del Instituto de Física de Rosario (IFIR). (Lat.: -32.970004, Long.: -60.624260). 362
Figura 10.1. (a) Esquema ilustrativo de Cladosporium herbarum mostrando el conidióforo y los conidios (esporas asexuales). (b) Microfotografía óptica de conidios agrupados de Cladosporium, observados en muestras ambientales tomadas en el Instituto de Física Rosario. 365
Figura 10.2. (Superior) Período de alto número de esporas Cladosporium halladas. (Inferior) Humedad relativa) y alturas de la capa límite planetaria (PBLH ó Boundary Layer Height) para el período 6-9 de julio 2016, en el cual se hallaron las mayores concentraciones de Cladosporium durante junio-septiembre 2016. La posición de los puntos de colores indica la altura sobre el suelo a la cual se obtuvo la humedad relativa (~30 msnm, eje “y” izquierdo), colores rojizos representan niveles medios y altos de humedad relativa y colores azules representan bajos niveles (barra de color). La línea azul indica la altura de la capa límite y la banda de color celeste el desvío estándar de la misma (eje “y” derecho). 369
Figura 10.3. Concentración diaria de esporas detectadas en el Instituto de Física de Rosario. (Arriba) Cantidad de esporas diarias. (Centro) Porcentaje diario de esporas. (Abajo) Concentración diaria de esporas. 371
Figura 10.4. Diagrama de caja de la distribución de esporas halladas en el período junio-agosto 2016 durante el día (9 a 18 hs) y la noche (18 a 9 hs) en el Instituto de Física Rosario. (a) Esporas totales. (b) Esporas del género Cladosporium. (c) Esporas del tipo Ascospora. Símbolos: Línea roja (media de esporas halladas en dicho intervalo horario), límite de recta vertical inferior (Número mínimo de esporas detectadas), límite de recta vertical superior (Número máximo de esporas detectadas), puntos sin relleno (valores anómalos), puntos coloreados (valores puntuales hallados representados en modo de dispersión). 374
Figura 10.5. Centro: Mapa topográfico de Argentina. La estrella roja indica la ubicación de la ciudad de San Luis. Derecha: Distribución espacial de Alnus acuminata dentro de la ecorregión de las Yungas, en las provincias del noroeste argentino, según datos del SIGA (ProYungas). Izquierda: Ubicación del sitio de medición correspondiente a la mayor parte del período de recolección de muestras: Universidad Nacional de San Luis (UNSL), Argentina, y estación meteorológica del Aeropuerto de San Luis. La estrella señala las coordenadas (latitud, longitud) del sitio. Fuente: Google Earth, QGIS 3.23. 379
Figura 10.6. Muestreador volumétrico Lanzoni VPPS 2000 en la terraza del edificio de la Facultad (UNSL). 380

Figura 10.7. (Izquierda) Amentos masculinos de Alnus acuminata en el árbol, estructuras colgantes que liberan polen para la polinización anemófila (transporte del pólen a través del viento). (Derecha) Imagen microscópica del polen de Alnus acuminata en vista polar, mostrando su forma poligonal característica con 5 poros. Imágenes tomadas de Chepstow-Lusty y Winfield, (2000) _____ 382
Figura 10.8. Promedio mensual de granos de polen de Alnus acuminata por metro cúbico de aire en muestras aerobiológicas de la ciudad de San Luis. Los años indicados corresponden a aquellos con registros completos de las muestras aerobiológicas._ 383
Figura 10.9. Condiciones meteorológicas durante los días en que se recolectaron muestras de polen en la Universidad Nacional de San Luis. Arriba: Concentración diaria de polen de Alnus acuminata (granos de polen por m³ de aire), temperatura máxima, mínima y media, precipitación y humedad durante el período de estudio en San Luis en los años 2010 y 2019.Abajo: Dirección y velocidad del viento en 2010 y 2019. (Datos meteorológicos provistos por el Aeropuerto Brigadier Mayor César Raúl Ojeda).Direcciones del viento:N: Norte (0°), NE: Noreste (45°), ENE: Este-Noreste (67,5°), E: Este (90°), ESE: Este-Sureste (112,5°), SE: Sureste (135°), SSE: Sur-Sureste (157,5°), S: Sur (180°);direcciones opuestas: N: Norte (0°), NW: Noroeste (-45°), WNW: Oeste-Noroeste (-67,5°), W: Oeste (-90°), WSW: Oeste-Suroeste (-112,5°), SW: Suroeste (-135°), SSW: Sur-Suroeste (-157,5°), S: Sur (-180°)._____ 384
Figura 10.10. a.(superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 23 de agosto de 2010. Derecha: 24 de agosto de 2010. _____ 386
Figura 10.11. a.(superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b. Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Fecha: 25 de agosto de 2010. ___ 387
Figura 10.12. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Fechas: 5-7 de septiembre de 2010 (no

se dispone de información del viento para el 5 de septiembre de 2010 en las estaciones meteorológicas de La Punta y Aeropuerto de San Luis). 389
Figura 10.13. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Fecha: 8 de septiembre de 2010. 390
Figura 10.14. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis b. Rosas de los vientos que proporcionan información sobre la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 17 de agosto de 2019. Derecha: 18 de agosto de 2019. 392
Figura 10.15. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que proporcionan información sobre la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 19 de agosto de 2019. Centro: 20 de agosto de 2019. Derecha: 21 de agosto de 2019.393
Figura 10.16. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección y velocidad del viento de llegada (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 5 de septiembre de 2019. Centro: 6 de septiembre de 2019. Derecha: 7 de septiembre de 2019. 395

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Comparación de los distintos tipos de partículas atmosféricas agrupadas según modo fino o grueso. (Modificado de WHO, 1999 y EPA 2001b). 60
Tabla 2.2. Componente real e imaginaria del índice de refracción, albedo de dispersión simple (SSA) y parámetro de asimetría (g) de diferentes especies de aerosoles en el espectro visible medio (a 0.55 μm), según Hess et al. (1998). 69
Tabla 2.3. Valores guía para concentraciones de material particulado según la OMS (2021) y la EPA (2024) 83
Tabla 3.1. Nomenclatura de sitios muestreados y actividades predominantes. 92
Tabla 4.1. Datos de la imagen SEM 137
Tabla 4.2. Resultados obtenidos con Matlab e Image J de la imagen SEM analizada. Panel superior: Valores medios. Panel inferior: Desvío estándar. 146
Tabla 4.3. Tabla comparativa a partir de partículas analizadas con MSP (MATLAB) e Image J. 148
Tabla 4.4. Resultados del análisis de partículas simuladas mediante MATLAB e ImageJ. Los valores se expresan en píxeles, e incluyen el error porcentual calculado como ((valor MATLAB – valor ImageJ) / valor ImageJ) × 100. 150
Tabla 5.1. Escala granulométrica Udeem - Wentworth (1922) 160
Tabla 5.2.. Ejemplo de distribución de concentraciones de aerosoles medidas en Los Morados el 12 de diciembre de 2022, durante el muestreo de 09:47 a 10:07 hs. Se presentan los datos originales obtenidos con el Grimm 1.109, incluyendo el intervalo de tamaños, punto medio (PMI), ancho del intervalo (TMI), concentración de masa (CM) en μg/m³ y concentración de partículas (CP) en partículas/m³. Además, se muestran las concentraciones normalizadas por el ancho de cada intervalo, expresadas en $\mu g.m^{-3}.\mu m^{-1}$ para masa y $partículas.m^{-3}.\mu m^{-1}$ para partículas. Esta normalización permite representar las distribuciones en función de la densidad de masa o número por micrómetro de diámetro de partícula, facilitando la comparación entre intervalos de diferentes anchos. 165
Tabla 5.3. Estadísticas climatológicas normales de la ciudad de Malargüe, Mendoza, Argentina (valores medios mensuales del período 1991-2020). Fuente: Servicio Meteorológico Nacional. Datos registrados en la estación meteorológica del Aeropuerto de Malargüe Comodoro D. Ricardo Salomón (latitud: -35.49525; longitud: -69.57298). Los colores representan una guía visual, a modo de identificar con colores intensos los meses con valores más elevados. 176
Tabla 5.4. Valores medios de las variables meteorológicas para los distintos meses y años en los que se efectuó la toma de muestra de aerosoles atmosféricos en el

Observatorio Pierre Auger. Los colores representan una referencia entre valores bajos (verdes), intermedios (amarillos) y elevados (rojos). 181
Tabla 5.5. Mediciones de material particulado efectuadas con equipo Grimm 1.109, por miembros del grupo Física de la Atmósfera, Radiación Solar y Astropartículas del Instituto de Física Rosario a lo largo de los distintos años en sitios del Observatorio Pierre Auger. 184
Tabla 6.1. Valor Agregado Bruto (VAB) por provincia y principales actividades productivas. 242
Tabla 6.2. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET1-Invierno. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set. 246
Tabla 6.3. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET1-Verano. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set. 252
Tabla 6.4. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET2-Invierno. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set. 258
Tabla 6.5. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET2-Verano. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set. 263
Tabla 6.6. Estadística descriptiva de valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD y CO VCD [moléculas/cm^2] detectadas por TROPOMI/Sentinel-5P para las campañas efectuadas en Rosario y zonas aledañas, donde en color amarillo se destacan las concentraciones medias más altas detectadas. 279
Tabla 6.7. Estadística descriptiva de valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD y CO VCD [moléculas/cm2] detectadas por TROPOMI/Sentinel-5P para los sitios del SET2, durante las campañas efectuadas en Rosario y zonas aledañas. 296
Tabla 6.8. Concentraciones medias de PM2.5 (µg/m^3) y desviaciones estándar (DE) registradas en sitios rurales y urbanos pertenecientes a tres conjuntos de monitoreo (SET1, SET2 y SET3) durante invierno 2021, verano 2022, otoño 2023 y primavera 2023. Las concentraciones sombreadas en amarillo son aquellas que no cuentan con una clara representatividad en el muestreo. 305
Tabla 7.1. Estadísticas de NO_2 VCD_{trop} (moléc./cm^2) detectado en distintos sitios de la ciudad de Rosario y alrededores durante el período de incendios en el Delta del Río Paraná, comprendido entre el 6 y 16 de septiembre del 2022. 320

Tabla 7.2. Datos de FRP obtenidos de VIIRS S-NPP y VIIRS NOAA-20 durante los eventos de incendio frente a la ciudad de Rosario, en el delta del río Paraná, analizados para el período del 6 al 17 de septiembre de 2022. 325
Tabla 8.1. Días con mayor número de focos de calor detectados por los satélites S-NPP y NOAA-20 en las islas del delta del Paraná, junto con la estimación del área quemada y el Poder Radiativo del Fuego (FRP). 336
Tabla 8.2. Estadísticas generales de los datos meteorológicos para el período analizado: 6 al 17 de septiembre de 2022. Fuente de los datos: ERA5. 337
Tabla 8.3. CO VCD y NO_2 VCD_{trop} [ambos en moléc./cm²] detectados por TROPOMI/Sentinel-5P durante los eventos de incendios en el Delta del Río Paraná, frente a la región costera del Gran Rosario, para el período del 6 al 17 de septiembre de 2022. (St. Dev.: Desvío estándar) 342
Tabla 8.4. Estadísticas descriptivas de la AOD pronosticada a 550 nm para la fracción de Carbono Negro (reanálisis CAMS/Programa de Observación de la Tierra Copernicus/ECMWF) durante el período de incendios analizado, del 6 al 17 de septiembre de 2022. 345
Tabla 10.1. Concentración media mensual de esporas (esporas/m^3) y Desvío estándar (DE) de dicha concentración. 372

LISTA DE ABREVIATURAS

AOD	Aerosol Optical Depth (Profundidad Óptica de Aerosoles)
BC	Black Carbon (Carbono Negro)
BC AOD	Profundidad Óptica de Aerosoles, fracción de Carbono Negro
CA	Cool Advection (Advección Fría)
NO_2	Dióxido de Nitrógeno
CO	Monóxido de Carbono
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts
EPA	Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de EE.UU.)
ERA5	Reanálisis de 5ta generación del ECMWF
FRP	Fire Radiative Power (Potencia Radiativa del Fuego)
HAM	Horizontal Attenuation Monitor (Monitor de Atenuación Horizontal)

HYSPLIT	Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model
PE	Pueblo Esther
FI	Fighiera
IB	Ibarlucea
MAR	Macrocentro de Rosario
MAR2	Macrocentro de Rosario 2
IV	Isla Verde
MIR	Microcentro de Rosario
PCR	Puerto Centro Rosario
PSM	Puerto San Martín
SL	San Lorenzo
WR	Zona Oeste de Rosario
LA	Loma Amarilla (sitio del Observatorio Pierre Auger)
LL	Los Leones (sitio del Observatorio Pierre Auger)
LM	Los Morados (sitio del Observatorio Pierre Auger)
XLF	eXtreme Laser Facility (Instalación Láser, Observatorio Auger)
CLF	Central Laser Facility (Instalación Central de Láser, Observatorio Auger)
CO	Coihueco (sitio del Observatorio Pierre Auger)
FD	Detector de Fluorescencia (Observatorio Auger)
SD	Detector de superficie (Observatorio Auger)
IGN	Instituto Geográfico Nacional
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MSP	Micro Scan Particle (Nombre de Software)
NAL	Northwest Argentina Low (Baja térmica del noroeste argentino)
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada)
OMS	Organización Mundial de la Salud

PBL	Planetary Boundary Layer (Capa Límite Planetaria)
PBLH	Planetary Boundary Layer Height (Altura de la Capa Límite Planetaria)
PM10	Partículas con diámetro aerodinámico ≤ 10 μm
PM2.5	Partículas con diámetro aerodinámico ≤ 2.5 μm
REA	Red Española de Aerobiología
R1, R2, R3, R4	Períodos de muestreo (distintos filtros usados en el Impactador Harvard)
SEM	Scanning Electron Microscope (Microscopio Electrónico de Barrido)
SMN	Servicio Meteorológico Nacional
SSA	Single Scattering Albedo (Albedo de Dispersión Simple)
SUOMI NPP	Suomi National Polar-orbiting Partnership
TROPOMI	TROPOspheric Monitoring Instrument
VCD	Vertical Column Density (Densidad de la Columna Vertical atmosférica)
VCD_{trop}	Tropospheric Vertical Column Density (Densidad de Columna Vertical Troposférica)
VIIRS	Visible Infrared Imaging Radiometer Suite
WA	Warm Advection (Advección Cálida)
WHO	World Health Organization (Organización Mundial de la Salud)

1. INTRODUCCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El medio en el que viven los seres vivos representa un sitio donde todos los elementos que constituyen el ecosistema se encuentran relacionados. De dicha relación surgen efectos, algunos positivos y otros contraproducentes. Cada parte constitutiva del ecosistema cumple un rol en el mismo. El presente trabajo se encuentra dedicado al estudio de los aerosoles atmosféricos, partículas sólidas o líquidas que se encuentran en suspensión en el aire. Dichas partículas, conocidas como material particulado atmosférico o aerosoles, están constituidas por una gran variedad de compuestos cuya naturaleza depende principalmente de su fuente emisora. Los aerosoles pueden clasificarse según su origen en naturales y antropogénicos. Entre los aerosoles naturales se incluyen el polvo mineral, las esporas, el polen, las sales marinas o los aerosoles generados por erupciones volcánicas. En cambio, los aerosoles de origen antropogénico provienen de actividades humanas como la combustión de biomasa, las emisiones vehiculares e industriales, y los procesos agrícolas. Según el uso del suelo o el entorno en que se detectan, también pueden clasificarse como urbanos, rurales, industriales, entre otros. Por ejemplo, en zonas urbanas predominan partículas derivadas del tránsito y calefacción domiciliaria, mientras que en zonas rurales pueden encontrarse aerosoles provenientes de la actividad agrícola o de fuentes naturales como el polvo resuspendido. En cuanto a su tamaño, los aerosoles abarcan un amplio rango que cubre varios órdenes de magnitud, desde unos pocos nanómetros (nm) hasta decenas de micrómetros (μm). Esta clasificación incluye a las partículas ultrafinas (diámetro < 0,1 μm), finas (0,1 – 2,5 μm) y gruesas (2,5 – 10 μm o más). Las partículas más pequeñas tienden a permanecer más tiempo en suspensión en la atmósfera debido a su baja tasa de sedimentación por gravedad, y por tanto tienen mayor capacidad de transporte a largas distancias (Delany et al., 1967; Parkin et al., 1967) y de penetración en el sistema respiratorio humano.

Por otra parte, estas partículas pueden interactuar con otros componentes atmosféricos. Desde el punto de vista meteorológico, pueden actuar como núcleos de condensación alrededor de los cuales se adhieren las gotas de agua en las nubes, pudiendo contribuir con el retardo de las precipitaciones si los aerosoles aumentan considerablemente (Chang et. al., 2021). En el balance radiativo, partículas con capacidades dispersantes, como los sulfatos, pueden contribuir al enfriamiento de la superficie terrestre al dispersar la radiación solar de vuelta al espacio desde la atmósfera. Por otro lado, partículas

absorbentes, como el hollín (o negro de humo), pueden absorber la radiación solar y contribuir al calentamiento de la atmósfera. Los aerosoles pueden transportar nutrientes esenciales, como nitrógeno y fósforo, desde la atmósfera hacia los cuerpos de agua o el suelo. También pueden constituir el medio de transporte de agentes patógenos. Tanto las partículas PM10 (de diámetro aerodinámico igual o menor a 10 micrones) como las PM2.5 (iguales o menores a 2.5 micrones) son perjudiciales para la salud humana. Sin embargo, la fracción PM2.5 representa un mayor riesgo, ya que debido a su pequeño tamaño puede penetrar profundamente en el sistema respiratorio, alcanzar los alvéolos pulmonares y, en algunos casos, ingresar al torrente sanguíneo, lo que incrementa la probabilidad de desarrollar enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Pope et al., 2002; WHO, 2021). Por esta razón, la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece valores guía más estrictos para PM2.5 que para PM10 en sus recomendaciones sobre calidad del aire.

En el presente trabajo se estudiaron e intercompararon los aerosoles atmosféricos en zonas urbanas y rurales de Argentina con el objetivo de evaluar su origen y características. Además, se exploraron posibles aplicaciones de estos estudios, especialmente en el ámbito de la salud pública, considerando los niveles de concentración de aerosoles y gases medidos y comparándolos con los valores guía establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Esta comparación permite identificar áreas con riesgo potencial para la población expuesta y proporciona insumos relevantes para el desarrollo de políticas públicas orientadas a la mejora de la calidad del aire.

Mediante el análisis de variables meteorológicas, retrotrayectorias de masas de aire, métodos experimentales y análisis de datos satelitales es posible desacoplar los distintos tipos de aerosoles atmosféricos que confluyen en un lugar. A modo de complementar los estudios, se evaluaron eventos de incendios ocurridos en distintas partes de Argentina y su potencial influencia en Rosario y la zona. Entender que los elementos atmosféricos fluctúan e interactúan bajo una modalidad continua, es crucial para poder evaluar los casos presentados. Bajo la finalidad de acompañar el estudio del movimiento de aerosoles, y de permitir el desacople de éstos según su origen, también fueron empleadas otras herramientas que colaboran en la obtención de resultados representativos. Una de las mismas es la evaluación de gases como NO_2 y CO, que también forman parte de los contaminantes atmosféricos junto al material particulado y, en algunos casos, comparten la fuente de origen de los aerosoles estudiados.

Las grandes áreas investigadas en esta tesis corresponden al Gran Rosario (tomando como punto central de referencia las coordenadas 32°57′00″ S, 60°38′00″ O; 25 msnm), donde se incluyen sitios urbanos, periurbanos y rurales, y al Observatorio Pierre Auger de rayos cósmicos ultraenergéticos (www.auger.org) (con punto central de referencia en 35°27′03″ S, 69°35′52″ O; 1330 msnm), el cual se extiende sobre una superficie de aproximadamente 3000 km² en una región rural del departamento Malargüe, provincia de Mendoza, Argentina.

Los aerosoles, entre los cuales se incluyen los bioaerosoles o aerosoles de origen biológico (como esporas, polen), exhiben una variabilidad dinámica en su distribución, no se mantienen constantes en un lugar determinado, se transportan y sus concentraciones pueden fluctuar apreciablemente en el lapso de días e incluso de horas, influenciadas por diversas variables atmosféricas, ambientales y factores de origen antropogénico (como emisiones industriales u otras ocasionadas por la actividad humana) o natural (como por ejemplo en el caso de erupciones volcánicas).

El presente estudio se distingue por su naturaleza eminentemente exploratoria que brinda nuevos resultados en las áreas estudiadas, buscando dar información sobre las fuentes de los aerosoles, niveles, tipos de partículas y su evolución espacio-temporal, para lo cual se han empleado herramientas experimentales (mediciones terrestres y uso de datos satelitales, técnicas de laboratorio) y de análisis de datos (modelos computacionales, manejo de estadística, entre otros) para desacoplar los aerosoles e inferir su origen y su transporte hasta los sitios analizados.

1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.2.1. El estudio de aerosoles en Rosario y zonas aledañas

Uno de los problemas principales radica en la escasez de información acerca de los aerosoles que forman parte de la atmósfera de Rosario y sitios aledaños. Existe un gran desconocimiento acerca de lo que el ser humano respira, de cuáles son los niveles de contaminación por partículas a los que se encuentra expuesto, y de donde proviene dicha contaminación (fuentes). La investigación llevada a cabo para este trabajo de tesis proporciona respuestas para algunas preguntas abiertas sobre los ítems indicados y a la vez representa una invitación a aumentar el interés y la exploración en los temas abordados. Resulta de crucial importancia evaluar como influyen los incendios, las actividades industriales y otras fuentes emisoras de material particulado en la atmósfera respirable.

1.2.2. El estudio de aerosoles en el Observatorio Pierre Auger

Los aerosoles atenúan la luz que proviene de las estrellas, así como también la luz de fluorescencia (mayormente en el rango UV) generada por *lluvias* de rayos cósmicos, originadas por partículas de ultra alta energía que ingresan a la atmósfera terrestre. Resulta importante evaluar la variabilidad espacio-temporal de los aerosoles, a modo de determinar cómo inciden en la atenuación de las señales luminosas captadas en observatorios astronómicos/astrofísicos y en la reconstrucción de los eventos que producen esas señales. En particular, un conocimiento detallado de las propiedades de los aerosoles resulta esencial para una reconstrucción precisa de la energía de los rayos cósmicos. Estas partículas interactúan con los componentes atmosféricos generando lluvias o cascadas de rayos cósmicos, las cuales son detectadas por el Observatorio Pierre Auger.

1.3. HIPÓTESIS

- “Mediante el análisis de variables meteorológicas, retrotrayectorias de aire y distintos métodos experimentales se pueden ir desacoplando e individualizando los distintos tipos de aerosoles atmosféricos que confluyen en un lugar.”

- “Empleando datos satelitales es posible ampliar y contrastar la información de las mediciones in-situ de las campañas realizadas en determinados períodos y sitios escogidos, permitiendo llenar vacíos de información y contar con un panorama de la evolución espacio-temporal de contaminantes atmosféricos en zonas urbanas y rurales de Argentina, aún nula o escasamente exploradas, como las analizadas en el marco de esta Tesis.”

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. Objetivo general

Caracterizar en morfología y composición elemental los aerosoles atmosféricos en zonas urbanas y rurales de Argentina, analizando su evolución espacio-temporal e identificando fuentes. Aplicar los resultados obtenidos en problemas en donde inciden los aerosoles, evaluando su efecto.

1.4.2. Objetivos específicos

1- Identificar los patrones de comportamiento (niveles, estacionalidad, relación día/noche) y las características morfológicas y elementales de los aerosoles en sitios urbanos de Argentina. Estudiar su distribución espacio-temporal.

2- Ídem anterior para sitios rurales.

3- Intercomparar aerosoles urbanos y rurales. Identificar su origen, analizando fuentes locales y aerosoles provenientes de fuentes lejanas arrastrados por las masas de aire. Desacoplar las componentes naturales y antropogénicas.

4- Desarrollar bases de datos de aerosoles para áreas urbanas y rurales de Argentina.

5- Aplicar los resultados obtenidos a problemas relevantes en las áreas geográficas estudiadas, tales como: los efectos de la contaminación por aerosoles en la salud de la población y el medioambiente; la comparación de las concentraciones observadas con los valores límite establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS); y el impacto de los aerosoles en la transmisión de la radiación ultravioleta y visible, con implicancias en las observaciones realizadas por instalaciones astronómicas y astrofísicas.

1.5. ESTRUCTURA DE LA TESIS

El estudio inicia con el ***Capítulo 2*** presentando una descripción detallada de los aerosoles atmosféricos y sus características propias, como fuentes que los originan, composición química, propiedades físicas, radiativas y ópticas, entre otras características. Dicho capítulo brinda al lector el fundamento y contexto del tema abordado, para ahondar luego en los capítulos específicos de esta Tesis, incluyendo metodología, avances y resultados propios. Luego, el ***Capítulo 3*** detalla la metodología utilizada, desde el equipamiento empleado en mediciones en campo tanto para aerosoles (Impactador tipo Harvard y Grimm 1.109), como para bioaerosoles (Lanzoni VPS 2000) y la descripción de los sitios donde se efectuaron los muestreos de aerosoles, tanto en Rosario y zonas aledañas, como en el Observatorio Pierre Auger emplazado en una zona rural próxima a la ciudad de Malargüe, Mendoza, Argentina. También se presentan los modelos utilizados en el proceso de análisis y predicción de

datos (HYSPLIT, MERRA-2, ERA-5), y los sensores remotos que permiten dar una perspectiva satelital con mayor amplitud de disponibilidad de datos espacio-temporal (VIIRS/S-NPP, VIIRS/NOAA-20, TROPOMI/SENTINEL 5P). A modo de completar dicho capítulo, también se presenta la Metodología de la Red Española de Aerobiología, empleada en la preparación de muestras de bioaerosoles para su posterior análisis efectuado con microscopio óptico.

El comienzo de los estudios específicos llevados a cabo durante el doctorado comienza en el ***Capítulo 4*** con la presentación del software "Micro Scan Particle" (MSP), desarrollado para este trabajo de tesis, mediante lenguaje M. El mismo permite la identificación de partículas en imágenes obtenidas con Microscopio electrónico de barrido (SEM), y mide el tamaño promedio de las mismas. A partir de dichas medidas es posible identificar si las partículas de la muestra son PM2.5, PM10 o PM>10.

En el ***Capítulo 5*** se detallan los estudios efectuados en el Observatorio Pierre Auger, relacionados con las mediciones de aerosoles efectuadas en distintos sitios del Observatorio en Diciembre 2022 y Marzo 2023. También se presenta el estudio de los resultados de concentraciones de aerosoles, aplicado a mediciones hechas por terceros en distintos períodos y años a lo largo del Observatorio, con la finalidad de tener un background de la situación y poder evaluar la variación espacio-temporal de aerosoles y la presencia de inhomogeneidades horizontales en su distribución en el Observatorio, caracterizando dichos períodos. Se analizaron concentraciones en modo masa (microgramos/m^3) y en modo partículas (partículas/m^3). Para los períodos en los que sólo se midió con equipo Grimm 1.109 la concentración de aerosoles en modo masa, se aplicó un método analítico con el objetivo de convertir dichos datos en concentración de partículas, a modo de contar con ambos datos. Se efectuaron correlaciones entre las concentraciones de aerosoles halladas mediante mediciones en campo y el espesor óptico de aerosoles (AOD, por sus siglas en inglés).

El ***Capítulo 6*** presenta el estudio del potencial origen de los aerosoles muestreados en las distintas campañas, llevadas a cabo durante las distintas estaciones del año (otoño, invierno, primavera y verano) en Rosario y sitios aledaños. Se estudió la influencia de las industrias del país y eventos de incendios forestales en los aerosoles presentes en la atmósfera de dichas zonas. Mediante el estudio del movimiento de las masas de aire utilizando el programa HYSPLIT y datos meteorológicos, se pudieron evaluar variables que influyen en la concentración y transporte de los aerosoles. También se estudiaron valores de gases como NO_2 y CO presentes en la atmósfera de dichos sitios, aportados por el Instrumento de Monitoreo Troposférico (TROPOMI) a bordo del satélite Sentinel

5 Precursor de la Agencia Espacial Europea, aplicado a los períodos de muestreo de aerosoles.

El **Capítulo 7** trata acerca del impacto de las emisiones de los incendios en el Delta del Río Paraná durante un período de septiembre del 2022, y su potencial influencia en la calidad de aire de Rosario y sitios circundantes. El **Capítulo 8** corresponde a una ampliación del Capítulo 7 y se centra en el impacto de dichos incendios en un sitio rural y un sitio industrial, adicionando herramientas satelitales alternativas y evaluando la correlación entre las mismas.

El **Capítulo 9** presenta un período corto en el que se tomaron mediciones de material particulado en el centro de la ciudad de Rosario con equipo GRIMM 1.109, identificado como período limpio debido a las bajas concentraciones de aerosoles halladas y la ausencia de incendios en el Delta del Río Paraná, los valores hallados fueron relacionados con otras variables, como la altura de la Capa Límite Planetaria en dicho período. Los resultados obtenidos fueron comparados con los valores límites de PM2.5 que son establecidos por la OMS (2021), a modo de evaluar el impacto en la salud de la población.

A modo de finalizar la tesis doctoral, se presenta el último capítulo (***Capítulo 10***) con el estudio de bioaerosoles, principalmente enfocado a esporas, detectados con el equipo Lanzoni VPPS 2000, principales de la zona cercana al Instituto de Física de Rosario. Se evaluó la influencia de la Capa límite Planetaria, la variabilidad estacional y horaria, el posible efecto sobre la radiación solar, entre otros temas. Debido a la extensión del presente trabajo, se incluye como archivo suplementario un estudio sobre el posible origen de granos de polen de *Alnus acuminata* detectados en la ciudad de San Luis en distintos años. Para este análisis se utilizó el modelo Pysplit, una adaptación del modelo HYSPLIT implementada en Python, cuyo código fue ampliado con el fin de realizar análisis más detallados y específicos de las trayectorias de masas de aire.

2. ESTADO DEL ARTE

2.1. AEROSOLES ATMOSFÉRICOS

2.1.1. Características y fuentes

Los aerosoles atmosféricos se presentan como partículas sólidas o líquidas suspendidas en el aire. Estas partículas, mayores que las moléculas, varían en tamaño desde 0,002 µm hasta 100 µm. Los aerosoles pueden permanecer suspendidos en la atmósfera durante varias horas y extender su permanencia hasta alrededor de una semana, dependiendo de las condiciones meteorológicas y del tamaño de los mismos, siendo que los más pequeños demoran más tiempo en decantar por efecto de la gravedad. En la práctica, el término "aerosol" generalmente se refiere a las partículas semivolátiles y no volátiles en el aire, excluyendo los compuestos volátiles que existen únicamente en la fase gaseosa (Pöschl et al., 2005). Algunos expertos añaden que los aerosoles deben ser visibles o medibles (Hinds, 1982).

A finales del siglo XX, el estudio de los aerosoles atmosféricos se centró en las fuentes que originan los mismos (Hidy 2019). Algunos estudios como los de Miller et al. (2006) y Streets et al. (2003), analizando la masa y composición de los aerosoles, identificaron fuentes naturales y antrópicas. Además, se desarrollaron métodos "basados en receptores" para identificar las fuentes de aerosoles según su composición elemental, aprovechando las observaciones detalladas de la química de los aerosoles (por ejemplo, Friedlander, 1973; Watson, 1979; Hopke, 1985). Estos métodos se han utilizado ampliamente para identificar las fuentes de aerosoles representadas por su composición química.

Las partículas del aerosol ambiental pueden ser de origen primario o secundario. Los aerosoles que son emitidos de manera directa a la atmósfera, por fuentes fijas o móviles, se consideran aerosoles primarios. Los aerosoles secundarios son aquellos que se forman a partir de reacciones atmosféricas a partir de precursores gaseosos (Pandis et al., 1992; Jacobson et al., 2000). Tanto los primarios como los secundarios pueden formarse como consecuencia de las actividades naturales o antrópicas.

Las fuentes naturales pueden ser de origen:

- **Mineral:** constituido por materiales generados por la erosión eólica sobre distintas superficies geológicas. Principalmente **Carbonatos de calcio** y

magnesio ($CaCO_3$, $MgCO_3$) y **óxidos de Silicio (Si), Hierro (Fe)** y **Aluminio (Al)** ej. (SiO_2, Al_2O_3, FeO, Fe_2O_3, CaO, entre otros).

El polvo desértico desempeña un papel fundamental en el sistema climático. Estudios previos sugieren que el polvo es uno de los principales contribuyentes a la carga global de aerosoles (Textor et al., 2006) y tiene un impacto significativo en el balance radiativo de la Tierra debido a la absorción y dispersión de radiacón solar y emisión de radiación infrarroja. (Sokolik et al., 2001; Tegen, 2003; Balkanski et al., 2007). La deposición de polvo desértico en los océanos constituye una fuente esencial de hierro en regiones con alto contenido de nutrientes y bajo contenido de clorofila (HNLC) (Mahowald et al., 2009). Esta aportación de hierro es crucial para la absorción de CO_2 atmosférico por parte del océano, ya que actúa como un nutriente vital para el crecimiento del fitoplancton (Jickells et al., 2005; Aumont et al., 2008; Tagliabue et al., 2009). El polvo también desempeña un papel significativo en la ***química troposférica***, principalmente a través de la ***captación heterogénea de gases reactivos como el ácido nítrico*** (Bian y Zender, 2003; Liao et al., 2003; Bauer et al., 2004) y de las ***reacciones heterogéneas con el dióxido de azufre*** (Bauer y Koch, 2005). Además, los aerosoles minerales son importantes para las evaluaciones de calidad del aire debido a su ***impacto en la visibilidad y en los niveles de concentración de material particulado*** (Kim et al., 2001; Ozer et al., 2007).

- **Biogénico**: comprende principalmente granos de **polen, esporas, bacterias, virus**, así como de la actividad metabólica de organismos vivos y la descomposición de materiales orgánicos. Productos de la quema de biomasa: C, Cl, K, HAPs (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos).

- **Marino:** principalmente partículas de sal que se originan a través de la interacción del viento y las olas en los océanos. Principalmente Cloruro de Sodio y Sulfato de Amonio, otros cloruros y sulfatos, Cl^-, SO_4^{2-}, Br^-, HCO_3^-, Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, K^+, ClNa, MgCl, $MgSO_4$ o Na_2SO_4,C_2H_6S. En términos de masa, las partículas de sal marina ocupan el ***segundo lugar*** en abundancia en la troposfera, después del polvo mineral (Andreae y Rosenfeld 2008).

- **Volcánico:** conformado por la emisión de gases y partículas durante eventos eruptivos volcánicos, incluyendo la salida de lava caliente. Principalmente H_2S y SO_2. Otros compuestos emitidos son: SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3, HCl.

- **Cósmico:** abarca aquellos materiales que ingresan a la atmósfera terrestre desde el espacio exterior (Gourdeau, 2003).

Dentro de las partículas de origen cósmico se encuentran:

Siderditas	Contienen Fe y silicatos
Kamacita	Contienen Fe y Ni
Troilita	Sulfuro ferroso
Olivina	Mg2Si O4
Ortopiro-xeno	(Mg Fe)SiO3
Pigeonita	Mezcla de (Mg,Fe)SiO3 y (Ca, Mg)(SiO3)2
Diopsida	(Ca,Mg)(SiO3)2
Plagioclasa	NaAlSi3O8 y CaAl2Si2O8

A escala global, las fuentes naturales son de gran importancia, especialmente aquellas que abarcan grandes superficies, como los océanos y desiertos. Generalmente, estas fuentes superan a las fuentes antrópicas, excepto en áreas altamente urbanizadas donde predominan diversos procesos de combustión, tanto de fuentes fijas (industriales y calefacción de ambientes) como móviles (tránsito vehicular) (Morawska y Zhang, 2002; Vouitsis et al., 2003).

Algunos ejemplos de aerosoles de origen antropogénico incluyen tanto partículas no intencionales derivadas del campo de la nanotecnología (Oberdörster, 2005; Fang et al., 2006) como otros tipos de partículas, entre ellas:

Fuentes no intencionales:

- Polvo levantado de la superficie por el movimiento vehicular y la industria de la construcción.
- Pulverización y trituración de carbón o roca.
- Transporte y disposición de residuos.
- Combustión vehicular, generación de energía, calefacción de ambientes.
- Pinturas.
- Imprentas.
- Incineradores.

- Procesos de metales (forjado, fundición, etc.).
- Superficies calientes.
- Frituras, asados, cocción de alimentos.
- Motores eléctricos.

Fuentes intencionales:

- Aerosoles controlados por tamaño y forma, diseñados para la funcionalidad.
- Metales, semiconductores, óxidos de metales, carbones, polímeros.

Además, los aerosoles orgánicos secundarios son productos de la oxidación atmosférica de gases orgánicos reactivos presentes en la atmósfera. Estos gases reaccionan con tres oxidantes principales: el radical hidroxilo (OH), el ozono (O_3) y el radical nitrato (NO_3) (Jacobson et al., 2000).

2.1.2. Composición química

Las partículas constituyentes de los aerosoles atmosféricos están compuestas por componentes inorgánicos y orgánicos (Viana et al., 2006; Barth et al., 2022). Existen partículas que pueden ser exclusivamente orgánicas o inorgánicas o bien una mezcla de ambas debido a la aglomeración de las mismas en el medio atmosférico, lo cual diversifica su composición y aumenta su tamaño generando aglomerados.

Las partículas de origen mineral y los aerosoles marinos predominan en el material particulado en suspensión a escala global (IPCC, 2007). La fracción mineral, de origen natural, contribuye con aproximadamente el 44% de la masa total del material particulado (MP) (Duce, 1995; IPCC, 1996). A una escala más local, la composición del material particulado atmosférico está significativamente influenciada por las fuentes de emisión locales.

Aunque a escala global los niveles de aerosoles antropogénicos son muy bajos en comparación con los correspondientes a los naturales, aquellos influyen significativamente en la composición de las partículas en áreas urbanas y pueden ser generados por el tránsito vehicular (Achad et al., 2014; Querol et al., 2001) y otras fuentes emisoras características de este tipo de áreas.

Según la naturaleza de las partículas, se establecen los siguientes grupos composicionales (Seinfeld & Pandis, 1998): materia mineral, aerosol marino, materia orgánica y carbono elemental, partículas derivadas del azufre y partículas derivadas del nitrógeno.

2.1.2.1. Materia mineral

Las partículas de este grupo presentan una composición similar a la mayoría de los componentes que forman parte de la corteza terrestre. La composición química de las partículas minerales varía entre diferentes zonas y depende en gran medida de las condiciones locales del suelo. Sin embargo, bajo determinadas circunstancias, esta composición original puede alterarse. Los principales constituyentes incluyen:

- Cuarzo (SiO_2)
- Carbonatos: calcita ($CaCO_3$) y dolomita ($CaMg(CO_3)_2$)
- Minerales de la arcilla: caolinita ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$) e illita ($K(Al,Mg)_3SiAl_{10}(OH)$)
- Cloritas: $Si_3O_{10}(Mg,Fe)_5(Al,Fe)_2(OH)_8$
- Feldespatos: albita ($NaAlSi_3O_8$), anortita ($CaAl_2Si_2O_8$) y microclina $(K,Na)AlSi_3O_8$
- Sulfatos: yeso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), anhidrita ($CaSO_4$) y baritina ($BaSO_4$)
- Fosfatos: apatito ($Ca_5(PO_4)_3(F,Cl,OH)$)
- Óxidos de hierro: hematita (Fe_2O_3), magnetita (Fe_3O_4) e ilmenita ($FeTiO_3$)

Estas partículas son predominantemente de tipo primario, aunque algunos sulfatos y nitratos pueden generarse en la atmósfera a través de reacciones entre partículas carbonatadas y compuestos como SO_2, HSO_4^-, H_2SO_4 y HNO_3. A escala global, las partículas minerales tienen un origen mayoritariamente natural. Sin embargo, a escala local, las fuentes antrópicas pueden ser las principales contribuyentes a los niveles de materia mineral. Este es el caso en áreas industriales (como las zonas con industria cerámica y cementeras) y en áreas urbanas, donde los niveles de materia mineral pueden ser elevados debido al desgaste del pavimento y la resuspensión provocada por el tránsito vehicular, además de los procesos de construcción y demolición (Querol et al., 2001, 2004).

2.1.2.2. Aerosol Marino

El aerosol marino está compuesto por partículas originadas en zonas marinas (mares y océanos), cuya composición refleja en gran medida la del agua de mar. Principalmente,

estas partículas están formadas por cloruro de sodio (NaCl), aunque también pueden contener otras especies como cloruro de magnesio ($MgCl_2$), sulfato de magnesio ($MgSO_4$) y sulfato de sodio (Na_2SO_4). Además, los mares y océanos son una fuente de aerosoles de naturaleza biogénica, tales como residuos orgánicos resultantes de la descomposición de algas y plancton, los cuales pueden constituir hasta un 10% en términos de masa (Matthias-Maser et al., 1999).

El aerosol marino, a escala global, es el **segundo grupo más importante** en cuanto a masa (37%). La formación del aerosol marino ocurre cuando el viento incide sobre la superficie del océano, generando pequeñas burbujas que son proyectadas a altas velocidades e incorporadas a las masas de aire en movimiento.

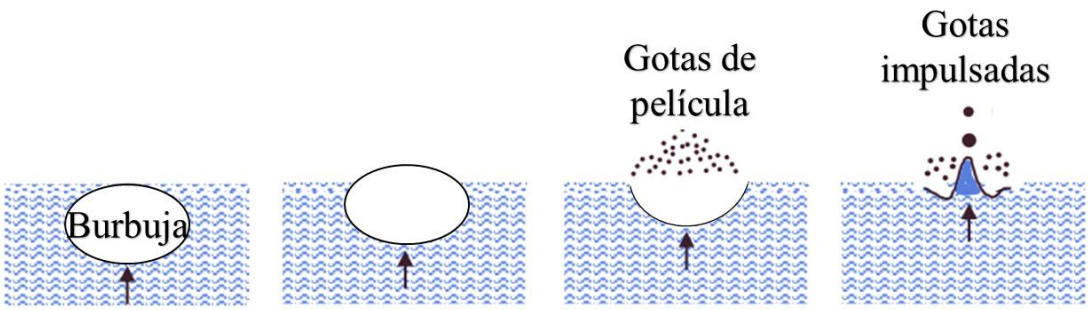


Figura 2.1 Formación de partículas de sal marina a través de la ruptura de burbujas en la superficie del océano mediante gotas de película y gotas de chorro, basado en la Figura 7.12 de Warneck (1988).

2.1.2.3. Compuestos Carbonáceos

Los compuestos carbonosos son partículas cuyo **componente principal es el carbono**. No se incluyen en este grupo los carbonatos como la calcita, dolomita y magnesita, que pertenecen a la fracción inorgánica del carbono.

Las partículas carbonosas pueden tener **origen natural o antrópico**, siendo emitidas como partículas primarias o formadas a partir de gases (Robinson et al., 2007). Estas partículas pueden presentarse como carbono elemental (Carbono negro, Black carbon o BC) o como Carbono Orgánico (OC). El **carbono elemental,** emitido como partículas primarias debido a procesos de **combustión incompleta** (automóviles, fuel-oil, carbón, quema de biomasa), es **abundante en áreas urbanas e industrializadas,** y por lo tanto, la mayor parte del BC en la atmósfera proviene de actividades humanas. Las emisiones de BC han variado en respuesta a los cambios en el uso de combustibles

fósiles y el desarrollo tecnológico, y se estima que las emisiones de BC por combustibles fósiles son las más altas en los países en desarrollo (Novakov et al., 2003). Las partículas de BC son esferulitas grafíticas con un diámetro típico de 50 nm, que se agregan por colisión durante la combustión, y se agrupan en cadenas con una longitud típica de unos pocos cientos de nanómetros (Jacobson, 2000). El **OC** se forma en la atmósfera como **partículas primarias y por oxidación secundaria de compuestos orgánicos volátiles** (VOCs) a través de la condensación. El OC primario es producido tanto por fuentes antropogénicas (quema de combustibles fósiles y biomasa) como naturales (restos vegetales, polen, esporas, algas, etc.). El oxígeno, hidrógeno y otras especies químicas suelen asociarse con el OC, y el aerosol resultante se denomina **materia orgánica**. Las especies carbonáceas son contribuyentes importantes a la concentración de masa de aerosoles menores de 2.5 micrones de diámetro aerodinámico (PM2.5). En conjunto, los compuestos carbonosos representan entre el **2-5% de la masa de las emisiones globales de aerosoles** (IPCC, 2007), siendo uno de los tipos de partículas dominantes en áreas urbanas e industriales.

La materia orgánica (expresada como carbono orgánico) en el material particulado puede representar entre el 10% y 25% de PM10 y entre el 11% y 25% de PM2.5 (Wolff et al., 1991).

2.1.2.4. Partículas derivadas del Azufre

Estas partículas contienen **azufre como componente principal**. Pueden tener origen natural, como partículas primarias ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$, azufre elemental), o ser aerosoles secundarios formados a partir de SO_2 (de origen volcánico), dimetil-sulfuro (DMS) y carbonil-sulfuro (de origen biogénico). La contribución biogénica puede ser significativa, como en el Mediterráneo oriental durante el verano, cuando las emisiones de dimetil-sulfuro constituyen entre el 20-25% del sulfato total (Ganor et al., 2000; Sciare et al., 2003). El DMS es una de las principales fuentes de sulfato en la atmósfera sobre los océanos, y su contribución puede ser significativa en ciertas condiciones, como en áreas con alta productividad biológica. El DMS es producido, principalmente, por la biósfera marina y juega un papel importante en el ciclo del azufre atmosférico. En zonas como el Atlántico Sur y la región patagónica, donde existe una intensa interacción entre el océano y la atmósfera, es posible que se registren contribuciones significativas de sulfato atmosférico con origen marino.

El propionato de dimetil-sulfonio (DMSP) presente en las células de fitoplancton se libera en la columna de agua, donde se transforma en dimetil-sulfuro. Este compuesto se

transfiere desde la superficie oceánica hacia la atmósfera en forma gaseosa, donde se oxida generando diversos productos, entre los cuales se encuentra el dióxido de azufre (SO_2). El SO_2 se oxida posteriormente a ácido sulfúrico (H_2SO_4), que contribuye a la formación de partículas de sulfato que actúan como núcleos de condensación de nubes (CCN). La concentración de DMS está regulada por la biomasa de fitoplancton y por una compleja red de procesos ecológicos y biogeoquímicos influenciados por el contexto geofísico (Simó, 2001). La radiación solar es el principal impulsor de este contexto geofísico, y juega un papel crucial en el crecimiento de las comunidades de fitoplancton. Las nubes, a su vez, tienen una influencia significativa sobre el balance de energía y radiación de la atmósfera, ya que afectan tanto la radiación de onda corta (al reflejar parte de la radiación solar entrante y aumentar el albedo) como la radiación de onda larga, al modificar el intercambio de calor entre la superficie terrestre y la atmósfera. En particular, en las nubes bajas sobre los océanos, el efecto del albedo es el principal resultado de la interacción entre la radiación y las nubes, y genera un efecto de enfriamiento neto sobre el clima (Chen et al., 1999; Rossow, 1999).

Generalmente, los aerosoles sulfatados son de origen antrópico, generados principalmente a partir de la transformación del SO_2 derivado de la combustión de carbón y fuel-oil (más del 50% según el IPCC, 2001).

2.1.2.5. Partículas derivadas del Nitrógeno

Las partículas que contienen nitrógeno, en su mayoría son de **tipo secundario**, y están formadas a partir de gases precursores emitidos por fuentes **naturales** (suelos, descargas eléctricas, combustión de biomasa, emisiones de microorganismos) o **antrópicas** (combustión de combustibles fósiles, biomasa, agricultura y ganadería). Las reacciones de oxidación de óxidos de nitrógeno (NO_x) y amoníaco (NH_3) resultan en la formación de ácido nítrico (HNO_3) y amonio (NH_4^+), respectivamente.

El amoníaco gaseoso y el ácido nítrico reaccionan en la atmósfera para formar nitrato de amonio en aerosol, NH_4NO_3 (Ecuación 2.1). La formación de aerosol de nitrato de amonio depende del estado termodinámico de su precursor y está fuertemente influenciada por las condiciones ambientales.

$$NH_3(g) + HNO_3(g) \rightleftharpoons NH_4NO_3(s) \qquad (2.1)$$

El nitrato de amonio se forma en áreas caracterizadas por altas concentraciones de amoníaco y ácido nítrico, y bajas concentraciones de sulfato. Dependiendo de la humedad relativa (HR) ambiental, el nitrato de amonio puede existir como un sólido o

como una solución acuosa de NH_4^+ y NO_3^-. Las concentraciones de equilibrio de NH_3 y HNO_3 gaseosos, y la concentración resultante de NH_4NO_3, se calculan mediante principios termodinámicos, requiriendo la HR y la temperatura ambiental. A bajas temperaturas, el equilibrio del sistema se desplaza hacia la fase aerosol. En condiciones de baja HR, el NH_4NO_3 se encuentra en estado sólido, mientras que en condiciones de HR superiores al punto de deliquescencia (es decir, la humedad relativa a la cual una sustancia sólida absorbe suficiente vapor de agua como para disolverse y formar una solución acuosa), el NH_4NO_3 pasa a estar en estado acuoso. La temperatura ambiental y la humedad relativa son factores importantes que influyen en la estabilidad de NH_4NO_3. A temperaturas superiores a 20°C, el HNO_3 y NH_3 suelen encontrarse en estado gaseoso (Stelson & Seinfeld, 1982; Harrison & Msibi, 1993). Un aumento en la humedad relativa favorece la formación de NH_4NO_3 (Seinfeld & Pandis, 1998).

La presencia de agua permite que el NH_4NO_3 se disuelva en las partículas líquidas del aerosol y aumente su concentración en el aerosol. El amoníaco y el nitrato existirán en la fase aerosol solo si hay suficiente amoníaco y ácido nítrico presentes para saturar la fase gaseosa.

El ácido sulfúrico juega un papel importante en la formación de aerosoles de nitrato. El ácido sulfúrico posee una presión de vapor extremadamente baja. Además, el $(NH_4)_2SO_4$ es la forma preferida de sulfato, por lo que cada mol de sulfato eliminará 2 moles de amoníaco de la fase gaseosa. Por lo tanto, debe haber suficiente NH4+ para neutralizar los sulfatos, y el exceso se utilizará para formar NH_4NO_3 (Seinfeld & Pandis, 1998; IPCC, 2007).

También pueden encontrarse otras especies de nitratos como el nitrato de sodio ($NaNO_3$) y el nitrato de calcio ($Ca(NO_3)_2$), formados por la reacción del aerosol marino (NaCl) o partículas alcalinas ($CaCO_3$) con ácido nítrico (HNO_3) (Harrison & Pio, 1983; Pio & Lopes, 1998; Bardouki et al., 2003).

2.1.3. Propiedades físicas

2.1.3.1. Distribución de tamaños

Las dimensiones características de los distintos tipos de aerosoles atmosféricos están influenciadas por una variedad de factores, incluyendo la fuente de emisión, las condiciones climáticas y las características fisiográficas de la región.

Las partículas atmosféricas pueden clasificarse según su tamaño en distintas fracciones, las cuales varían según el campo de estudio y el contexto de aplicación. En **ciencias atmosféricas**, se suele denominar **fracción fina** a las partículas con **tamaño inferior a 1 µm**, mientras que la **fracción gruesa** corresponde a partículas con **tamaños superiores** a ese umbral. En epidemiología y en la normativa de calidad del aire, el término **fracción fina** se refiere a partículas con diámetro igual o inferior a 2.5 µm (PM2.5), mientras que la **fracción gruesa** incluye partículas con diámetro entre 2.5 y 10 µm (PM10-2.5). Además, se reconocen las partículas **ultrafinas**, con diámetros menores a 0.1 µm, y las **nanopartículas**, de tamaño inferior a 0.05 µm.

En este trabajo, se adoptará la clasificación basada en estándares de calidad del aire, dado que permite comparar los resultados con los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y otras normativas internacionales. No obstante, para comprender mejor el comportamiento físico-químico de las partículas en la atmósfera, se presenta primero una descripción detallada de la clasificación propia de las ciencias atmosféricas, para luego abordar la clasificación empleada en estudios de calidad del aire.

2.1.3.1.1. Clasificación de los aerosoles en términos de Ciencias atmosféricas

Hidy (2019) señala que los modos observados en la distribución por volumen están significativamente afectados por la sedimentación en partículas de mayor tamaño (>5 µm de diámetro). El modo de acumulación (0.1 – 5 µm) se caracteriza por una sedimentación, colisiones inerciales y tasas de crecimiento relativamente bajas. En contraste, el modo de nucleación y crecimiento (<0.1 µm) está dominado por procesos de condensación, coagulación y difusión. El crecimiento de partículas mediante la condensación de vapor sobre partículas existentes (nucleación heterogénea) o reacciones químicas es fundamental. Se han establecido leyes de crecimiento semiempíricas para el régimen submicrométrico (por ejemplo, McMurry y Wilson, 1982).

A continuación, se presenta una gráfica que describe la distribución de tamaños de las partículas (Figura 2.2).

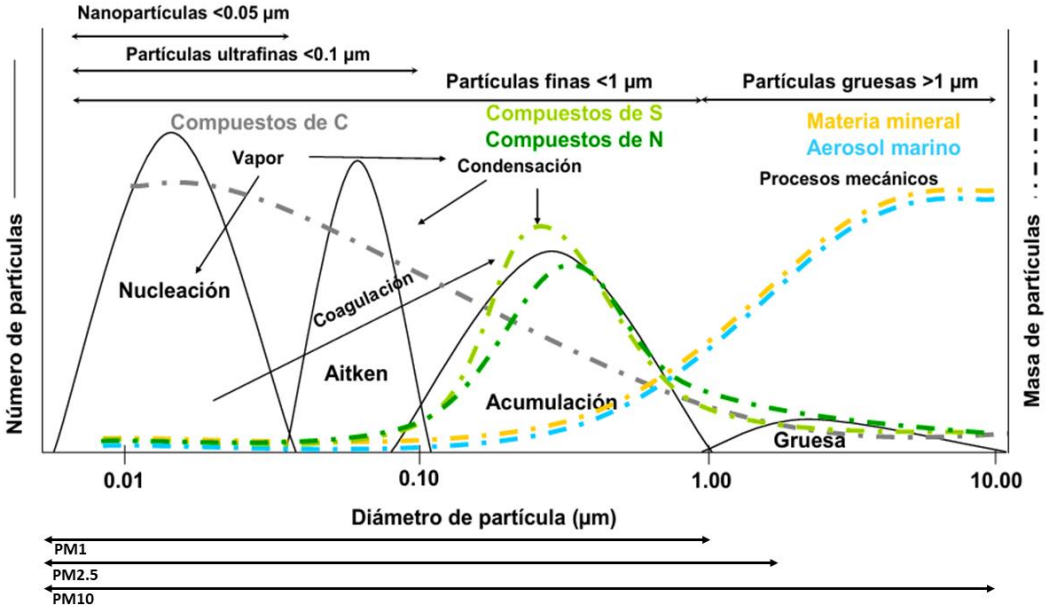


Figura 2.2 Esquema basado en Warneck (1988) y Harrison & Van Grieken (1998) que ilustra la relación entre el tamaño de las partículas, su distribución en términos de número y masa, y su composición química.

Resulta importante aclarar que dentro de los aerosoles atmosféricos los sulfatos y el hollín presentan tamaños menores que el polvo continental y el spray marino.

Perez et al. (2020) afirma que los bioaerosoles son un subconjunto de partículas presentes en la atmósfera, los cuales se encuentran conformados por organismos como bacterias o algas unicelulares, unidades reproductivas de dispersión (esporas de hongos, quistes de dinoflagelados, granos de polen) o detritos y fragmentos producidos por plantas y animales. Estas partículas presentan diámetros distribuidos desde algunos nanómetros hasta décimas de milímetros (Figura 2.3).

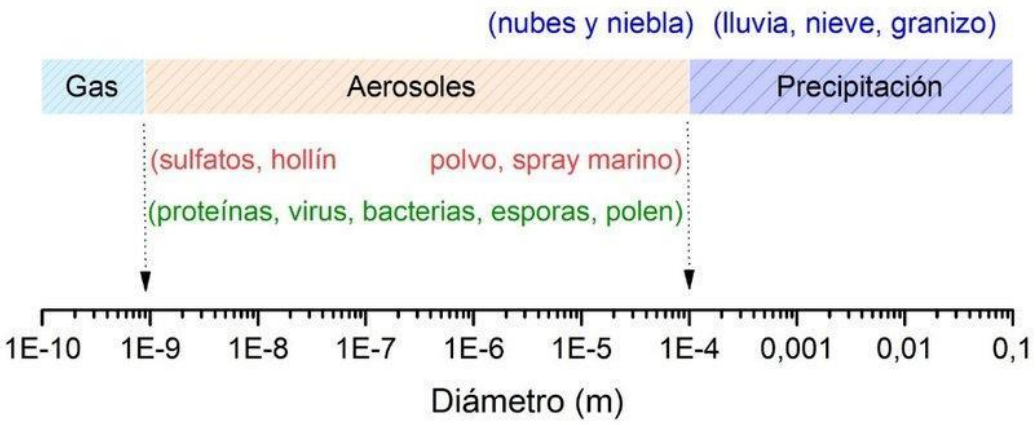


Figura 2.3 Rangos de tamaños de partículas atmosféricas y bioaerosoles. (Perez et al.,2020).

A partir de la Figura 2.4, se puede observar un diagrama esquemático que relaciona los distintos compuestos químicos de los aerosoles atmosféricos y su tamaño aproximado. Se identifican dos picos principales: uno de partículas finas (< 1 µm) compuesto por especies antropogénicas y secundarias, como carbono, plomo y sulfatos, y otro de partículas más grandes (> 1 µm) relacionadas con fuentes naturales, como el silicio, hierro y sodio.

Los aerosoles más pequeños están dominados por procesos químicos secundarios, mientras que los grandes provienen de la desintegración mecánica de materiales naturales.

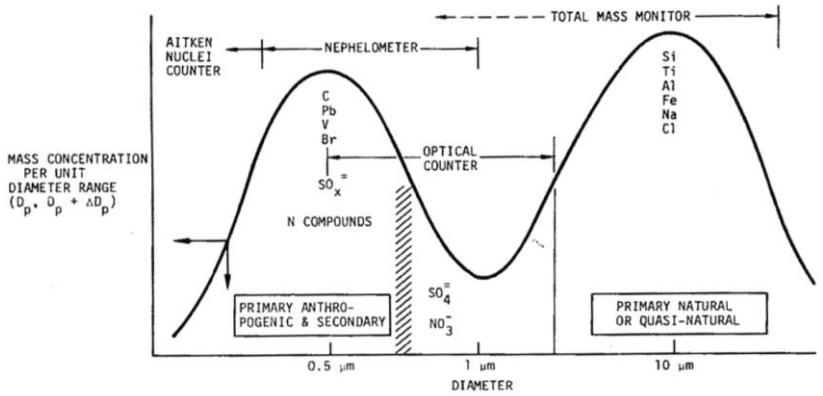


Figura 2.4. Diagrama conceptual de la distribución por tamaño de partículas con especies químicas que generalmente se encuentran en al menos dos modos de concentración de masa de aerosoles. Las especies secundarias se encuentran en el rango de partículas pequeñas, con un diámetro inferior a ~1 µm, y las partículas más

grandes están fuertemente influenciadas por material proveniente de la desintegración mecánica. (Adaptado de Hidy et al., 1980).

2.1.3.1.1.1. Partículas Ultra-Finas

Las partículas ultra-finas son aquellas cuyo tamaño es inferior a 0.1 µm (Figura 2-2). Generalmente, están presentes en todos los ambientes, aunque su abundancia es significativamente mayor en zonas urbanas debido a su principal fuente emisora: el tráfico automotor (Wehner et al., 2002; Rose et al., 2006). Suelen ser muy abundantes en número, sucediendo lo contrario en términos de masa. Se distinguen dos subgrupos dentro de las partículas ultra-finas, basados en el tamaño y los mecanismos de formación:

- **Nucleación:** Estas partículas se generan en la atmósfera a partir de gases precursores, especialmente H_2SO_4, NH_3 y compuestos orgánicos volátiles (VOCs). El rango de tamaño comprendido en esta categoría es de 1 a 30 nm y pueden llegar a ser muy abundantes en número (Rodríguez et al., 2005). Las partículas con un diámetro modal de 0.010–0.030 µm son emitidas en grandes cantidades por los motores diésel (Kittelson, 1998).

  La vida media de estas partículas es muy corta y tienden a unirse rápidamente a otras partículas por coagulación, formando partículas de mayor tamaño (Fushimi et al., 2008).

La nucleación en la atmósfera puede ocurrir de diversas formas. La **nucleación homogénea** se da sin la ayuda de superficies externas, siendo importante en la formación inicial de partículas ultrafinas de aerosoles a partir de gases como el ácido sulfúrico y el vapor de agua, aunque es menos frecuente. La **nucleación heterogénea** es más común y ocurre cuando las partículas se forman alrededor de superficies preexistentes, como aerosoles o polvo, facilitando la condensación de vapores. En la **nucleación binaria**, dos especies, típicamente ácido sulfúrico y agua, interactúan para formar partículas, un proceso clave en áreas urbanas e industriales. Eastern & Peter (1994) constataron que el proceso de nucleación ocurre a **bajas temperaturas y alta humedad relativa**, implicando **la presencia de H_2O** para la nucleación binaria (Ej. Ácido sulfúrico con vapor de amoníaco) o ternaria (ácido sulfúrico, vapor de amoníaco y vapor de agua). La **nucleación ternaria**, más eficiente, involucra tres especies, como ácido sulfúrico, agua y amoníaco, y es relevante en ambientes con emisiones de amoníaco, como zonas agrícolas. Los **compuestos orgánicos volátiles (VOCs)** suelen participar

en la nucleación heterogénea y en la etapa de crecimiento de partículas, contribuyendo al aumento de tamaño de los aerosoles ya formados.

La nucleación puede ocurrir en condiciones de **baja humedad relativa, alta velocidad del viento, elevadas concentraciones de ozono troposférico y fuerte radiación solar** (Rodríguez et al., 2005), desencadenando en un fenómeno de conversión de gas a partícula. En áreas urbanas, la nucleación puede ser predominante debido a las emisiones de gases a elevadas temperaturas provenientes de fuentes como los caños de escape de automóviles. Estos gases contienen compuestos semi-volátiles que, al enfriarse en la atmósfera, alcanzan un estado de sobresaturación. Este proceso de sobresaturación puede inducir intensos mecanismos de nucleación, resultando en la formación de partículas atmosféricas (Imhof et al., 2005).

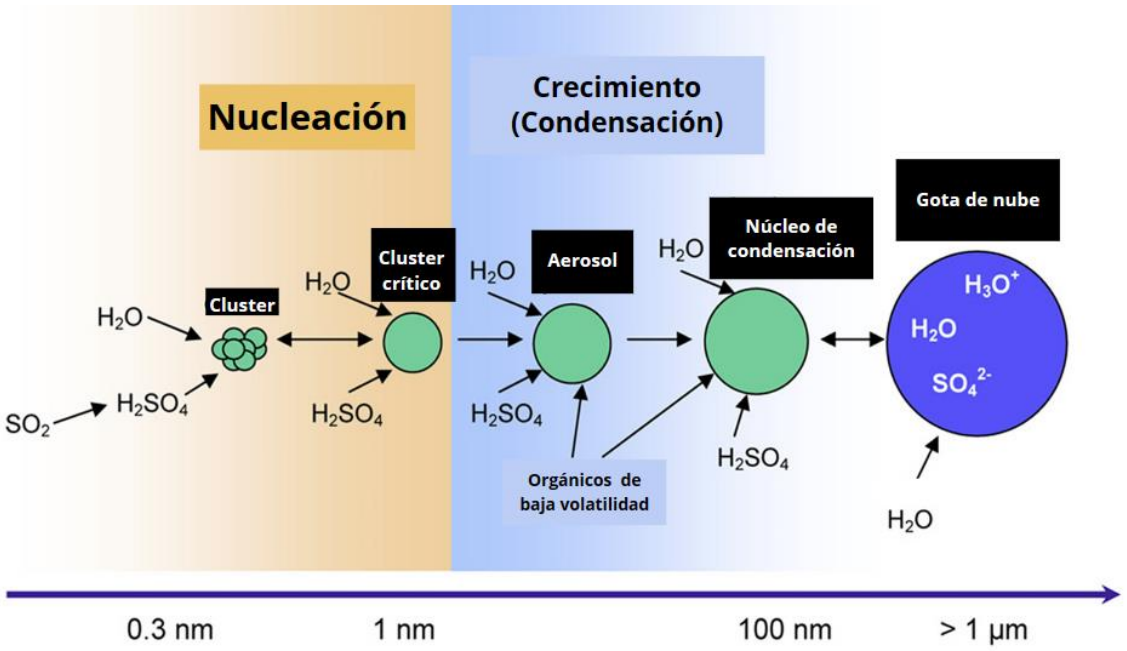


Figura 2.5 Representación esquemática del proceso de nucleación y crecimiento subsecuente para la nucleación binaria homogénea atmosférica de H_2SO_4 y H_2O. Una vez que se forman los cúmulos estables, otras sustancias como los compuestos orgánicos de baja volatilidad también pueden participar en el proceso de crecimiento. Las partículas pueden aumentar de tamaño lo suficiente como para actuar como núcleos de condensación de nubes, sobre los cuales eventualmente pueden formarse gotas de nubes. (Curtius, 2006)

Aitken: Las partículas de esta categoría resultan principalmente de **emisiones primarias y de la coagulación de partículas preexistentes** (Wehner et al., 2002). Presentan diámetros comprendidos entre 20 y 100 nm (Figura 2.2). Esta categoría es

especialmente importante en zonas urbanas influenciadas por el tráfico, donde las emisiones primarias de procesos de combustión incompleta, principalmente de vehículos diésel, son muy abundantes (Morawska et al., 1998 y 1999). En dichas áreas, las partículas de Aitken pueden representar un porcentaje significativo del total de aerosoles ultrafinos, afectando tanto la calidad del aire como la salud pública debido a su capacidad de penetrar en los pulmones. Estudios más recientes han demostrado que la concentración de estas partículas puede variar considerablemente dependiendo de la hora del día y la intensidad del tráfico, siendo especialmente alta durante las horas pico (Wu et al, 2021; Masiol et al., 2017; Avino et al., 2011,).

2.1.3.1.1.2. Partículas Finas

Las partículas finas son aquellas cuyo tamaño es inferior a 1 µm (Figura 2.2). Una fracción significativa de estas partículas pertenece al "modo de acumulación". Estas partículas resultan de la coagulación de otras partículas existentes y/o de la condensación de compuestos semi-volátiles sobre su superficie, alcanzando un tamaño final superior a 0.1 µm. En zonas urbanas, una parte importante de esta categoría está compuesta por partículas primarias emitidas por vehículos pesados (Rose et al., 2006). Aunque su número por unidad de volumen es menor que el de partículas ultrafinas, estas contribuyen de manera significativa a la masa total por unidad de volumen (Figura 2.2).

El tiempo de residencia de estas partículas en la atmósfera es significativamente mayor que el de las partículas ultra-finas, permitiendo su transporte a largas distancias. Ya que, como se mencionó anteriormente, las partículas ultrafinas pueden asociarse y formar conglomerados más grandes, lo que reduce su tiempo de permanencia al aumentar su tamaño y peso.

2.1.3.1.1.3. Partículas Gruesas

Las partículas gruesas tienen un tamaño superior a 1 µm (Figura 2.2). Pueden ser de origen primario, como el aerosol marino o la materia mineral, que a escala global es esencialmente natural. Sin embargo, en áreas urbanas e industriales, la fracción mineral es mayoritariamente de origen antrópico (Querol et al., 2001b, 2004a; Salvador et al., 2004). También pueden ser de origen secundario, como algunas especies de nitratos y sulfatos que se concentran en la fracción gruesa. En este caso, las partículas originalmente minerales o marinas (de origen natural o antrópico) reaccionan con especies gaseosas, modificando su composición original mediante reacciones como:

$$NaCl + HNO_3 \rightarrow NaNO_3 + HCl(gas) \quad (2.2)$$

$$CaCO_3 + H_2SO_4 + 2H_2O \rightarrow CaSO_4.2H_2O + H_2CO_3(gas) \quad (2.3)$$

Estas reacciones ocurren cuando una masa de aire rica en partículas de carbonato cálcico o aerosol marino entra en contacto con una atmósfera rica en gases y partículas ácidas de origen antrópico.

En la Tabla 2.1, se resumen las principales características de los diferentes modos de partículas agrupadas en modo fino y grueso.

Tabla 2.1. Comparación de los distintos tipos de partículas atmosféricas agrupadas según modo fino o grueso. (Modificado de WHO, 1999 y EPA 2001b).

Característica	**Modo fino**			**Modo grueso**
	Nucleación	*Aitken*	*Acumulación*	*Gruesas*
Proceso de formación	Principalmente reacciones atmosféricas.	Procesos de combustión a altas temperaturas.	Reacciones atmosféricas y procesos de combustión a altas temperaturas.	Fragmentación mecánica de sólidos grandes/gotas.
Mecanismo de formación	Conversión química de gases de baja presión de vapor y nucleación homogénea.	Nucleación, condensación, coagulación de gases.	Condensación, evaporación de agua y gases que se disuelven en agua y reaccionan.	Disrupción mecánica y abrasión de superficies, evaporación de spray, resuspensión de polvos, reacciones de gases con o sobre la partícula.

Composición general	SO_4^{2-}, carbón elemental, compuestos metálicos y orgánicos con baja presión de vapor.	Carbón elemental, compuestos metálicos y orgánicos con baja presión de vapor.	SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^+, H^+, carbono elemental, gran variedad de compuestos orgánicos, metales y partículas enlazadas al agua.	Suelo suspendido o polvo de la calle, cenizas de carbón y petróleo, NO_3^-, y Cl^-, óxidos de elementos de la corteza terrestre (Si, Al, Ti, Fe), $CaCO_3$, sal de mar, pólen, hongos, esporas, fragmentos de plantas e insectos
Solubilidad	Menos solubles que el modo de condensación.	Menos solubles que el modo de condensación.	Muy solubles, higroscópicas y delicuescentes.	Muy insolubles y no higroscópicas.
Origen	Primario y secundario. Combustión, transformación atmosférica de SO_4^{2-} y algunos compuestos orgánicos. Procesos a altas temperaturas.	Principalmente de tipo primario y/o a partir de la moda de nucleación.	Primario y secundario. Quema de combustibles fósiles, productos de transformación atmosférica NO_x, SO_x y compuestos orgánicos, incluyendo material biogénico, procesos a altas	Básicamente primario. Resuspensión de polvo industrial, suelo, cenizas de calles. Suspensión de suelo removido (ej. agricultura). Construcción, demolición, incendios controlados, oleaje marino

			temperaturas (ej. fundidoras)	(jet drops). Fuentes biológicas
Tiempo de vida promedio	De minutos a horas	De minutos a horas	De días a semanas	De minutos a horas
Procesos de remoción	Crecimiento hacia modo de acumulación		Formación de gotas de nubes, Deposición húmeda por precipitaciones y deposición seca por acción de la gravedad (lenta en comparación con la moda gruesa).	Deposición seca por gravedad y deposición húmeda por precipitaciones.
Movilidad	De uno a decenas de Km		De cientos a miles de Km	De uno a decenas de Km

2.1.3.1.2. Clasificación de los aerosoles en términos de Calidad de aire

En el ámbito de la calidad del aire, los aerosoles se clasifican principalmente en función de su diámetro aerodinámico, dado que este parámetro determina su capacidad de penetración en el sistema respiratorio humano. Las categorías más comúnmente utilizadas son: **PM10** (partículas con diámetro igual o inferior a 10 micrómetros), que representan las partículas inhalables capaces de ingresar hasta las vías respiratorias superiores; y **PM2.5** (partículas con diámetro igual o inferior a 2.5 micrómetros), que corresponden a la fracción fina, con mayor capacidad de penetración hasta los alvéolos pulmonares e incluso de ingresar al torrente sanguíneo, lo que las hace particularmente nocivas para la salud. Aunque también se reconoce la fracción **PM10–2.5** como "partículas gruesas" en estudios científicos, esta fracción no cuenta con estándares de calidad del aire específicos, ya que los valores guía y normativos se centran en PM10 y PM2.5, conforme a lo establecido por organismos como la OMS y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA).

A partir de la Figura 2.6, se pueden observar la distribución porcentual del tamaño de aerosoles que aportan distintas fuentes: polvo de suelo y calles, quemas agrícolas, quema de madera residencial, vehículos diésel, combustión de gasolina y polvo de la construcción. Los aerosoles están clasificados en cuatro rangos de tamaño: menores a 1 µm, entre 1 y 2.5 µm, entre 2.5 y 10 µm, y mayores a 10 µm.

Se observa que las fuentes relacionadas con procesos de combustión, como la quema de madera, vehículos diésel y combustión de gasolina y quemas agrícolas, en términos de calidad de aire, tienen una mayor proporción de partículas finas (<2.5 µm), siendo predominantes las menores a 1 µm, lo que es característico de aerosoles generados en estas actividades. Por ejemplo, en el caso de los vehículos diésel, el 91.8 % de las partículas emitidas son menores a 1 µm. Por el contrario, el polvo de suelo y calles, así como el polvo de la construcción, presentan un aporte significativo de partículas gruesas, siendo notable el porcentaje de aerosoles mayores a 10 µm (47.7 % en el caso del polvo de suelo y calles y 65.1 % para el polvo de la construcción).

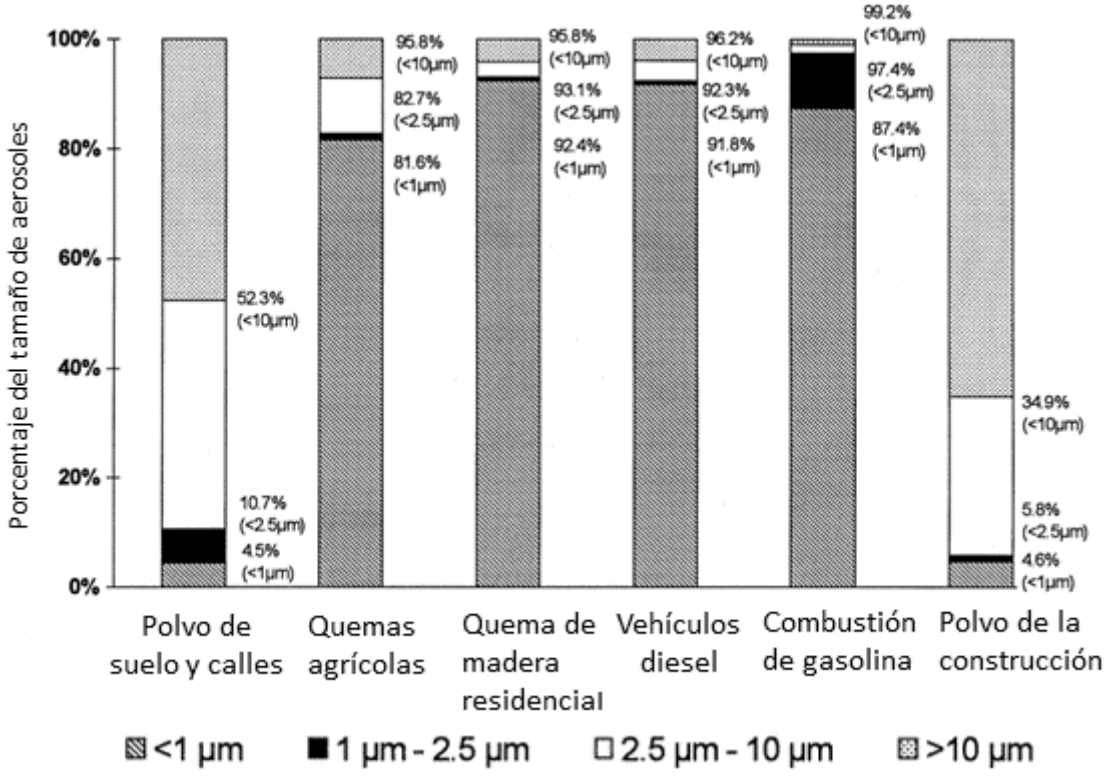


Figura 2.6. Distribución de tamaño de partículas de acuerdo a la fuente de emisión. (Ahuja et al. 1989; Houck et al., 1989, 1990). Tomado de Chow & Watson (1998).

2.1.3.2. Diámetro aerodinámico (Da)

Las partículas no son esféricas ni todas de igual densidad, sino que responden a un alto grado de variabilidad de tamaño y de anisotropía en todas sus demás propiedades físicas. A fines práctico-comparativos se les asigna un ***diámetro equivalente (De)*** que corresponde al diámetro que tendría una partícula esférica con el mismo volumen que la partícula en estudio, además y más importante aún es el **diámetro aerodinámico equivalente (Da)** (Jennings y Parslow, 1988). El Da depende de la densidad de la partícula y se define como el diámetro de una partícula esférica de densidad igual a 1 g/cm^3 que tendría los mismos efectos gravitatorios y velocidad en la atmósfera que la partícula en cuestión. En otras palabras, es el diámetro de una esfera de densidad 1 g/cm^3 que tiene la misma velocidad de sedimentación que la partícula irregular.

2.1.4. Propiedades Radiativas y Ópticas

2.1.4.1. Scattering y absorción

En la atmósfera, la radiación solar o emitida por otras fuentes, en distintos rangos de longitudes de onda del espectro electromagnético, experimenta procesos de atenuación debido a la interacción con moléculas de gases y con partículas (aerosoles) que se encuentran suspendidas en el aire. Estos procesos se dividen principalmente en dos fenómenos: la dispersión (scattering) y la absorción.

a) **Dispersión (Scattering):** Este fenómeno ocurre cuando la radiación electromagnética que incide sobre una partícula sólida o líquida (aerosol atmosférico) es desviada en determinados ángulos respecto de su dirección de propagación inicial, es decir, cambia de dirección. Representa el principal efecto de los aerosoles en el sistema climático (Charlson et al., 1992). Al incidir los fotones solares sobre una partícula, éstos son dispersados en distintas direcciones. Se trata de un proceso en el cual únicamente se altera la dirección de la radiación, es decir, los fotones son desviados pero no “desaparecen” (no son sustraídos de la atmósfera) al interactuar con las partículas.

   Aerosoles como los de **sulfato, nitrato y sal marina** se consideran predominantemente dispersantes en longitudes de onda del rango visible (Seinfeld y Pandis, 2016). La mayoría de los aerosoles tienen tamaños relativamente pequeños, generalmente comparables o menores a la longitud de onda de la luz visible. Como consecuencia, su capacidad de dispersión es más

pronunciada en el espectro de onda corta, mientras que resulta insignificante en longitudes de onda superiores a un micrón, salvo por algunas partículas de polvo de mayor tamaño (Dufresne et al., 2002). La dispersión incrementa la fracción de radiación solar reflejada hacia el espacio, lo que contribuye a ***enfriar el sistema climático.*** Sin embargo, la presencia de un albedo superficial elevado y de nubes puede atenuar este efecto neto (Thorsen et al., 2020; Liao y Seinfeld, 1998). Si bien la distribución vertical de los aerosoles no modifica directamente su capacidad de dispersión, sí puede afectar el balance radiativo, por ejemplo, al alterar la trayectoria óptica en la que se produce la absorción de vapor de agua o al modificar la ubicación vertical de la capa de aerosoles en relación con las nubes.

Existen tres tipos principales de dispersión:

- **Dispersión Rayleigh:** Se produce cuando las **partículas** sobre las que incide la radiación tienen un tamaño mucho **menor que la longitud de onda** de la radiación. Tiene lugar cuando las partículas dispersoras son moléculas, dado que éstas (cuyos radios típicos son de algunos Angström) son de menor tamaño que los aerosoles y cumplen la condición anterior para gran parte de las longitudes de onda del espectro electromagnético, en particular, para los rangos UV y Visible. Es, por lo tanto, la dispersión realizada por las moléculas del aire y de los gases atmosféricos y resulta en una mayor dispersión de longitudes de onda cortas (como el UV y el azul en el caso del rango Visible) en comparación con las largas (como el rojo en el caso del rango Visible y el IR), lo que contribuye al color azul del cielo. Dado que la dispersión es elástica (sin pérdida de energía), la radiación dispersada tiene la misma frecuencia (y longitud de onda) que la radiación incidente.
- **Dispersión Mie:** Ocurre cuando las **partículas tienen dimensiones comparables a la longitud de onda** de la radiación. Este tipo de dispersión es causado por partículas como polvo, polen y humo en la atmósfera. Es la dispersión típica de los aerosoles atmosféricos. A diferencia de la dispersión Rayleigh, la dispersión Mie no favorece una longitud de onda específica. Plantea que hay una fuerte y compleja dependencia de la intensidad de la luz dispersada con el ángulo de observación, dependencia que aumenta con la razón entre el tamaño de la partícula y la longitud de onda de la radiación incidente. Se da un incremento del scattering hacia delante a medida que aumenta el tamaño de las partículas. La dependencia del scattering con la longitud de onda es mucho

menor, y disminuye con el aumento de tamaño de las partículas. En el caso límite de partículas muy grandes, se produce dispersión no selectiva en longitud de onda. Por ello, cuando las partículas dispersantes son tan grandes como las gotas de agua que forman los bancos de niebla, la luz dispersada tiene un color blanquecino ya que ésta tiende a ser independiente de la longitud de onda. La forma característica de distribución angular de la radiación dispersada en función del tamaño de las partículas, según la teoría de Mie, es el principio utilizado por diversos espectrómetros de aerosoles que separan concentración de aerosoles por rangos de tamaños de los mismos.

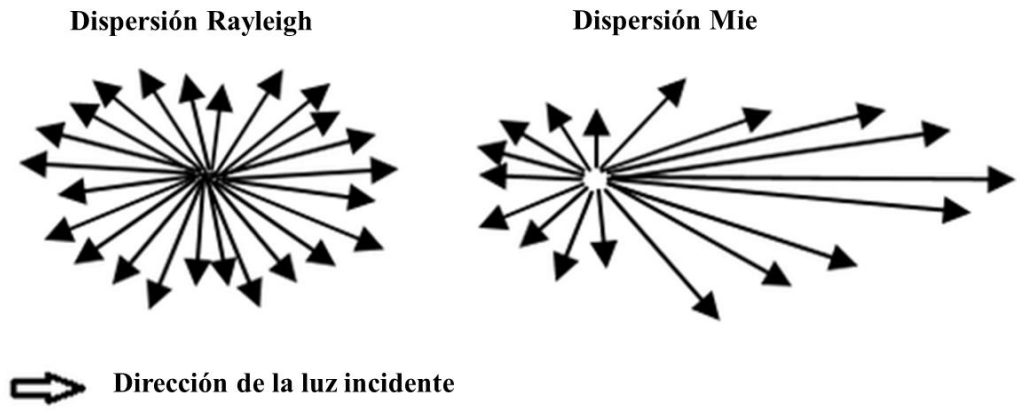


Figura 2.7. Tipos de dispersión (scattering).

b) Absorción: Algunos aerosoles y gases también tienen la capacidad de absorber radiación. Este proceso ocurre cuando la energía de la onda electromagnética es captada por la partícula de aerosol o molécula de gas sobre la que incide, transformándose en energía térmica. En este caso los fotones de la radiación electromagnética incidente son removidos de la atmósfera ya que son absorbidos por el obstáculo material con el que inciden.

El **carbono negro** (BC) presente en algunos aerosoles es responsable de la alta absorción por parte de estos, mostrando un comportamiento espectral casi uniforme en longitudes de onda visibles (Bond y Bergstrom, 2006). Los aerosoles compuestos de **polvo y carbono orgánico** presentan una absorción significativa en el rango ultravioleta (UV), aunque esta absorción disminuye considerablemente más allá de aproximadamente 600 nm (Bergstrom et al., 2007).

La absorción de aerosoles genera una anomalía positiva en el balance radiativo del sistema climático y contribuye al calentamiento atmosférico. No obstante, a nivel del suelo, el efecto generalmente resulta en enfriamiento, dado que el calentamiento de los

aerosoles se produce a altitudes superiores en la atmósfera (Satheesh y Ramanathan, 2000). Este calentamiento atmosférico tiende a incrementar la estabilidad atmosférica, deteriorar la calidad del aire y ralentizar el ciclo hidrológico, lo que podría inducir una retroalimentación positiva en los efectos climáticos de los aerosoles al reducir la deposición húmeda de aerosoles (Ramanathan et al., 2001; Ramanathan y Carmichael, 2008; Ding et al., 2016).

Los aerosoles absorbentes pueden modificar el albedo de la superficie subyacente al depositarse en superficies brillantes como la nieve y el hielo (Chýlek et al., 1983; Hansen et al., 2004). Esta reducción en el albedo provoca un calentamiento de la superficie y contribuye a fenómenos como el deshielo en el Ártico (Doherty et al.,2010) y el retroceso de los glaciares en el Himalaya (Sarangi et al., 2020).

Los aerosoles absorbentes contribuyen a la formación del smog, una mezcla de contaminantes que se presenta como una niebla densa y de tonalidad oscura, común en grandes centros urbanos con intensa actividad vehicular e industrial. El color oscuro característico del smog es el resultado de la captura, mediante el proceso de absorción, de los fotones provenientes del Sol o de otras fuentes de luz visible.

2.1.4.1.1. Albedo de dispersión simple (SSA, ω_0)

El albedo de dispersión simple (SSA) mide la fracción de luz dispersada en comparación con la luz total interactuada con las partículas, y su valor oscila entre 0 y 1.

La relación entre la dispersión y la absorción de los aerosoles es caracterizada por el SSA, el cual determina de manera crítica la magnitud y el signo del forzamiento radiativo de los aerosoles (Ramana et al., 2010). Los valores típicos de SSA encontrados en diversas ubicaciones alrededor del mundo se sitúan entre 0.8 y 1 (Dubovik et al., 2002), siendo los valores más bajos indicativos de una tendencia hacia un efecto de calentamiento. El valor crítico de SSA, por debajo del cual el efecto global de los aerosoles cambiará de negativo a positivo, generalmente se encuentra entre 0.85 y 0.95 a 550 nm (Hansen y Ruedy, 1997), y tiende a ser más alto sobre superficies más brillantes o bajo condiciones de cielo nublado (Ramanathan et al., 2001).

2.1.4.2. Parámetro de Asimetría (g)

En los modelos climáticos, los aerosoles se representan comúnmente como esferas homogéneas. Las interacciones de la luz con aerosoles esféricos están descritas por la solución de dispersión de Mie; el grado de dispersión hacia adelante se expresa frecuentemente mediante el parámetro de asimetría (g). Los valores típicos de g para los aerosoles oscilan entre 0.6 y 0.8, lo que indica una dispersión predominantemente hacia adelante (Dubovik et al., 2002). Las **partículas no esféricas** son generalmente **menos eficientes en la dispersión hacia atrás** (backscattering), lo que incrementa el valor de g. Sin embargo, la función de fase (es decir, la distribución angular de la intensidad de la radiación dispersada por una partícula) exacta puede ser mucho más compleja, dependiendo del tamaño de la partícula, su morfología, orientación y rugosidad superficial (Mishchenko et al., 2000). Además, la radiación dispersada por los aerosoles presenta características de polarización, siendo la magnitud de la polarización, así como la función de fase del componente polarizado, sensibles al tipo de aerosol, especialmente en relación con su forma y capacidad de absorción. El **cociente de depolarización lineal es nulo para esferas homogéneas**, pero puede aumentar considerablemente en partículas no esféricas, lo que ha permitido que los lidares polarizados (instrumentos de teledetección que emiten pulsos de luz láser y miden la polarización de la radiación retrodispersada para obtener información sobre la forma y composición de las partículas en la atmósfera) distingan entre polvo no esférico y aerosoles esféricos (Mylonaki et al., 2021). El patrón de polarización del cielo debido a aerosoles absorbentes difiere notablemente del generado por aerosoles puramente dispersantes, lo que permite estimar el albedo de dispersión simple (SSA) en aplicaciones de teledetección (Mishchenko et al., 1997).

2.1.4.3. Índice de Refracción

El índice de refracción es una propiedad óptica de los aerosoles atmosféricos que mide la velocidad a la que la luz se propaga en un medio en comparación con su velocidad en el vacío. Se representa con la siguiente expresión:

$$n = \frac{c}{v} \tag{2.4}$$

Donde:

- **n** es el índice de refracción,
- **c** es la velocidad de la luz en el vacío (aproximadamente 3×10^8 m/s)
- **v** es la velocidad de la luz en el medio.

El índice de refracción describe cómo la luz cambia de dirección (se refracta) al pasar de un medio a otro. Cuanto mayor es el índice de refracción de un material, más lenta es la luz en él y mayor es el ángulo de refracción.

El índice también puede tener una parte real, que indica la desviación de la luz, y una parte imaginaria, que refleja la cantidad de luz absorbida por el medio. Cuando la parte imaginaria es menor, la dispersión domina la extinción. Dependiendo del tipo de aerosol (composición química), las partes real e imaginaria del índice de refracción varían, lo que provoca diferencias en sus contribuciones a la dispersión y absorción (Ramachandran, 2018). El índice de refracción a 0.55 μm para aerosoles de sulfato (un dispersor) es $1.43 - i1.00\times10^{-8}$, mientras que para el carbono negro (un absorbente) el índice de refracción a la misma longitud de onda es $1.75 - i4.40\times10^{-1}$ (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Componente real e imaginaria del índice de refracción, albedo de dispersión simple (SSA) y parámetro de asimetría (g) de diferentes especies de aerosoles en el espectro visible medio (a 0.55 μm), según Hess et al. (1998).

Especie de Aerosol	**Índice de Refracción**	**SSA (Albedo de Dispersión Simple)**	**g (Parámetro de Asimetría)**
Sulfato	$1.43 - i1.00\times10^{-8}$	1	0.717
Sal marina	$1.50 - i1.00\times10^{-8}$	1	0.691
Soluble en agua	$1.53 - i6.00\times10^{-3}$	0.962	0.614
Polvo mineral	$1.53 - i5.50\times10^{-3}$	0.878	0.734
Insoluble	$1.53 - i8.00\times10^{-3}$	0.73	0.831
Carbono negro	$1.75 - i4.40\times10^{-1}$	0.209	0.336

2.1.5. Otras Características

2.1.5.1. Espesor Óptico de Aerosoles (AOD)

La radiación solar a su paso a través de la atmósfera es atenuada debida a su interacción con gases y partículas. La cuantificación de esta atenuación al atravesar un determinado espesor atmosférico z viene dado por la ecuación de Lambert-Beer:

$$\emptyset = \emptyset_0 . e^{-k_a . z} \quad (2.5)$$

En la que $\emptyset$ es el flujo energético en vatios resultante una vez atravesado dicho espesor, $\emptyset_0$ es el flujo inicial incidente y k_a el denominado coeficiente de extinción o atenuación, cuyas unidades son m^{-1} ó Mm^{-1}. Este coeficiente presenta una dependencia con la longitud de onda (λ) de la radiación incidente. Por su parte, centrándonos únicamente en la atenuación por aerosoles, podemos definir el espesor óptico (τ) de dicha capa atmosférica como el valor de: $\tau = k_a \cdot z$. Cuando z es el espesor de toda la capa atmosférica hablamos de espesor óptico atmosférico más conocido por sus siglas en inglés AOD. El espesor óptico vertical total es la integral del coeficiente de extinción k por dz, a lo largo de toda la columna atmosférica (desde tierra hasta el límite superior de la atmósfera) (ecuación 2.6). El AOD representa la extinción de la radiación como consecuencia, de la dispersión y absorción espectral de aerosoles, normalizada en la columna atmosférica. También es un indicador de la carga de aerosoles en la atmósfera.

AOD es un coeficiente adimensional que indica la extinción vertical de la radiación solar, la cual se encuentra determinada por la cantidad total de aerosoles dentro de una columna de aire y su diámetro (Zha et al., 2010). De forma matemática, asumiendo que la atmósfera es paralela y plana, el AOD ($\tau_a(\lambda)$) es la integral del coeficiente de extinción k_a a cualquier altitud a lo largo del eje vertical. El espesor óptico vertical total se expresa de la siguiente forma (Wang et al., 2010):

$$\tau_a(\lambda) = \int_0^\infty k_a(\lambda, z)dz \quad (2.6)$$

Donde, (λ, z) es el coeficiente de extinción de aerosol a la longitud de onda λ y a una altura z. Asumiendo la distribución vertical de $k_a(\lambda, z)$ tiene forma exponencial negativa:

$$\mathrm{k}_a(\lambda, \mathrm{z}) \approx \mathrm{k}_{a,0}(\lambda).\, e^{\left(\frac{-\mathrm{z}}{H_A}\right)} \tag{2.7}$$

$$\tau_a(\lambda) = \mathrm{k}_{a,0}(\lambda) \int_0^{\infty} \mathrm{e}^{\left(\frac{-\mathrm{z}}{H_A}\right)} \mathrm{dz} = \mathrm{k}_{a,0}(\lambda).\, H_A \tag{2.8}$$

La ecuación 2.8 muestra que $k_{a,0}$ puede ser calculado a partir de los valores de AOD y H_A. El valor de H_A representa aproximadamente la altura de la capa límite de la Atmósfera (PBL), aquella donde se encuentran concentrados la mayoria de los aerosoles atmosféricos.

2.1.5.2. Exponente de Ångström (AE)

El Exponente de Ångström (denotado como AE o α) es una medida que describe la variación del AOD en función de las distintas longitudes de onda de la luz, conocido como dependencia espectral. Este parámetro está estrechamente relacionado con el tamaño de las partículas de aerosol. En términos generales, un valor de α inferior a 1 indica un predominio óptico de partículas gruesas, tales como polvo, ceniza y aerosol marino, mientras que un valor superior a 1 sugiere un predominio de partículas finas, como humo y contaminantes industriales. Para α = 4 se recupera la relación de Rayleigh que describe la variación del espesor óptico con la longitud de onda para el caso molecular (varía como λ^{-4}), es decir, para la situación en que las partículas son moléculas.

$$\tau_\lambda = \tau_{\lambda 0}.\left(\frac{\lambda}{\lambda_0}\right)^{-\alpha} \tag{2.9}$$

La Ecuación 2.9 expresa de manera implícita el Exponente de Ångström (α), donde τ_λ es el AOD a la longitud de onda λ, $\tau_{\lambda 0}$ es el AOD a una longitud de onda de referencia λ_0 y α es el Exponente de Ångström que describe la dependencia espectral del AOD con respecto a la longitud de onda.

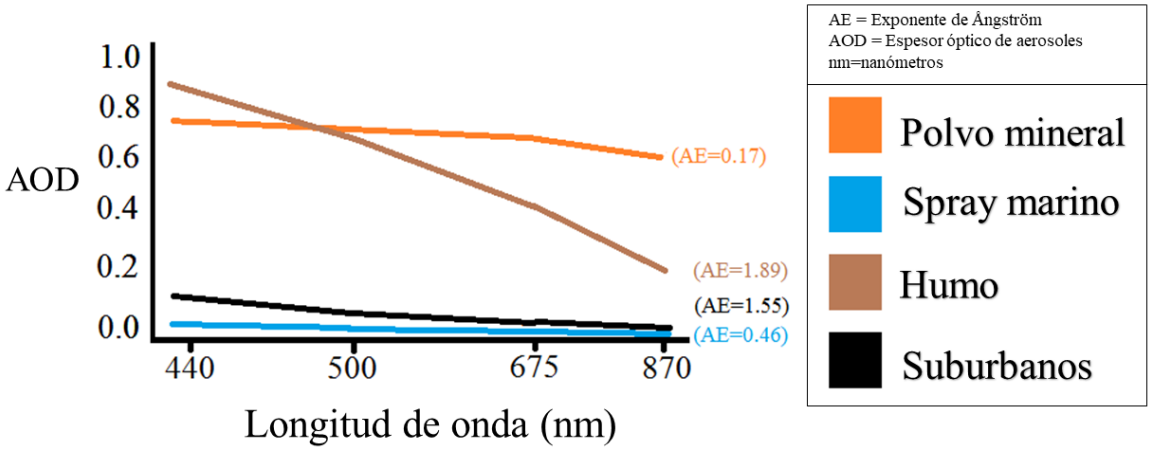


Figura 2.8. Variación del Exponente de Ångström en función del tipo de aerosol atmosférico. Fuente: NASA Deep Blue Science.

La Figura 2.8 muestra cómo el Exponente de Ångström (α) varía para diferentes tipos de aerosoles atmosféricos, como polvo, humo y aerosoles industriales.

2.1.6. La atmosfera como medio de contención de aerosoles

La atmosfera terrestre es una capa de gases, vapor de agua y aerosoles que se extiende desde la superficie terrestre hasta la exosfera. Está compuesta en su mayoría por nitrógeno (78%), oxígeno (21%) y una variedad de trazas de gases como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), y vapor de agua, junto con partículas en suspensión que son componentes clave en los procesos de contaminación y cambio climático (Seinfeld & Pandis, 1998). La atmosfera se estructura en diferentes capas según la variación de la temperatura con la altitud: la troposfera, que se extiende desde la superficie hasta aproximadamente 8–18 km y donde ocurren la mayoría de los fenómenos meteorológicos; la estratósfera, que llega hasta los 50 km y contiene la capa de ozono; la mesósfera, donde las temperaturas descienden drásticamente y se ubica entre los 50 y 85 km; la termosfera, caracterizada por un fuerte aumento térmico y la presencia de auroras, que se extiende hasta unos 600 km; y finalmente, la exosfera, que es la capa más externa, donde los gases se dispersan gradualmente hacia el espacio.

Los aerosoles son transportados, transformados y removidos en la atmósfera, predominando en la troposfera. No obstante, eventos como erupciones volcánicas pueden inyectarlos en la estratósfera.

Además de las distintas capas de la atmósfera descriptas, existe la **capa límite planetaria** (PBL, por sus siglas en inglés). Es la porción más baja de la atmósfera,

directamente influenciada por las condiciones de la superficie terrestre. Esta capa varía en altura dependiendo de factores como la radiación solar, la temperatura de la superficie y los movimientos de la atmósfera. Durante el ciclo diurno, la PBL experimenta una evolución característica impulsada por el forzamiento radiativo. En condiciones de cielo despejado, la PBL comienza a crecer rápidamente después del amanecer debido al calentamiento de la superficie terrestre, dando lugar a una capa convectiva bien mezclada. Esta alcanza su máximo desarrollo en horas de la tarde, con alturas típicas que oscilan entre 1 y 3 km, favoreciendo el transporte vertical de calor, humedad y trazadores (ej. Gases y aerosoles). Al anochecer, la pérdida radiativa de la superficie terrestre induce la formación de una capa límite planetaria estable, más delgada (aproximadamente entre 100 y 300 m), caracterizada por una estratificación térmica pronunciada, débil turbulencia y una limitada capacidad de mezcla, lo que favorece la acumulación de aerosoles y contaminantes cerca del suelo (Stull, 1988, Holton, 2004).

Este comportamiento dinámico de la PBL es crucial para entender la distribución y permanencia de los aerosoles en la atmósfera, ya que determina la capacidad de los contaminantes para mezclarse o acumularse, influyendo directamente en su concentración y los efectos sobre la calidad del aire.

2.1.7. Distribución de los aerosoles

2.1.7.1. Distribución espacial

Los aerosoles atmosféricos se distribuyen de manera desigual a lo largo del Planeta Tierra debido a la heterogeneidad en la distribución de las fuentes (naturales y antrópicas) que los originan, las diferencias topográficas, meteorológicas y el desplazamiento de las masas de aire. Estas masas de aire pueden transportarlos a sitios lejanos de sus fuentes. Por ejemplo, aerosoles de polvo mineral, generados en zonas desiertas de África como el Desierto de Sahara, pueden arribar a Centroamérica, atravesando el océano Atlántico (Parkin et al., 1967).

El aerosol de tipo polvo del desierto predominará en las regiones áridas y en las áreas hacia donde es transportado por los vientos. Por otro lado, los aerosoles generados por la actividad antrópica se concentrarán principalmente en grandes centros urbanos. Así, la distribución geográfica y espacial de los aerosoles será desigual, dependiendo de la ubicación de sus fuentes y del transporte de los mismos efectuado por las masas de

aire, incluso su composición química puede modificarse debido a factores meteorológicos (Whiteaker et al., 2002). Su tiempo de vida en la atmósfera también depende de las reacciones con otros componentes y de variables meteorológicas como precipitaciones y vientos. En el caso de algunos bioaerosoles como pólenes, condiciones como altas temperaturas y baja humedad favorecen la conservación de los mismos suspendidos en la atmósfera durante un tiempo más prolongado (Garcia et al., 2021).

El *Reporte de calidad de aire mundial (2023)*, elaborado por la compañía suiza IQAir, señala que los países con mayores concentraciones medias anuales de PM2.5 fueron Bangladesh, Pakistán e India, superando en más de 10 veces (>50 µg/m³) el valor límite recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Argentina se ubicó en el puesto N.º 102, con una concentración media anual de 9.2 µg/m³ (dato correspondiente al año 2023), también por encima del umbral recomendado de 5 µg/m³ (IQAir, 2023).

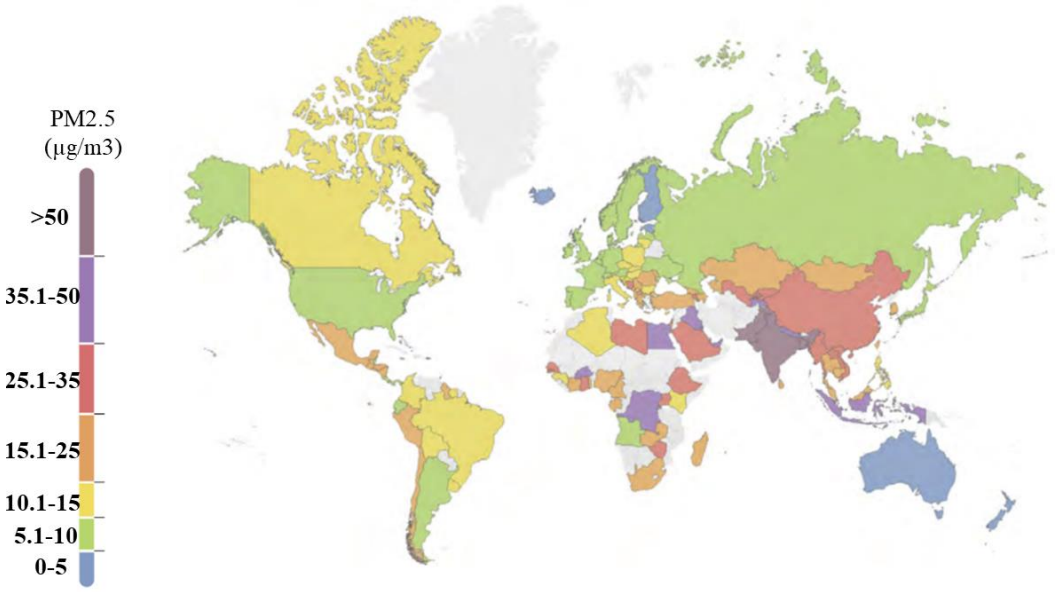


Figura 2.9. Mapa global de distribución de aerosoles que muestra los valores medios anuales de concentración de la fracción PM2.5 para el año 2023, detectados por estaciones de superficie. Imagen adaptada del World Air Quality Report 2023 de IQAir. El color azul indica que el sitio cumple con la normativa de la OMS (límite anual de 5 µg/m³), mientras que el verde representa valores de 1 a 2 veces superiores, el amarillo de 2 a 3 veces superiores, el naranja de 3 a 5 veces superiores, el rojo de 5 a 7 veces superiores, el violeta de 7 a 10 veces superiores, y el marrón más de 10 veces superiores. Los países en color gris no cuentan con el dato de PM2.5 debido a la escasez de monitoreos.

2.1.7.2. Distribución vertical

Los aerosoles presentan una distribución vertical a lo largo de las distintas capas de la atmósfera, concentrándose predominantemente en los primeros kilómetros de la troposfera, en la capa límite planetaria. Tang et al. (2024) ilustran esta afirmación en la Figura 2.10, donde se analiza la distribución vertical del AOD en siete ciudades asiáticas, caracterizadas por altos contenidos de aerosoles, a lo largo de las diferentes estaciones del año durante el período 2007-2021. Los valores de AOD registrados por debajo de 3 km de altura superaron el 50% del total en todas las ciudades a lo largo de las cuatro estaciones analizadas. Esta observación indica una mayor concentración de aerosoles en los primeros 3 kilómetros de la troposfera, destacando que el porcentaje de AOD por debajo de 2 km fue superior al 40%. Además, se constató que esta proporción se incrementó significativamente en otoño e invierno, alcanzando más del 80% y 70% del AOD por debajo de 3 km y 2 km, respectivamente, en todas las ciudades estudiadas. La proporción de AOD por debajo de 1 km se presentó generalmente más baja durante las estaciones de primavera y verano. Esta variación estacional en la altura a la que se concentra el AOD se encuentra estrechamente relacionada con las temperaturas más bajas y una PBL más superficial durante el otoño e invierno, condiciones que favorecen la acumulación de aerosoles cerca de la superficie debido a una menor mezcla vertical y a una ventilación atmosférica reducida.

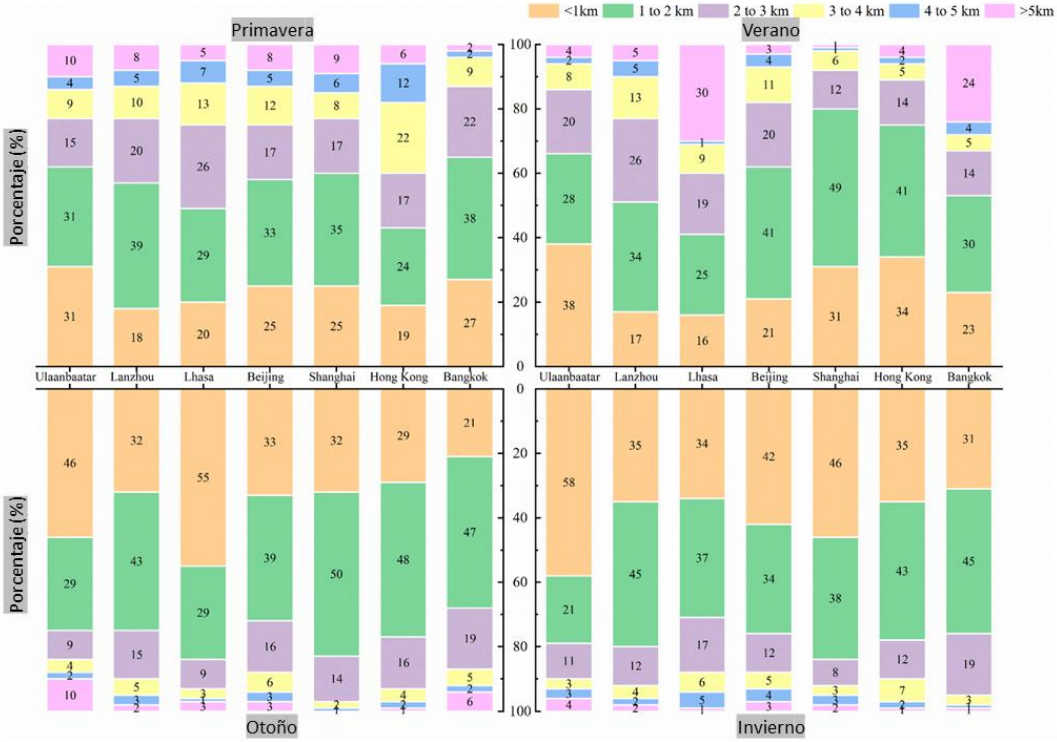


Figura 2.10. Distribución vertical de aerosoles detectados en siete ciudades de Asia en el período comprendido del 2007 al 2021 en las distintas estaciones del año. Los distintos colores representan las distintas alturas de la atmósfera. Figura adaptada de Tang et al. (2024).

La concentración de aerosoles decrece exponencialmente con la altura en los primeros 5 km. Esto se explica porque en esa parte más baja, las partículas se encuentran bien mezcladas por las corrientes convectivas y por lo tanto la razón de mezcla (masa total de partículas por unidad de masa de aire) tiende a mantenerse constante para una condición meteorológica determinada. Y dado que la densidad del aire decrece exponencialmente con la altura, en las partes más bajas de la atmósfera donde la razón entre partículas y aire permanece constante, la concentración de partículas también debe disminuir exponencialmente con la altura. Por ello, el perfil estándar de distribución altitudinal de aerosoles es una exponencial decreciente con la altura (Elterman, 1968).

2.1.7.3. Distribución temporal

La distribución temporal de aerosoles en la atmósfera es un fenómeno complejo que varía significativamente según la región, la estacionalidad, las variables meteorológicas y las actividades humanas. Esta variabilidad se manifiesta en escalas horarias, diarias, estacionales e interanuales, y responde a procesos dinámicos como la dirección y velocidad del viento, la ocurrencia de precipitaciones, la estabilidad atmosférica y la altura de la capa límite planetaria (PBL), así como a variaciones en las fuentes emisoras naturales y humanas.

Los aerosoles son altamente dinámicos, pudiendo mostrar fluctuaciones significativas incluso en el transcurso de pocas horas. Esta naturaleza transitoria ha sido documentada en distintos estudios que analizaron series temporales de concentraciones y composición de partículas. Por ejemplo, Micheletti et al. (2012) estudiaron la composición elemental de aerosoles en el Observatorio Pierre Auger, mostrando variaciones relacionadas con los ciclos estacionales y patrones meteorológicos locales. En un trabajo posterior, Micheletti et al. (2017) analizaron la concentración de aerosoles en función de las trayectorias de masas de aire, observando que tanto la procedencia como el régimen de circulación atmosférica influyen directamente sobre la carga de partículas, revelando diferencias notables entre eventos de corta duración. Asimismo, García et al. (2018) evaluaron la distribución espacio-temporal de material particulado en la ciudad de Tucumán mediante datos satelitales y

mediciones en superficie, identificando patrones estacionales marcados, con mayores concentraciones en invierno y primavera, en concordancia con condiciones de menor ventilación y menor altura de la PBL. Estos estudios reflejan cómo las condiciones meteorológicas y las fuentes regionales determinan la variabilidad temporal de los aerosoles, subrayando la importancia de analizar series prolongadas y de alta resolución temporal para comprender su comportamiento y sus implicancias ambientales y climáticas.

Por otro lado, un estudio reciente realizado por Tang et al. (2024) en siete ciudades típicas de Asia Oriental analiza esta distribución y su relación con varios factores ambientales y antropogénicos. Este estudio destaca que las ciudades de Beijing, Shanghái, Hong Kong y Bangkok exhiben AOD elevados, con patrones estacionales marcados. En particular, se observa que los valores de AOD son más altos durante la primavera y el otoño, coincidiendo con periodos de intensa actividad económica en estas áreas urbanas. Además, el estudio señala que las precipitaciones intensas, comunes en el verano en algunas ciudades costeras, contribuyen a la reducción de las concentraciones de aerosoles. Esto se debe al efecto de limpieza de la lluvia, que ayuda a disminuir la carga de aerosol en la atmósfera. Por otro lado, en áreas menos urbanizadas o rurales, como Lhasa, se observa un AOD consistentemente bajo, lo que sugiere una menor presencia de aerosoles y una predominancia de tipos de aerosol específicos, como polvo y humo.

El análisis también revela que las ciudades del interior están más expuestas a aerosoles de polvo y polvo contaminado, dado su proximidad a fuentes desérticas. Esta variabilidad en la distribución temporal de aerosoles es crucial para entender las dinámicas de la calidad del aire y sus implicaciones en la salud pública y el medio ambiente.

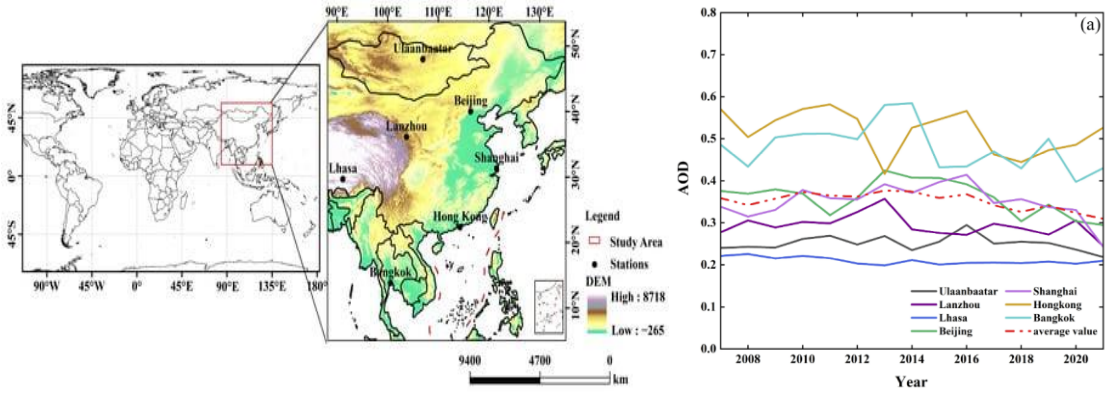


Figura 2.11. Izq: Mapa de ubicación de las distintas ciudades de Asia analizadas. Der: Variación de AOD (532 nm) a lo largo del tiempo para 7 ciudades de Asia, imagen extraída de Tang et al. (2024).

2.1.7.4. Tiempo de residencia

El tiempo de residencia de una especie atmosférica se define como el período que dicha especie permanece en la atmósfera antes de ser eliminada por los diferentes procesos de remoción. En el caso de los aerosoles, éstos son retirados de la atmósfera mediante deposición seca y húmeda.

La deposición seca ocurre cuando las partículas se asientan en la superficie terrestre debido a la acción de la gravedad, la colisión con obstáculos (impacto) y los procesos de difusión. Por su parte, la deposición húmeda abarca todos los mecanismos a través de los cuales los aerosoles son eliminados de la atmósfera en forma acuosa, ya sea como lluvia, niebla o nieve. Estos procesos se dividen en tres mecanismos principales:

(a) La disolución de aerosoles atmosféricos en nubes, lluvia o niebla.

(b) La actuación de los aerosoles como núcleos de condensación de nubes, el vapor de agua condensa sobre las partículas de aerosol (nucleación heterogénea).

(c) La colisión de partículas con gotas debajo de las nubes, proceso conocido como captación bajo nube.

El tiempo de residencia de los aerosoles varía en función de su tamaño, composición química, fase (sólida o líquida), morfología y la altitud en la que se encuentran. De manera simplificada, si M representa la masa total de una especie de aerosol en la atmósfera e I es la tasa de introducción de dicha especie en la atmósfera (es decir, la

cantidad de masa que se introduce por unidad de tiempo), el tiempo de residencia se puede expresar como $t_{residencia}$ = M/I (Seinfeld y Pandis, 1998).

El tiempo de residencia de los aerosoles debido a procesos de remoción húmeda varía entre aproximadamente una semana en la troposfera baja y hasta tres semanas en la troposfera media y alta (Jaenicke, 1993). Los tiempos de residencia de la mayoría de los componentes de los aerosoles, como el sulfato, el carbono negro, la materia orgánica y el polvo submicrométrico, son del orden de 4 a 9 días. En contraste, el tiempo de residencia de la sal marina submicrométrica es de aproximadamente 2 días, mientras que el de la sal marina supermicrométrica es de alrededor de 1 día (Textor et al, 2006). Las partículas de aerosol más pequeñas (menores de 0.1 μm, ultrafinas) y más grandes (mayores de 1 μm, gruesas) tienen tiempos de suspensión considerablemente más cortos en el aire en comparación con las partículas en modo de acumulación (0.1 a 1 μm). El breve tiempo de residencia de las partículas ultrafinas se atribuye al movimiento browniano y a la coagulación, que facilita la transformación de los aerosoles en tamaños mayores. En el caso de las partículas más gruesas, los tiempos de residencia son cortos debido a sus mayores velocidades de sedimentación por ser más pesadas. Los aerosoles con tamaños en el rango de 0.01 a 10 μm pueden permanecer en la troposfera baja durante aproximadamente una semana, mientras que en la troposfera alta pueden permanecer durante varios meses.

En la estratósfera, el tiempo de residencia de los aerosoles es considerablemente mayor, pudiendo extenderse hasta un año o más. Los tiempos de residencia prolongados en la estratósfera se deben a la naturaleza esporádica de las erupciones volcánicas, que constituyen la principal fuente de partículas estratosféricas y sus precursores. Además, la escasa presencia de vapor de agua en la estratósfera reduce la formación de nubes, lo que limita la efectividad de los procesos de remoción húmeda. La concentración y los tipos de aerosoles varían según la región, la altitud y la estación del año, con una disminución progresiva en sus concentraciones a medida que aumenta la altitud.

En la tropósfera se encuentran presentes aerosoles como la sal marina, el polvo mineral, el sulfato, el carbono negro, el carbono orgánico y el nitrato, mientras que los aerosoles estratosféricos consisten principalmente en partículas de sulfato. Los aerosoles continentales están dominados por partículas en modo fino, con densidades numéricas que oscilan entre 10^5 y 10^7 partículas por cm^3, siendo principalmente de sulfato, carbono negro, carbono orgánico y nitrato. Bajo condiciones de viento favorables, aerosoles de modo grueso (como la sal marina desde el océano o el polvo mineral procedente de

regiones áridas distantes) pueden ser transportados hacia distintas zonas continentales, alterando la composición y dinámica de los aerosoles en dichas áreas. En regiones rurales y marinas, las partículas finas, mayormente producidas por actividades antropogénicas, presentan concentraciones relativamente menores, mientras que las partículas más grandes (≥1.0 μm) son más abundantes. En la estratósfera, durante condiciones de fondo, no volcánicas y de calma, los aerosoles tienen un radio modal de aproximadamente 0.05–0.1 μm y una densidad numérica de alrededor de 1–10 partículas cm^{-3}. No obstante, inmediatamente después de erupciones volcánicas, el radio modal de los aerosoles en la estratósfera puede incrementarse a 0.05–1.0 μm, y las densidades numéricas pueden aumentar en más de un orden de magnitud.

En el caso de los bioaerosoles, un factor importante que controla su permanencia en suspensión, que varía de horas a semanas, se encuentra determinado por las condiciones meteorológicas (Hirst, 1953; Pöschl, 2005). Factores como el viento, la humedad, la temperatura y las precipitaciones influyen en su dispersión y concentración. Los vientos fuertes contribuyen a la dispersión de los aerosoles, mientras que la humedad relativa elevada y la precipitación facilitan su deposición atmosférica. Las temperaturas bajas pueden prolongar la viabilidad de algunos bioaerosoles, como ciertas esporas fúngicas, que resisten mejor el frío que el calor extremo, el cual puede desactivarlos o reducir su capacidad de supervivencia. Por otro lado, para bioaerosoles como los pólenes, se observa una relación positiva entre el aumento de la temperatura ambiental y una mayor concentración en la atmósfera, el calor puede acelerar su dispersión, pero no necesariamente aumenta su viabilidad, los pólenes son más sensibles al calor extremo. Altas temperaturas pueden desecar o dañar las estructuras del polen, reduciendo su viabilidad y capacidad para fertilizar plantas. Estos aspectos han sido abordados en estudios recientes, como García et al. (2021).

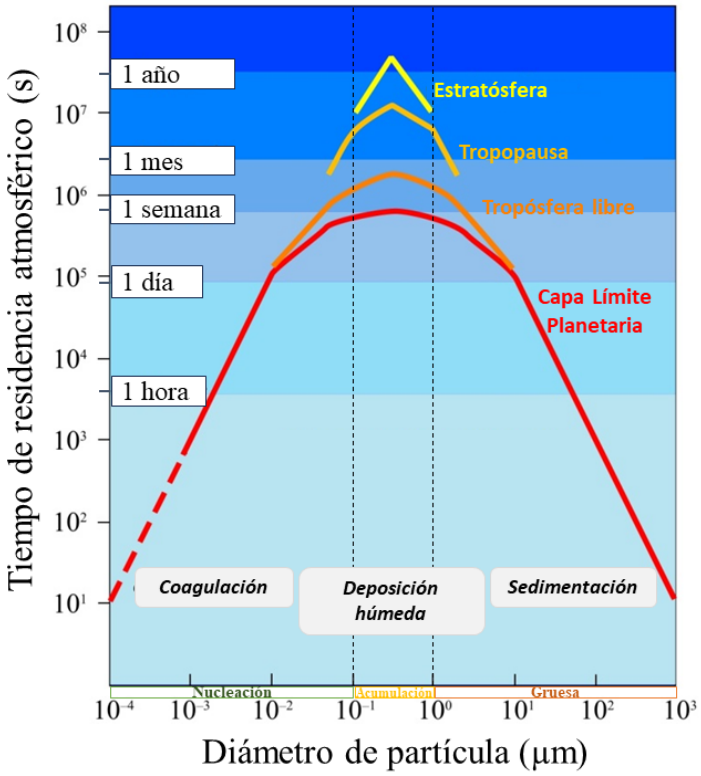


Figura 2.12. Dependencia del tiempo de residencia con el diámetro de la particula (adaptado de Jaenicke, 2007).

2.1.8. Interacción de las partículas con el medio ambiente

Las partículas atmosféricas participan en interacciones físicas y químicas complejas con el entorno, como reacciones con oxidantes atmosféricos (gases traza), interacción con la radiación solar y absorción de moléculas de agua. Estas interacciones pueden alterar los patrones de transferencia de radiación solar y afectar el ciclo de vida de las nubes. Además, los aerosoles actúan como sitios activos para la iniciación de reacciones químicas heterogéneas, funcionan como núcleos efectivos de condensación y/o como vectores para el transporte de sustancias tóxicas emitidas en el aire en forma de vapor, las cuales se estabilizan al adsorberse en su superficie, incrementando así su persistencia ambiental (Hidy et al., 2019).

Los procesos biológicos también se han propuesto como otro factor del cambio climático a través de su impacto en el albedo asociado con las nubes. Una de las cuestiones más importantes respecto al sistema funcional de la Tierra es si la biota en el océano responde a los cambios en el clima (Charlson et al., 1987; Miller et al., 2003). Según varios autores, la principal fuente de núcleos de condensación de nubes (CCN) sobre los océanos es el dimetilsulfuro (DMS) (por ejemplo, Andreae y Crutzen, 1997).

Se estima que existe una interacción de retroalimentación entre el DMS, la radiación solar y el albedo de las nubes (Charlson et al., 1987; Shaw et al., 1998; Gunson et al., 2006). Esta retroalimentación puede ser negativa o positiva. Un proceso de retroalimentación negativa requeriría una correlación positiva entre la irradiancia solar y el DMS: un aumento en la irradiancia solar que alcanza la superficie oceánica incrementaría la producción de DMS, lo que elevaría la cantidad de CCN y, por ende, aumentaría el albedo. Este aumento del albedo reduciría la irradiancia que alcanza la superficie del océano, provocando así un enfriamiento. Por otro lado, una retroalimentación positiva requeriría una anticorrelación entre la irradiancia solar y el DMS: una disminución en la irradiancia solar reduciría la producción de DMS, lo que disminuiría la cantidad de CCN y el albedo; un albedo más bajo permitiría que más radiación fuera absorbida, provocando un calentamiento. Un primer intento de encontrar correlaciones entre una base de datos global de concentraciones de DMS y varios parámetros geofísicos en escalas temporales estacionales y anuales no tuvo éxito (Kettle et al., 1999).

2.1.9. Impacto de los aerosoles en la salud

La calidad del aire relacionada con el contenido de aerosoles atmosféricos en el ambiente se define por la concentración media de material particulado (PM), específicamente PM10 y PM2.5 (es decir, partículas de tamaño igual o inferior a 10 y a 2.5 µm, respectivamente) en la atmósfera y se cuantifica en términos de µg/m³ (masa por unidad de volumen). Las partículas de estos tamaños pueden ser inhaladas fácilmente por los seres humanos.

Los valores guía establecidos por la OMS en 2021 como límites máximos recomendados para las concentraciones de material particulado son: 5 µg/m³ para PM2.5 en promedio anual y 15 µg/m³ para el promedio de 24 horas. Para PM10, los valores respectivos son 15 µg/m³ para el promedio anual y 45 µg/m³ para el promedio de 24 horas. Por otro lado, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) establece límites más permisivos: 9 µg/m³ para PM2.5 en promedio anual (según la revisión de 2024) y 35 µg/m³ para el promedio de 24 horas. Para PM10, la EPA no establece un límite anual, pero sí un límite de 150 µg/m³ como promedio de 24 horas (Tabla 2.3). Estas diferencias reflejan distintos enfoques en la evaluación del riesgo y en la implementación de políticas de salud ambiental.

Tabla 2.3. Valores guía para concentraciones de material particulado según la OMS (2021) y la EPA (2024)

Partícula	Promedio	OMS (2021)	EPA (2024)
PM2.5	Anual	5 µg/m³	9 µg/m³
	24 horas	15 µg/m³	35 µg/m³
PM10	Anual	15 µg/m³	–
	24 horas	45 µg/m³	150 µg/m³

El hecho de clasificar el material particulado como PM10 y PM2.5 y considerar especialmente estos rangos en la definición del Índice de Calidad del Aire, siendo suministrados por la mayor parte de los equipos de medición, se encuentra relacionado con los impactos adversos que generan en la salud pública.

Como se mencionó en la sección 2.1.3.1.3., las partículas **PM2.5**, debido a su reducido tamaño, tienen la capacidad de penetrar profundamente en los pulmones y alcanzar el torrente sanguíneo. Esta característica las convierte en un agente nocivo que puede provocar una variedad de problemas de salud, entre los cuales se incluyen enfermedades cardiovasculares, enfermedades respiratorias como el asma y la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), así como efectos adversos en el sistema nervioso. Diversos estudios han evidenciado que la exposición a PM2.5 está asociada con un aumento en la mortalidad por causas cardíacas y respiratorias, incluso a niveles que se consideran por debajo de las recomendaciones de la OMS.

Por otro lado, las partículas **PM10-2.5**, también representan un riesgo significativo para la salud, aunque su impacto suele ser menos severo que el de las PM2.5. Estas partículas son capaces de irritar las vías respiratorias y pueden exacerbar condiciones preexistentes, como el asma. La exposición a PM10-2.5 se ha relacionado con un aumento en la incidencia de enfermedades respiratorias y con efectos adversos en la salud cardiovascular, aunque estos efectos son generalmente menos graves que los provocados por las PM2.5.

Las consecuencias para la salud generada por la exposición a altas concentraciones de material particulado pueden dividirse en dos categorías: a corto plazo y a largo plazo (Pope et al. 2002). Los efectos a corto plazo son sólo transitorios y pueden variar desde molestias leves, como irritación en los ojos, garganta, piel y nariz, hasta afecciones más graves, como bronquitis, asma, neumonía y problemas cardíacos y pulmonares. Las

molestias leves pueden incluir tos, sibilancias y rigidez en el pecho, mientras que la dificultad para respirar puede incluir opresión en el pecho y sibilancias. La exposición mínima a la contaminación del aire puede provocar dolores de cabeza, mareos y náuseas. El contacto prolongado con contaminantes daña los sistemas nervioso, reproductivo y respiratorio, provocando cáncer y, en casos esporádicos, la muerte (Mohanraj y Azeez 2004).

Además, el potencial cancerígeno de varios contaminantes en el aire se ha relacionado con el desarrollo de una amplia variedad de cánceres a lo largo del tiempo (Manisalidis 2020). La investigación epidemiológica mundial ha demostrado un vínculo entre partículas finas, cáncer de pulmón, enfermedades respiratorias agudas y crónicas, morbilidad y mortalidad (Wichmann et al. 2000).

Los componentes de partículas finas que afectan la salud incluyen sulfato, compuestos orgánicos, nitrato, hollín y metales de transición, y entre estos, los dos principales elementos de carbono en el PM2.5 responsables de los efectos más adversos son el carbono orgánico (OC) y el carbono elemental (EC). Mientras que el EC está asociado con diversos efectos negativos, como alteraciones en la función pulmonar, el OC tiene un potencial mutagénico y carcinogénico. Un estudio en 33 ciudades de India encontró que la exposición a partículas aumentó en un 28% las muertes prematuras durante un período de 3 años a partir de 1992 (Mohanraj y Azeez 2004).

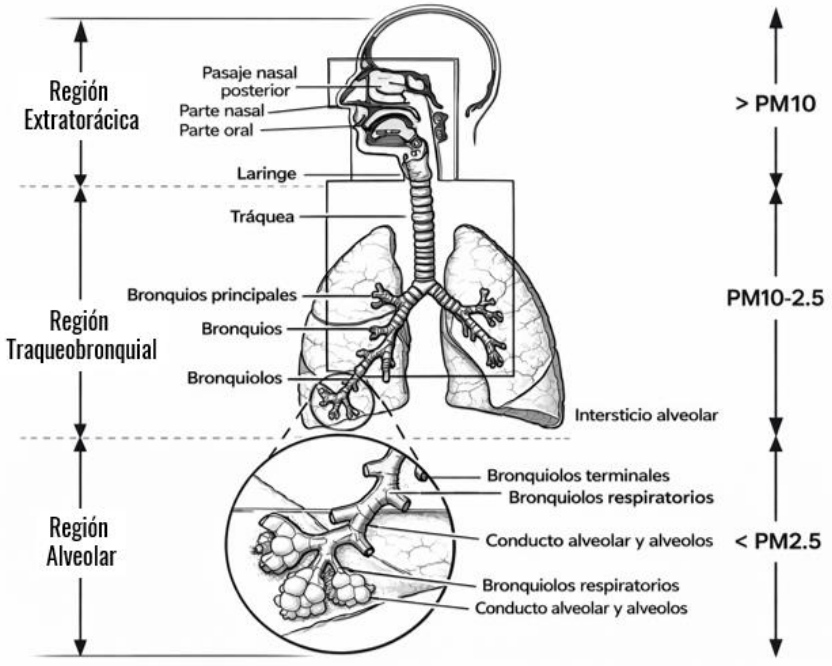


Figura 2.13. Alcance de los distintos tamaños de material particulado dentro del ser humano. Fuente: Recuperado de US EPA.

3. METODOLOGÍA

3.1. MEDICIONES IN-SITU

Para el estudio de aerosoles atmosféricos se emplean técnicas de muestreo que pueden clasificarse en activas y pasivas. En los métodos pasivos, los dispositivos recolectores permanecen expuestos al aire ambiente durante un período determinado, y el material particulado se deposita sobre ellos por acción de la gravedad (decantación) u otros mecanismos naturales, sin intervención mecánica. En cambio, los métodos activos requieren el uso de un sistema de bombeo que fuerza el paso del aire a través de un medio colector (como filtros), lo que representa una recolección adecuada para monitorear PM2.5, debido a que no decanta con facilidad debido a su ínfimo tamaño. En este trabajo se utilizaron equipos de tipo activo, dado que permiten obtener datos más precisos sobre la concentración de material particulado en suspensión.

3.1.1. Equipamiento empleado

3.1.1.1. Impactador tipo Harvard

Durante distintos períodos comprendidos entre el 2021 y 2023 se efectuaron monitoreos de aerosoles atmosféricos, reteniendo principalmente aquellas partículas que poseen diámetros menores a 2.5 µm (PM2.5). Las muestras fueron tomadas con un impactador Harvard conectado a un sistema compuesto por una bomba, caudalímetro (medidor de caudal) y manómetro (medidor de presión).

El monitoreo se dividió en cuatro etapas, en las cuales se seleccionaron sitios localizados en la ciudad de Rosario, Pcia. de Santa Fe, Argentina y zonas aledañas, como puntos de toma de muestras. Las zonas seleccionadas se agrupan en seis categorías, según la actividad predominante:

- Urbana
- Rural
- Rural-periurbano
- Industrial
- Portuaria
- Natural

Para la toma de muestra se utilizaron distintos materiales, dentro de los cuales se encuentran:

- Impactador Harvard modelo CHEMCOMBTM 3500.
- Bomba de muestreo de bajo caudal.
- Caudalímetro modelo Dwyer MMA Series Mini-Master®, teniendo un caudal máximo, con una incerteza de 25,0±2,5 L.min-1.
- Vacuómetro BEYCA modelo VM2-35 rango de medición: 0–30 pulg Hg (0–76 cm Hg); error máximo: ±1 pulg Hg / ±2 cm Hg.
- Manguera cristal de 6/8 mm diámetro y accesorios metálicos: Hemisférica, codo, niple, T hembra, conector hembra, conector macho.
- Filtros de politetrafluoroetileno (PTFE) de 47 mm de diámetro para la colección de material particulado.
- Cajas de Petri de plástico para filtros de 47 mm de diámetro.
- Filtro disco “puff” de espuma de poliuretano.
- O´Ring impactador.
- Espaciadores HDPE (High Density Polyethylene)

En la Figura 3.1, se puede observar el impactador tipo Harvard utilizado, correspondiente al modelo: CHEMCOMB^{TM} 3500. El dispositivo de muestreo se compone de un cartucho que contiene una entrada con un impactador de PM y un soporte para filtro con rejilla, donde se dispone el filtro teflón de 47 mm de diámetro. En la base del impactador, se coloca un filtro de espuma de poliuretano en forma de disco (puff), que actúa como barrera primaria para la retención de material particulado (PM) con tamaños superiores a PM2.5. De este modo, el flujo de aire, que contiene partículas de diámetro igual o inferior a 2.5 µm, atraviesa este filtro y las partículas son posteriormente recolectadas en el filtro de teflón de 47 mm ubicado en la parte superior del impactador y destinado a la toma de muestras. Los filtros son retirados cuidadosamente de sus envases originales y conservados en cajas de Petri de plástico, previamente limpiadas. Estas cajas se etiquetan adecuadamente para garantizar la correcta identificación de las muestras y se encuentran cerradas hasta su posterior análisis en el laboratorio, a modo de evitar la contaminación de la muestra.

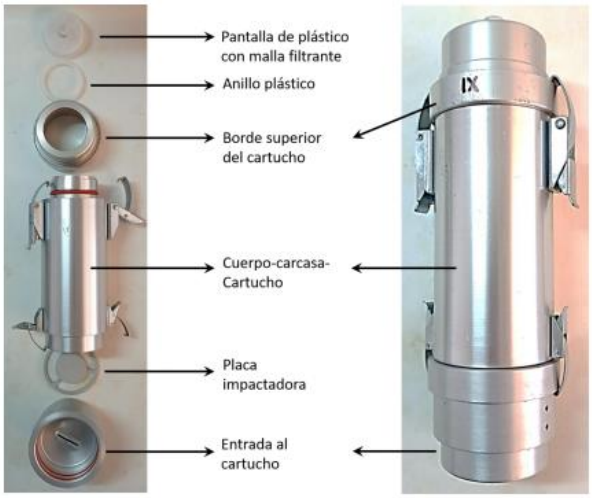


Figura 3.1. Componentes principales del Impactador Harvard en cartucho ensamblado (derecha) y desensamblado (izquierda). Fuente: Material suministrado por el área de Contaminación y Bioindicadores (IMBiV-CONICET-UNC).

La regulación del caudal está directamente relacionada con el tamaño de partícula que se quiere recolectar. Si el caudal es mayor a 16 L/min; aumenta la probabilidad que la partícula que se recolecta tenga un tamaño mayor. Esto se justifica en el hecho de que, al aumentar la velocidad de ingreso de aire por la base del muestreador, las partículas más grandes no quedan en su totalidad retenidas en el puff, sino que desvían su camino ingresando al cuerpo del impactador. En la Figura 3.2 (a) y (b) se puede observar una representación del camino que recorren las partículas con el caudal recomendado. En la Figura 3.2 (c) se representa cómo se desvían esas partículas al aumentar el caudal.

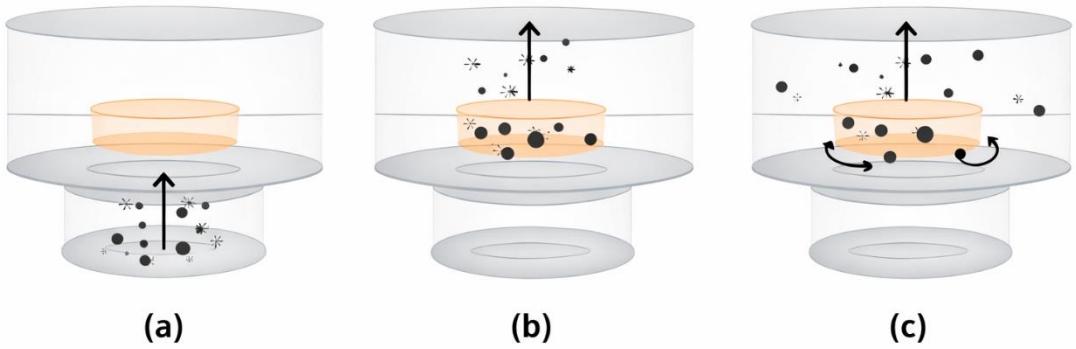


Figura 3.2 . Comportamiento del material particulado dentro del equipo Harvard, dependiendo el caudal aplicado. (a) Representación del movimiento del material particulado al ingresar a la base del impactador. (b) Partículas de mayor tamaño retenidas en el PUF y paso del particulado fino al regular el caudal recomendado. (c) Paso de partículas totales al regular un caudal alto. Fuente: Material suministrado por el área de Contaminación y Bioindicadores (IMBiV-CONICET-UNC).

El equipo de toma de muestras es del tipo activo, es decir, aspira aire del ambiente mediante una bomba para lo cual requiere de energía eléctrica para succionar aire con cierta presión. El impactador se encuentra unido a un caudalímetro y manómetro por medio de una manguera cristal, la misma posee una válvula que sirve para regular el caudal, como se observa en la Figura 3.3.

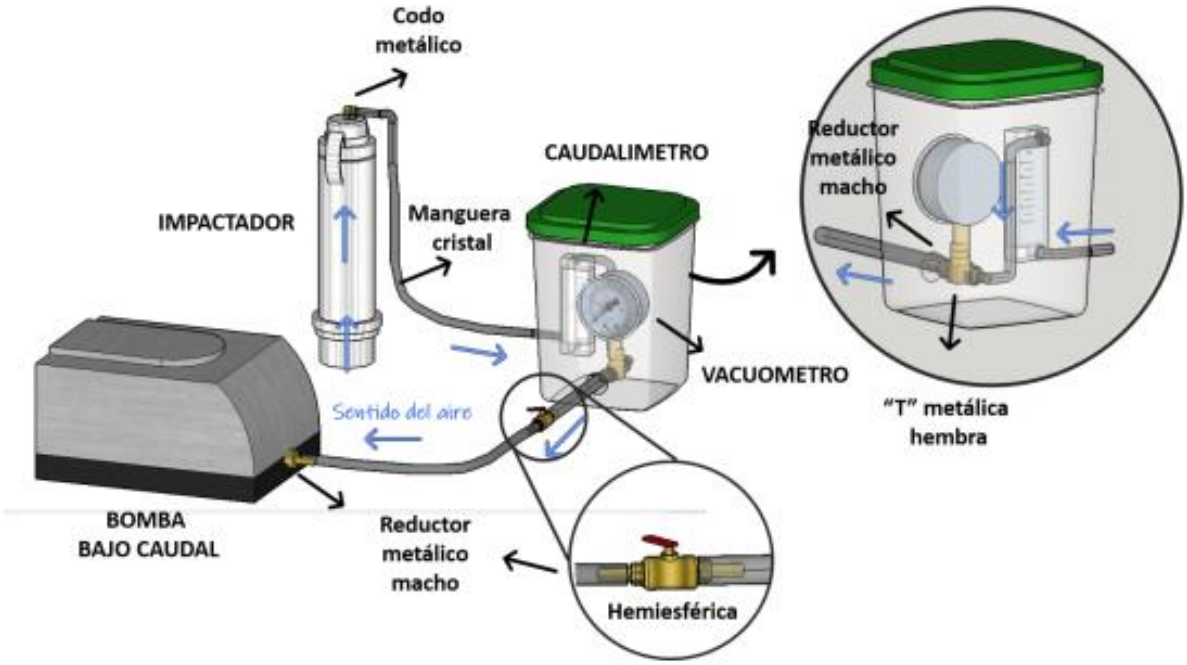


Figura 3.3. Esquema del sistema de muestreo. Fuente: Material suministrado por el área de Contaminación y Bioindicadores (IMBiV-CONICET-UNC).

3.1.1.2. Grimm 1.109

El espectrómetro GRIMM modelo 1.109 (Figura 3.4-Izq) es un espectrómetro portátil de aerosoles equipado con una bomba de flujo constante de 1.2 L/min, que permite el ingreso de aire cargado de partículas para su análisis. El equipo realiza mediciones en tiempo real de la concentración de masa (µg de partículas / m^3 de aire) o partículas (N° de partículas / litro de aire), con intervalos de tiempo configurables antes de iniciar el proceso de medición. Es capaz de determinar el tamaño de los aerosoles en 31 subintervalos (o canales), abarcando un rango de tamaños entre 0.22 µm y 32.0 µm, y diferenciando la contribución de cada canal a las concentraciones totales. Aunque no puede identificar el tamaño de aerosoles mayores a 32 µm, sí calcula las

concentraciones de dichas partículas (PM > 32). Los datos se almacenan automáticamente en una tarjeta de memoria integrada en el equipo. Para ser luego transferidos, se conecta el equipo Grimm 1.109 a una computadora mediante el empleo del software específico que permite la descarga y visualización de los datos en una forma sencilla, para luego trabajar con los mismos mediante herramientas de análisis más complejas.

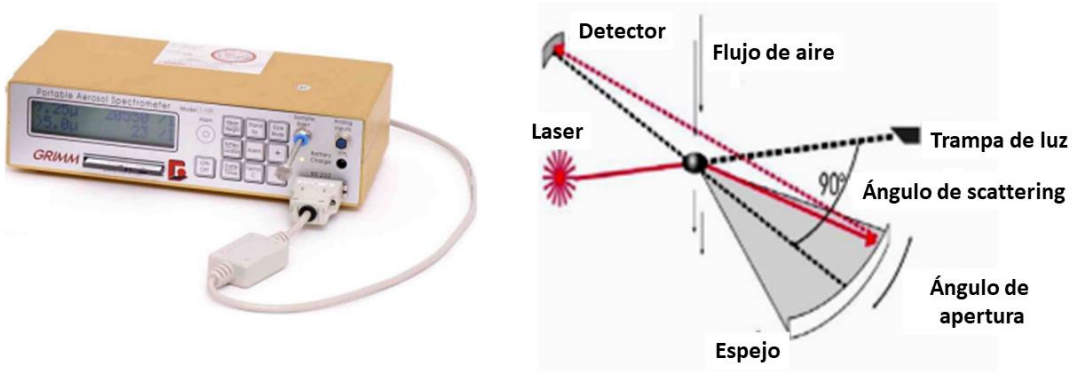


Figura 3.4. Izq: Espectrómetro de aerosoles Grimm 1.109. Der: Principio de funcionamiento, para las mediciones de concentraciones y tamaños de aerosoles. Fuente: *Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG (2010).*

Este instrumento integra dos técnicas de medición complementarias:

- En primer lugar, al introducir el aire en el dispositivo, las partículas suspendidas son expuestas a un haz de luz láser con una longitud de onda de 655 nm (Figura 3.4 - Der). Este haz genera la dispersión de la luz (scattering), lo que permite, mediante modelización, contabilizar las partículas detectadas y determinar la concentración de masa o número de partículas en función de los distintos subintervalos de tamaño o canales de medición.
- En segundo lugar, los aerosoles son capturados en filtros de politetrafluoroetileno (PTFE) para un análisis posterior más detallado.

Partes del equipo

El instrumento Grimm 1.109, se encuentra conformado por distintos elementos que se pueden observar en la Figura 3.5.

*Figura 3.5. Equipo Grimm 1.109. Izq: Elementos de control del panel frontal. Los números corresponden a: (1) Pantalla LCD, (2) Ranuras para tarjeta de almacenamiento de datos, (3) Teclado, (4) Entrada de muestra, (5) Entrada analógica, (6)Conexión para adaptador de red, (7) Interfaz RS-232. Der: Elementos del panel trasero. (8) Cámara de filtrado con cierre de bayoneta, (9) Filtro de PTFE, 47 mm, (10) Aviso de advertencia para láser, (11) Etiqueta de calibración, (12) Designación del dispositivo y número de serie, (13) Salida de muestra con tapón, (14) Función de bloqueo para la caja de la batería (lateral) y la batería de almacenamiento de plomo. Fuente: Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG (*2010*).*

3.1.1.3. Lanzoni VPPS 2000

El muestreador volumétrico de succión Lanzoni VPPS 2000 fue utilizado para la recolección de bioaerosoles en la terraza del Instituto de Física de Rosario. Este equipo, basado en el principio de impacto según el modelo original de Hirst (1952), es el dispositivo empleado actualmente en todas las estaciones de muestreo adscritas a la Red Española de Aerobiología (REA). Además, su uso constituye uno de los requisitos fundamentales establecidos por el Protocolo de funcionamiento de la REA (Domínguez et al., 1992).

El muestreador se compone de tres unidades principales: la unidad de impacto, la veleta y la bomba de vacío. La unidad de impacto cuenta con un orificio de entrada de 14 x 2 mm y un tambor circular donde se adhieren las partículas recolectadas. Este tambor está conectado a un reloj que controla un mecanismo de giro, permitiendo el

desplazamiento del soporte a una velocidad de 2 mm por hora, lo que posibilita un muestreo continuo de la atmósfera y la obtención de datos tanto horarios como diarios. Sobre el tambor se coloca una cinta de Melinex® impregnada con una sustancia adhesiva (Petrolatum/vaselina), diseñada para asegurar que las partículas succionadas desde el exterior a alta velocidad queden adheridas, minimizando el rebote (Figura 3.6).

Figura 3.6. Colocación de sustancia adherente sobre la cinta Melinex® en el tambor del equipo Lanzoni VPPS 2000.

La veleta, acoplada al exterior de la estructura metálica que protege la unidad de impacto, tiene la función de orientar el orificio de entrada hacia la dirección de los vientos dominantes, optimizando así la captura de partículas transportadas por las corrientes de aire.

Por último, la bomba de vacío garantiza la succión de un volumen de aire regulable mediante un sistema de ajuste. El caudal de succión se fija en 10 litros por minuto, un valor comparable al volumen de aire inhalado por los pulmones humanos, lo que permite un análisis representativo de las partículas aerotransportadas.

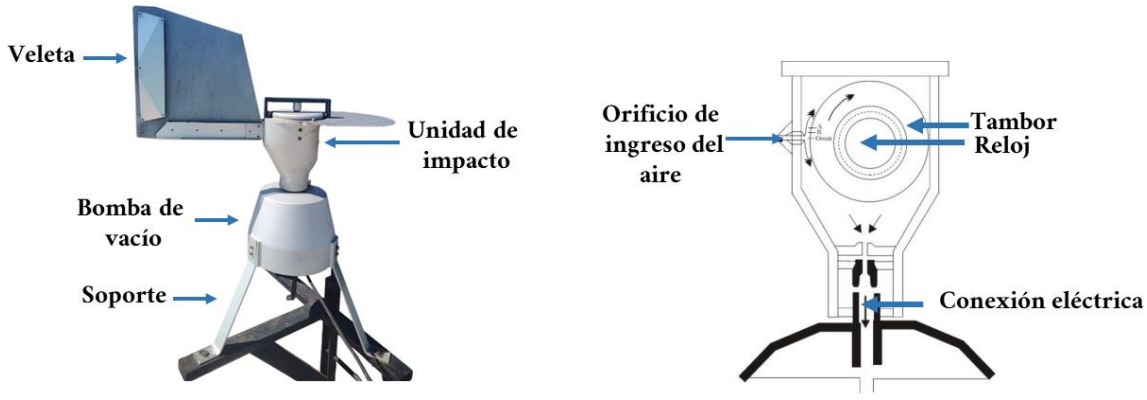


Figura 3.7. Lanzoni VPPS 2000. Izq: Partes del equipo. Der: Interior del equipo.

3.1.2. Sitios de muestreo

3.1.2.1. Rosario y zonas aledañas

Durante los años 2021-2023, se efectuaron cuatro campañas de monitoreos de aerosoles atmosféricos en las distintas estaciones del año (invierno, verano, otoño y primavera), con el objetivo de estudiar la calidad del aire, focalizando en aquellas partículas que poseen diámetros menores a 2.5 μm (PM2.5). Las muestras fueron tomadas con un impactador Harvard conectado a una bomba con caudalímetro y manómetro. Considerando que la mayoría de los muestreos se llevaron a cabo simultáneamente en diferentes sitios, a modo de facilitar comparaciones posteriores, los monitoreos se estructuraron en dos etapas (SET 1 y SET 2) con el fin de optimizar el uso de los equipos. A su vez se adicionó una tercera etapa (SET 3) en otoño y primavera. Para la recolección de muestras, en cada etapa, se seleccionaron principalmente sitios diferentes, ubicados en la ciudad de Rosario, provincia de Santa Fe, Argentina, así como en áreas circundantes. A modo de favorecer la diversidad de información, en los sitios seleccionados, predominan diversas actividades socioeconómicas. A continuación, en la Tabla 3.1, se presenta la totalidad de los sitios muestreados con su actividad predominante.

Tabla 3.1. Nomenclatura de sitios muestreados y actividades predominantes.

SET	Simbología	Descripción	Actividad
SET 1 (invierno 2021, verano 2022, otoño 2023, primavera 2023)	**MAR**	Macrocentro Rosario	Urbano
	FI	Fighiera	Rural-periurbano
	MIR	Microcentro Rosario	Urbano
	PCR	Puerto centro rosario	Portuaria
	PE	Pueblo Esther	Rural-periurbano
	SL	San Lorenzo	Industrial
SET 2 (invierno 2021, verano2022, otoño 2023, primavera 2023)	**PSM**	Puerto San Martín	Industrial
	SL	San Lorenzo	Industrial
	MAR	Macrocentro Rosario	Urbano
	WR	Rosario Oeste	Industrial-Urbano
	MAR2	Macrocentro Rosario 2	Urbano
	IB	Ibarlucea	Rural-periurbano
	IV	Isla Verde	Zona natural
SET 3 (otoño 2023, primavera 2023)	**CS**	Soldini	Rural
	MAR	Macrocentro Rosario	Urbano

Los períodos de muestreo detallados en los sitios rurales y urbanos principales se encuentran descriptos en la Figura 3.8.

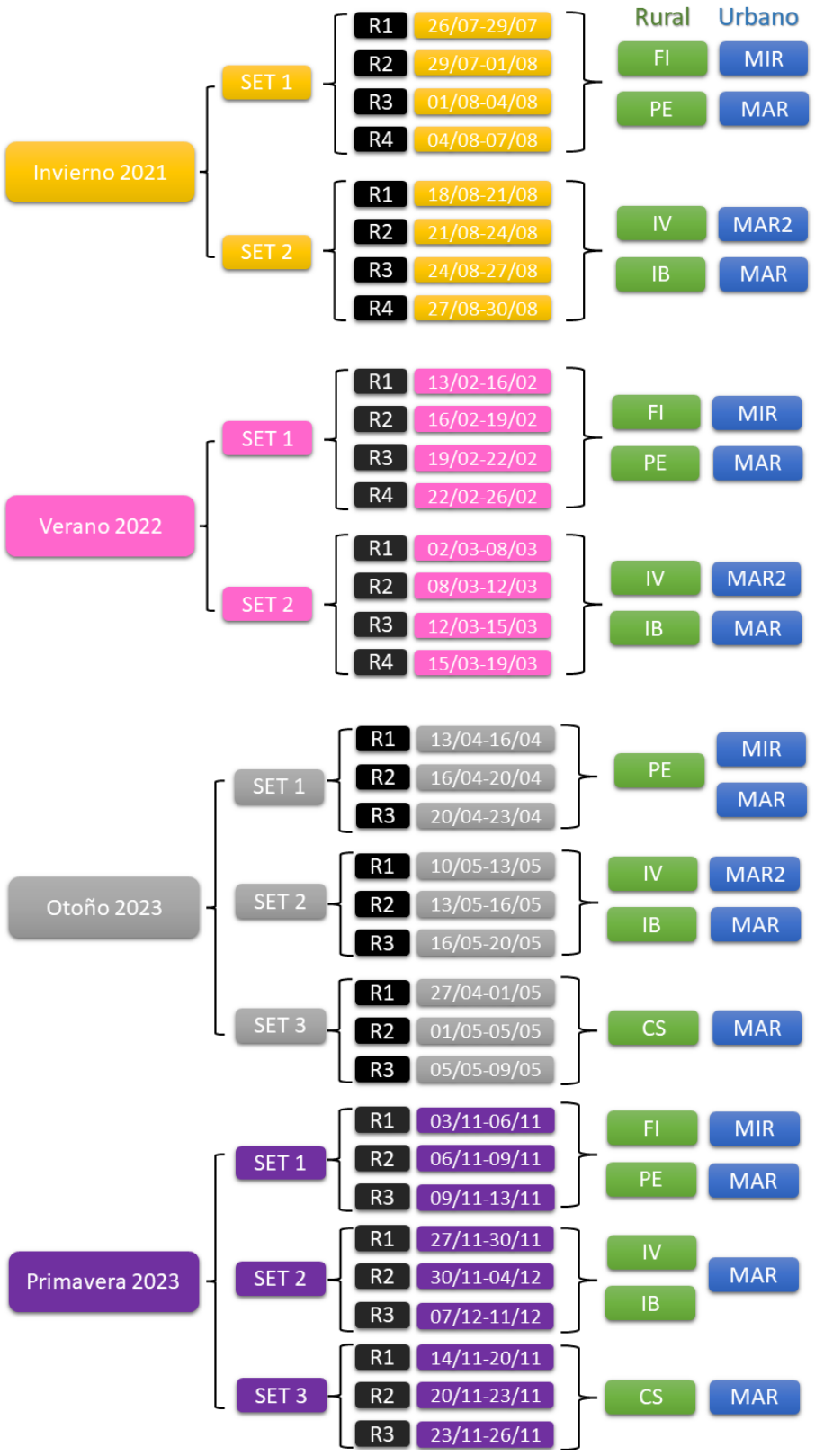


Figura 3.8. Períodos muestreados con Impactador Harvard en sitios rurales y urbanos. Las siglas corresponden a R1, R2, R3, R4: Períodos en los que se usó un filtro distinto

para cada caso. Los sitios rurales y/o naturales son: FI: Fighiera; PE: Pueblo Esther, IV: Isla Verde; IB: Ibarlucea; CS: Campo Soldini. Los sitios urbanos: MIR: Microcentro de Rosario; MAR: Macrocentro de Rosario; Macrocentro 2 de Rosario.

Durante los monitoreos se verificó el correcto funcionamiento de los equipos y el suministro continuo de energía eléctrica. Para asegurar la energía en el sitio de Isla Verde, se implementó un sistema compuesto por un panel solar conectado a baterías, con el fin de garantizar el abastecimiento eléctrico. Esta conexión fue supervisada para confirmar el aporte constante y confiable de energía. Además, se realizaron seguimientos de las condiciones climáticas, los incendios que sucedieron en el Delta del Paraná, así como también otros incendios cercanos a dichas fuentes.

En la Figura 3.9, se presenta la ubicación de los sitios muestreados. Como los monitoreos se realizaron en simultáneo, distintos integrantes del grupo formaron parte de los mismos, por lo cual, a modo personal, los sitios en los que coloqué el equipo de muestreo y efectué el seguimiento de los mismos fueron: Microcentro de Rosario (MIR), Fighiera (FI), Isla verde (IV), Soldini (CS) y Puerto San Martín (PSM).

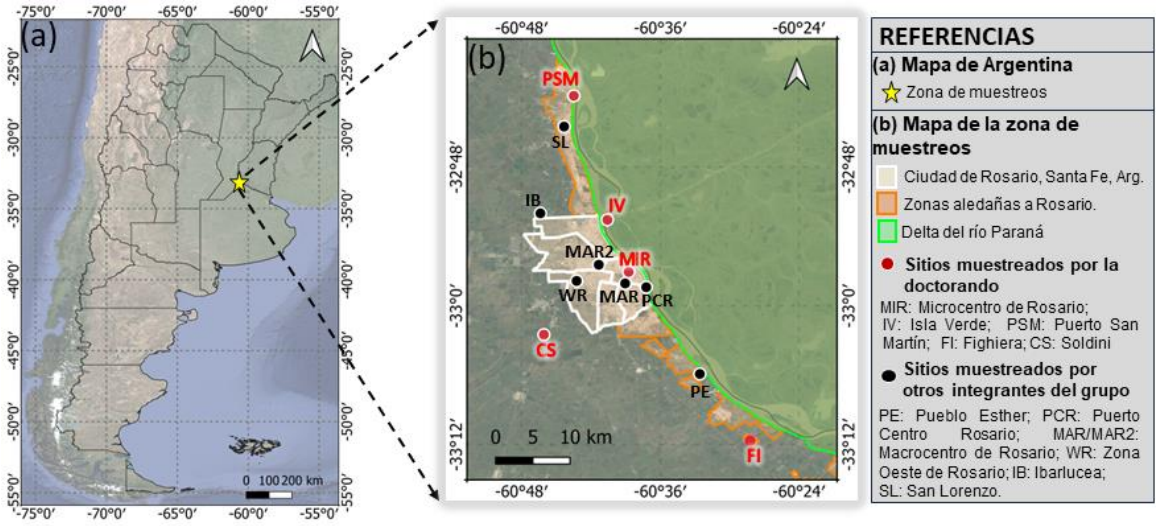


Figura 3.9. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo. (a) Mapa general de Argentina, donde se indica con una estrella amarilla la zona de estudio en la provincia de Santa Fe. (b) Detalle de la región del Gran Rosario, donde se señalan los sitios de muestreo incluidos en este trabajo. Los puntos rojos corresponden a sitios muestreados por la doctoranda: MIR (Microcentro de Rosario), IV (Isla Verde), PSM (Puerto San Martín), FI (Fighiera) y CS (Soldini). Los puntos negros representan sitios muestreados por otros integrantes del grupo: PE (Pueblo Esther), PCR (Puerto Centro Rosario), MAR/MAR2 (Macrocentro de Rosario), WR (Zona oeste de Rosario),

IB (Ibarlucea) y SL (San Lorenzo). Se indican además los límites urbanos de Rosario, las zonas aledañas y el delta del río Paraná.

Rosario es una ciudad ubicada en el sudeste de la provincia de Santa Fe, Argentina, y es la cabecera del departamento homónimo. Se trata de la urbe más poblada de la provincia.

La ciudad se sitúa en la margen occidental del río Paraná, que forma parte de la hidrovía Paraná-Paraguay. En este contexto, Rosario alberga un puerto de 140 hectáreas, especializado en el manejo de cargas generales y a granel.

Según INDEC (2022) la ciudad de Rosario en ese año tuvo una población de 1.029.619 habitantes.

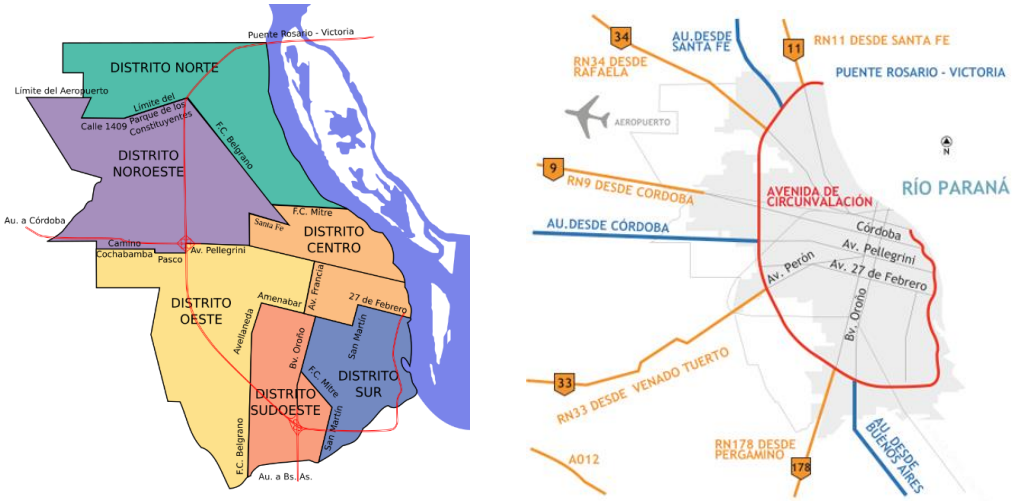
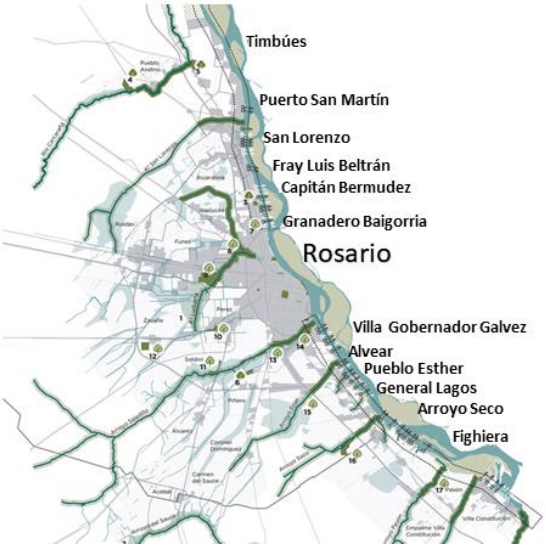


Figura 3.10. La ciudad de Rosario. Izq: Distritos. Der: Sistema vial de acceso a la ciudad. Fuente: Municipalidad de Rosario (https://infomapa.rosario.gov.ar/emapa/mapa.htm)

Rosario constituye el núcleo de una aglomeración urbana conocida como Gran Rosario (Figura 3.11), cuya población se extiende por otras localidades de su mismo departamento y sobre el departamento San Lorenzo y ascendió en 2022 a 1.455.668 habitantes (INDEC 2022). Es la tercera aglomeración urbana más poblada de la Argentina, después del Gran Córdoba y del Gran Buenos Aires. Las localidades comprendidas dentro del Área Metropolitana Rosario son: Acebal, Álvarez, Alvear, Arroyo Seco, Capitán Bermúdez, Coronel Domínguez, Empalme Villa Constitución, Fighiera, Funes, General Lagos, Granadero Baigorria, Ibarlucea, Pérez, Piñero, Pueblo

Andino, Pueblo Esther, Ricardone, Rosario, San Lorenzo, Soldini, Villa Gobernador Gálvez y Zavalla.



DIRECTRIZ 2
Protección y optimización de los recursos ambientales y patrimoniales

Protección de las márgenes de los cursos de agua

- Ríos, arroyos y canales
- Sistemas ribereños de penetración a revalorizar
- Bajadas y/o accesos públicos a la ribera existentes
- Bajadas y/o accesos públicos a la ribera propuestos
- Área afectada por el Anteproyecto de "Ley de ordenamiento territorial de los frentes ribereños" Propueta ECOM
- Tramo ribereño de protección rural y/o ambiental

Protección de áreas bajas

- Áreas con afectación hídrica
- Áreas bajas a proteger

1. Represa Arroyo Ludueña
2. Arroyo Pavón

Protección y desarrollo sostenible de las islas

- Islas del Río Paraná

Protección y puesta en valor de áreas forestadas

- Áreas forestadas

3. Áreas forestada Celulosa Argentina S.A
4. Área forestada de Pueblo Andino
5. Área forestada de Villa La Ribera
6. Área forestada de Piñero

Revalorización y creación de parques metropolitanos

- Espacios naturales identificados a revalorizar

7. Parque de la Cabecera
8. Parque Bosque de los Constituyentes
9. Reserva Natural Funes
10. Bosque de los Eucaliptus
11. Balneario de Soldini
12. Parque Villarino
13. Balneario Los Angeles
14. Parque Regional Sur
15. Parque del Arroyo Frías
16. Parque de Arroyo Seco
17. Parque de Arroyo Pavón

DIRECTRIZ 3
Estructuración de la accesibilidad y conectividad en forma eficiente

Sistema de rondas

- Anillo conector existente
  RP Nº26, RN A012, Av. Circunvalación
- Anillo conector propuesto
  Variante propuesta al trazado existente
- 2da Ronda
- 2da Ronda tramo de completamiento
- Anillo Conector Intercomunal
  Reformulación RP Nº34s

Autopistas

- Autopista existente
- Autopista propuesta

Rutas

- Ruta Nacional o Provincial existente
- Avenida interurbana
  Tramo desafectado del transporte de cargas

Conectores

- Conector a áreas industriales y portuarias propuesto
  1. Área logístico productiva Timbúes - Pto. Gral. San Martín / Área logístico productiva San Lorenzo
  2. Área Celulosa Capitán Bermudez
  3. Área Cargill Villa Gobernador Gálvez
  4. Parque industrial Alvear
  5. Área logístico productiva Gral Lagos - Arroyo Seco
  6. Área portuaria Villa Constitución
  7. Acindar Villa Constitución
- Vía de estructuración local

Principales enclaves relativos a la movilidad de cargas

- Áreas / Nodos logísticos intermedios
- Concentraciones portuarias e industriales sobre el frente ribereño
- Áreas logístico - productivas de alcance metropolitano

Figura 3.11. Área metropolitana de Rosario. Arriba: Áreas forestadas. Abajo: Conectividad vial. Fuente: Imagen proporcionada por el Ente de Coordinación Metropolitana de Rosario, Argentina. (https://ecomrosario.gob.ar/directrices-de-ordenamiento-territorial)

La metrópolis se encuentra en una región de significativa importancia económica, ya que cerca del 70% de la producción de cereales del país se exporta a través de su puerto. Hasta 2015, el Gran Rosario era responsable del primer PBI per cápita de Argentina y el segundo de Latinoamérica, solo detrás de Brasilia. Asimismo, su conglomerado urbano ostenta el tercer PBI urbano de Argentina, por detrás del Gran Córdoba y el Gran Buenos Aires.

3.1.2.1.1. Rosario Centro

El muestreo en el microcentro de Rosario (MIR) se llevó a cabo con el objetivo de recolectar datos sobre la calidad del aire y las concentraciones de contaminantes atmosféricos en un área de alta densidad poblacional y actividad comercial. Este proceso se realizó en el marco de un estudio más amplio destinado a analizar los efectos de la contaminación en la salud pública y el medio ambiente.

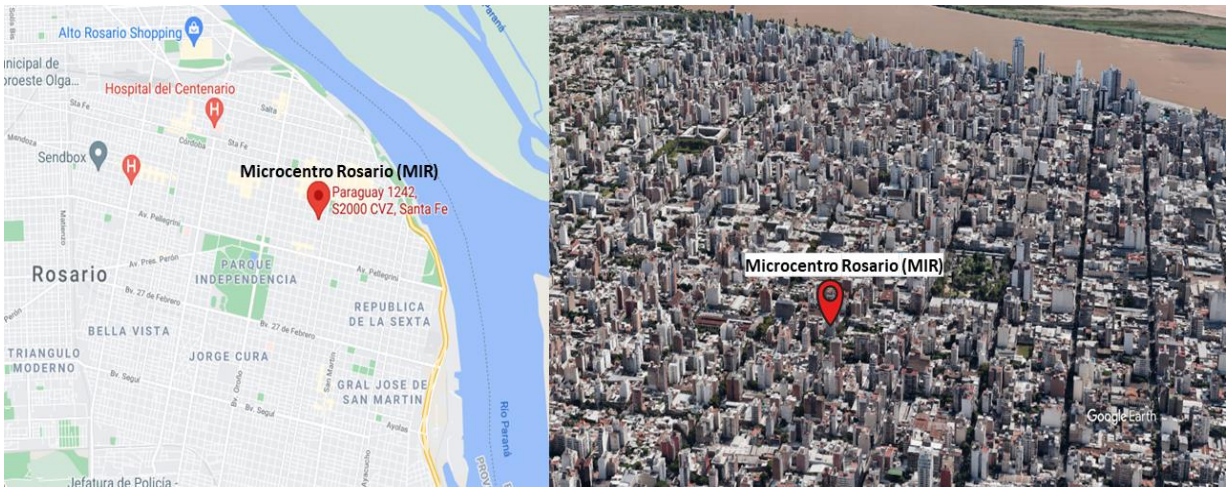


Figura 3.12. Localización del sitio de muestreo MIR. Fuente: Google Earth.

El equipo de muestreo fue instalado utilizando una configuración de soporte diseñada para optimizar las condiciones de recolección de datos. Se utilizó un portaequipaje de

automóvil, el cual fue fijado mediante precintos a un anclaje ubicado en un alambre del toldo que cruza lateralmente el patio del departamento.

El patio en el que se realizó la instalación se encuentra en el primer piso, con una altura total de 2.60 metros. La altura del equipo de muestreo se sitúa a 1.40 metros sobre el suelo del patio, lo que resulta en una altura total de 4.00 metros desde el nivel del suelo hasta el dispositivo de muestreo.

Es importante destacar que la elección de esta altura fue crítica, ya que el departamento es de pasillo y presenta múltiples paredes laterales. Esta configuración estructural podría limitar el flujo de aire a altitudes inferiores, lo que podría influir negativamente en la calidad de las mediciones. Por lo tanto, se optó por una instalación en una altura que favoreciera un mejor intercambio de aire y minimizara las interferencias en la recolección de datos.

Zona microcentro, Rosario.	
Dirección	Paraguay 1242, Rosario, Santa Fe
Latitud	32°57'39,33" S
Longitud	60°38'43,63" W
Altitud	45,6 msnm
Altura del Muestreador	4 m

Figura 3.13. Imágenes del impactador Harvard instalado en el microcentro de Rosario.

El sitio de muestreo se encuentra en una ubicación estratégica en Rosario, donde el transporte público y la actividad comercial son muy dinámicos. En la calle Paraguay circulan dos líneas de colectivo: el 103 Rojo y el 103 Negro. Además, en las esquinas adyacentes, se disponen doce líneas adicionales de colectivo, incluyendo las líneas 130 Rojo y Negro, 146 Rojo y Negro, 123 (Mendoza), K (Mendoza), 122 y 127 Rojo, 121 (Mendoza), Q y 126 Rojo y Negro (3 de Febrero).

Asimismo, una gran cantidad de líneas de colectivo transitan por las cercanas calles Corrientes, Mendoza y Presidente Roca. Esta actividad genera un flujo vehicular alto, especialmente durante las horas pico, mientras que los días domingos, el flujo se reduce a niveles medios.

En las cercanías, se localizan diversas instalaciones que pueden influir en el contexto del muestreo. A 250 metros se encuentra una estación de servicio, y a 500 metros hay dos estaciones de servicio adicionales. Además, a 100 metros del sitio de muestreo, se encuentran ubicadas dos panaderías, lo que contribuye a la actividad comercial en la zona.

3.1.2.1.2. Fighiera

Fighiera es una localidad ubicada en el Departamento Rosario, provincia de Santa Fe, Argentina, a aproximadamente 37 km al sur de la ciudad de Rosario y a 207 km de la capital provincial, Santa Fe. La localidad se sitúa en la margen derecha del río Paraná, lo que le confiere características geográficas particulares que pueden influir en las condiciones ambientales y atmosféricas locales.

El sitio de muestreo seleccionado en Fighiera ofrece un entorno rural y semi-urbano, de densidad poblacional y actividad vehicular considerablemente inferiores a las observadas en la ciudad de Rosario. Esto permite estudiar la calidad del aire en un área con influencia reducida de fuentes de contaminación urbanas y mayor exposición a factores naturales como la cercanía al río Paraná. Este contraste con las condiciones de Rosario permite una comparación clave en el análisis de las concentraciones de contaminantes atmosféricos entre ambos entornos.

Figura 3.14. Localización del sitio de muestreo en Fighiera, Santa Fe, Argentina. Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth.

Figuera, Santa Fe, Argentina	
Dirección	Moreno 810, Fighiera, Santa Fe
Latitud	33°11'42" S
Longitud	60°28'7" O
Altitud	30 msnm
Altura del Muestreador	1,80 m

Figura 3.15. Imágenes del impactador Harvard instalado en Fighiera.

3.1.2.1.3. Isla verde

El Delta del Río Paraná es un mosaico de humedales. La superficie que cubre esta región supera las 1.750.000 hectáreas y se extiende a lo largo de los últimos 300 km de la cuenca, desde Diamante (32°5'S; 60°39'O) hasta las cercanías de la ciudad de Buenos Aires (34°19'S; 58°28'O) (Malvarez, 1999). El Río Paraná es el segundo río más grande de Sudamérica, después del Amazonas, en términos de tamaño de cuenca, longitud y caudal de agua (Latrubesse et al., 2005). El Delta del Río Paraná alberga 643 especies de plantas vasculares, con 77 especies exclusivas de la región. Notablemente, las comunidades de plantas herbáceas cubren el 96% del área total e incluyen extensas áreas de juncales, pastizales y praderas herbáceas higrófilas (Enrique, 2009). En las áreas elevadas, predominan los bosques bajos con especies como sauces, curupí y laurel. Las áreas medias y bajas están principalmente cubiertas por pastizales herbáceos altos. El patrón de lluvias es irregular, con precipitaciones constantes a lo largo del año, aunque disminuyen durante los meses de invierno. La pesca y la ganadería son las principales actividades productivas en esta zona y han experimentado una notable expansión en los últimos años. El menor nivel hidrométrico del Río Paraná ha permitido el uso de mayores extensiones de tierra, lo que ha propiciado la entrada de nuevos productores ganaderos en el área, algunos de los cuales también se dedican a la producción agrícola (Donadille et al., 2010).

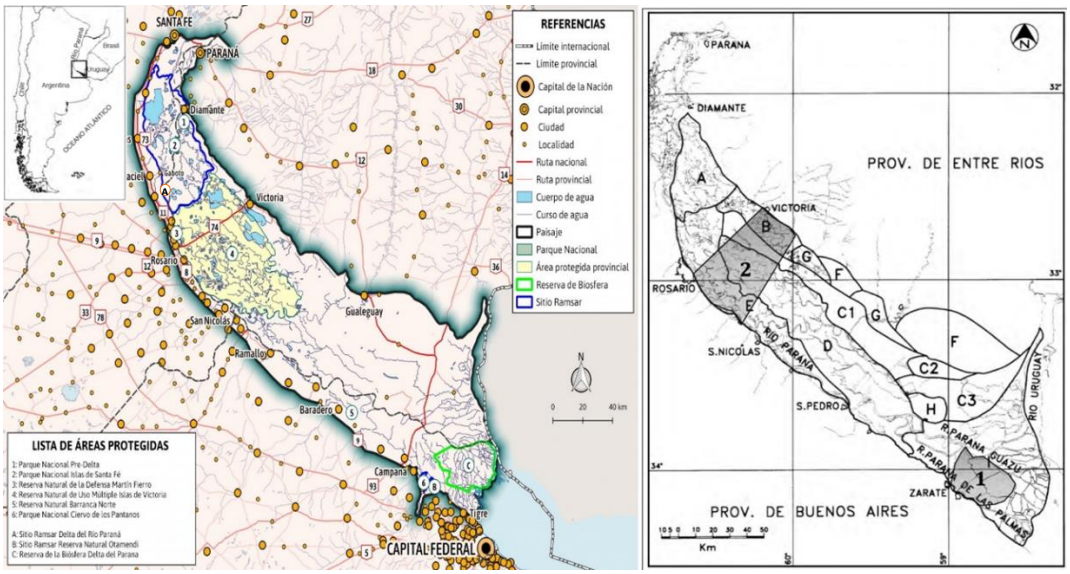


Figura 3.16. Delta del río Paraná. Izquierda: Áreas protegidas del Delta del Paraná y cuerpos de agua. Derecha: Zonificación de la región del Delta del Río Paraná. Las letras representan: A. Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B. Isletas de praderas de albardones bajos; C1. Praderas de cordones y depresiones; C2. Praderas

con isletas de bosque de cordones y depresiones; C3. Bosques, praderas y arroyos de cordones y depresiones; D. Praderas de antigua llanura de mareas; E. Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná; F. Praderas y sabanas de la antigua llanura litoral; G. Arbustales de antiguos deltas; H. Praderas de la isla de Ibicuy; I. Pajonales y bosques del Bajo Delta. Zonas grises sombreadas 1: Núcleo forestal Campana-San Fernando, 2: Zona ganadera entre Rosario, Victoria y Villa Constitución. Fuente: Izq: (Administración de Parques Nacionales de Argentina, s.f.). Der: (Malvarez, 1999; Donadille et al., 2010).

Isla Verde representa una porción del extenso humedal que forma el Delta del Paraná medio, ubicado frente a la ciudad de Rosario en la provincia de Santa Fe, Argentina. Este sector del delta se caracteriza por su vasta red de canales, lagunas y terrenos anegados, cubiertos de vegetación acuática y ribereña que albergan una rica biodiversidad. De acuerdo a la Zonificación de la región del Delta del Paraná efectuada por Malvarez (1999), se identifica que Isla verde se encuentra en la zona E, donde predominan los bosques, praderas y meandros (Figura 3.16).

Este humedal cumple funciones ambientales clave, como la regulación de los niveles de agua y la mitigación de inundaciones. Además, ofrece un hábitat para una gran variedad de especies de aves, peces y plantas, incluyendo especies típicas de la vegetación higrófila como juncos y pajonales. Isla Verde es un área frecuentada por quienes buscan recreación y contacto con la naturaleza, ya que permite actividades como el senderismo, la pesca, y la observación de aves, además de ser un sitio importante para la conservación de los ecosistemas del Paraná medio.

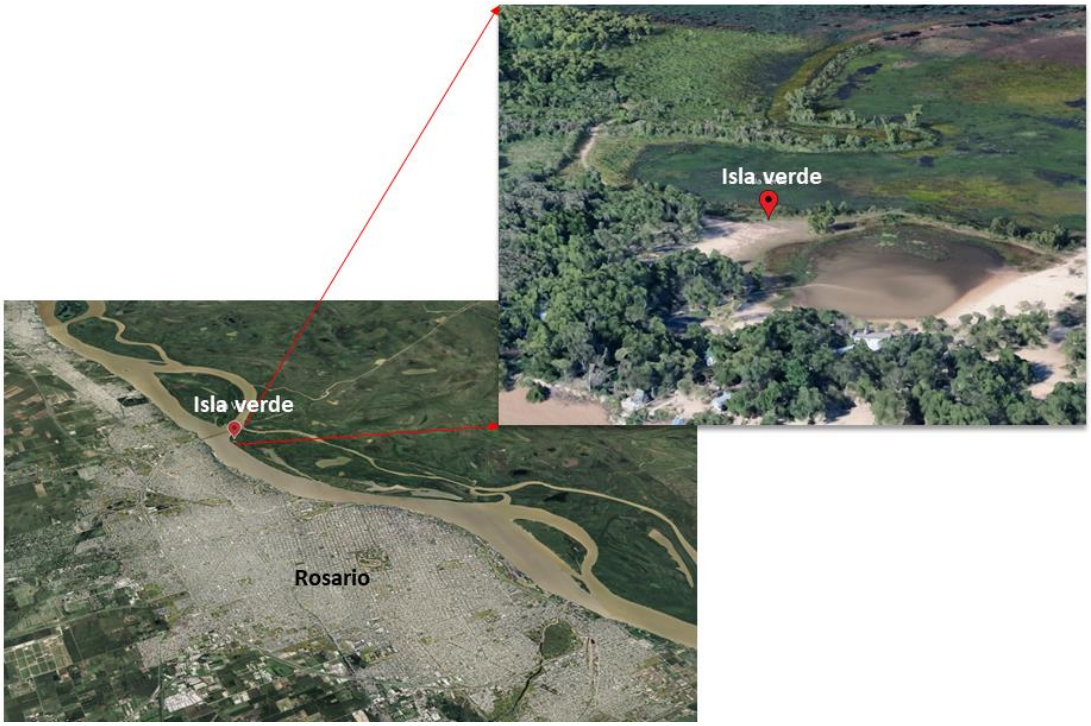


Figura 3.17. Imágenes satelitales de la localización del sitio de muestreo Isla Verde, dentro del Delta del Río Paraná. Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth.

Isla Verde	
Dirección	Isla Verde, Entre Ríos, Argentina
Latitud	32° 52' 34" S
Longitud	60° 40' 34" O
Altura	10 msnm
Altura del Muestreador	1,65 m

Figura 3.18. Imágenes del impactador Harvard instalado en Isla Verde.

3.1.2.1.4. Soldini

Soldini es una localidad rural situada en el departamento Rosario, provincia de Santa Fe, Argentina. Con una población de alrededor de 3773 habitantes (INDEC,2022) esta pequeña comunidad se encuentra en una región predominantemente agrícola y se caracteriza por un paisaje llano y extensas áreas de cultivos, principalmente de soja, maíz y trigo. La cercanía de Soldini a la ciudad de Rosario (a unos 15 kilómetros al este) le confiere una ubicación estratégica, permitiéndole un acceso relativamente directo a los servicios y la infraestructura de una ciudad de mayor envergadura, al mismo tiempo que mantiene un ambiente rural y tranquilo.

La densidad poblacional en el área residencial de Soldini es de 21 habitantes por hectárea, mientras que en la totalidad del distrito alcanza los 0,53 hab/ha. Este perfil demográfico refleja el carácter predominantemente rural de la región, que se complementa con una importante cantidad de suelo vacante dentro de su planta urbana. Además de su vocación agrícola, Soldini ha venido explorando el desarrollo de un

turismo rural vinculado a su producción frutihortícola, una actividad de larga tradición y valor económico en la zona.

Figura 3.19. Localización del sitio rural Soldini y su distancia a la zona poblada. Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth.

Desde el punto de vista del desarrollo industrial, Soldini se encuentra en un proceso de reorganización de sus sectores industriales, con un enfoque en la conformación de un área industrial y logística de carácter metropolitano, en colaboración con las localidades vecinas de Pérez y Rosario, así como en el borde de la Ruta Provincial N°14 al norte de la localidad (Ente de Coordinación Metropolitana de Rosario, s.f.). Estas características hacen de Soldini un sitio interesante para el muestreo de material particulado, permitiendo evaluar la influencia de actividades agrícolas, industriales y de transporte en la calidad del aire en un entorno rural-urbano en crecimiento.

Campo "Iron Horse", Soldini, Santa Fe, Argentina	
Dirección	Ruta 14, Km6, Soldini.
Latitud	33° 2’ 30,37’’
Longitud	60° 46’ 4,07’’
Altitud	35 msnm
Altura del Muestreador	1,75 m

Figura 3.20. Imágenes del impactador Harvard instalado en Soldini.

Centro Ambiental de Tratamiento de Residuos (CATR)

A 6.6 km de Soldini, en dirección Noreste, se encuentra localizada la planta de tratamiento de residuos de la ciudad de Rosario, en la cual se reciben 100 Tn por día de residuos domiciliarios.

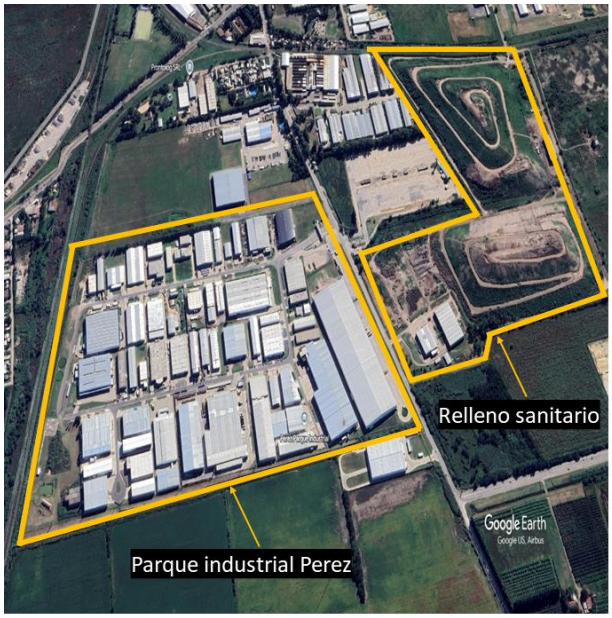
El predio tiene una superficie cubierta de 5.100 m^2 destinada a las operaciones de separación, clasificación, limpieza de materiales, compostaje, chipeado e infraestructura complementaria.

Se encuentra ubicada en el predio de 35 hectáreas donde también funciona el relleno Bella Vista, logrando así la integración de las prácticas de separación, tratamiento y transferencia de residuos en una única unidad operativa.

En dicho predio recuperan, mediante separación manual, residuos reciclables compuestos por papel, cartón, plástico y vidrio. Con la materia orgánica, la cual constituye aproximadamente el 50% de los residuos, se efectúa compost. El compost producido se utiliza en la cobertura del relleno sanitario, el vivero municipal, en parques y plazas de la ciudad.

La mayor fuente de generación de aerosoles se encuentra en el movimiento de tierra que se efectúa en las operaciones efectuadas con la pala mecánica en el relleno sanitario, en las cuales se puede generar resuspensión de material particulado y el mismo ser arrastrado por las masas de aire, arribando a otros sitios ajenos a la fuente.

Otra fuente generadora de aerosoles se encuentra en las emisiones generadas por la combustión de los vehículos de transporte de material.



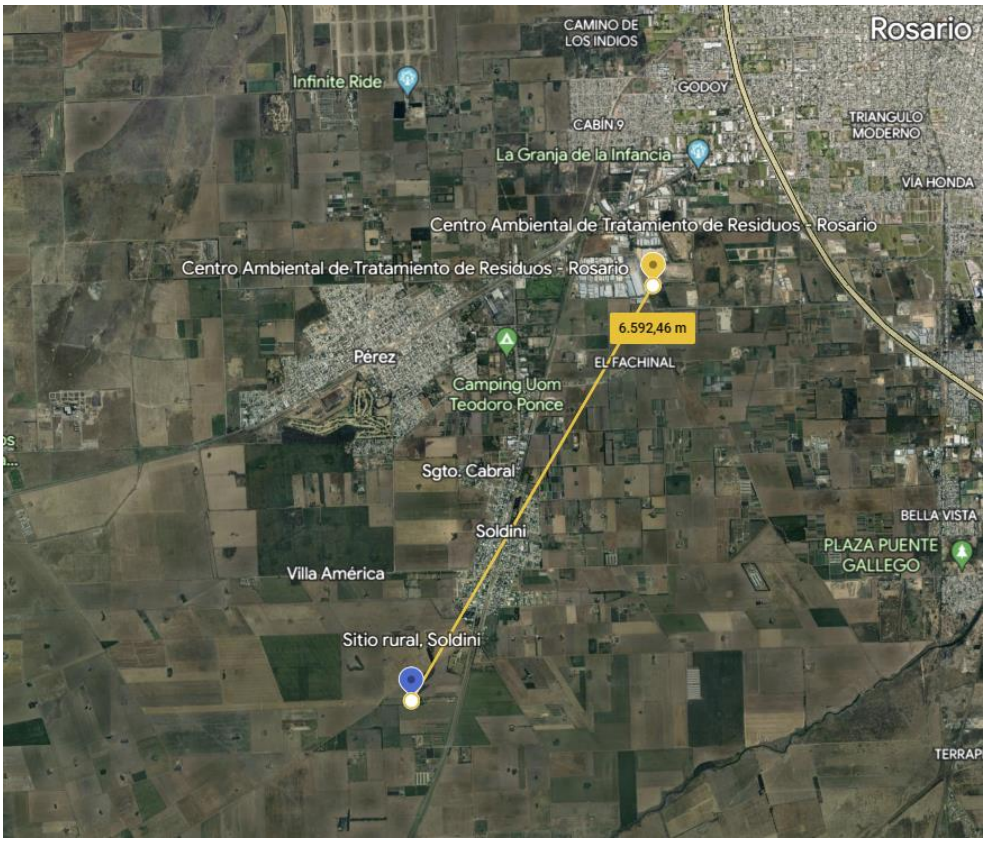


Figura 3.21. Sitios industriales más próximos a Soldini. Panel superior. Izq: Vista superior de la planta de tratamiento de residuos, Bella Vista, Santa Fe y del Parque industrial de Perez. Fuente: Google Earth Studio. Der: Imagen cercana del relleno sanitario. Panel inferior. Distancia desde el sitio rural de Soldini a dicha zona industrial y de tratamiento de residuos.

3.1.2.1.5. Puerto San Martín

Puerto General San Martín, ubicado en el departamento de San Lorenzo, en la provincia de Santa Fe, Argentina, se encuentra a aproximadamente 28 km al norte de Rosario, con una altitud de 13,85 metros sobre el nivel del mar. Este sitio tiene una extensión de 47 km², limitando al sur con el Arroyo San Lorenzo y la ciudad de San Lorenzo, al oeste con Aldao y Timbúes, al este con el río Paraná, que marca el límite con la provincia de Entre Ríos, y al norte con Timbúes. Según el Censo Nacional de Población y Vivienda (INDEC, 2022), la población de Puerto General San Martín ascendió en 2022 a 17,977 habitantes.

Puerto General San Martín alberga una intensa actividad industrial y portuaria, siendo uno de los centros más importantes para la exportación de productos agrícolas en

Argentina. El puerto Linda Vista, ubicado en esta localidad, es clave para el procesamiento y despacho de granos, aceites y sus derivados, actividades que han impulsado el desarrollo de una red de terminales portuarias en la región. Estas terminales están adaptadas para la carga y descarga de productos a granel, principalmente soja, maíz y trigo, lo que convierte a Puerto General San Martín en un punto estratégico para el comercio exterior.

Además, en la zona operan varias industrias de procesamiento de oleaginosas y producción de biodiésel, que generan subproductos agrícolas como harinas y aceites vegetales. La cercanía al río Paraná facilita el acceso y la salida de embarcaciones de gran porte, lo que contribuye al alto volumen de exportaciones de la región. Este ambiente industrial y portuario genera un flujo constante de vehículos pesados y actividades de carga, factores que influyen en la calidad del aire, lo cual hace de Puerto General San Martín un sitio relevante para el estudio de la contaminación atmosférica, debido a las emisiones vinculadas tanto al transporte como al procesamiento industrial de los productos agrícolas.

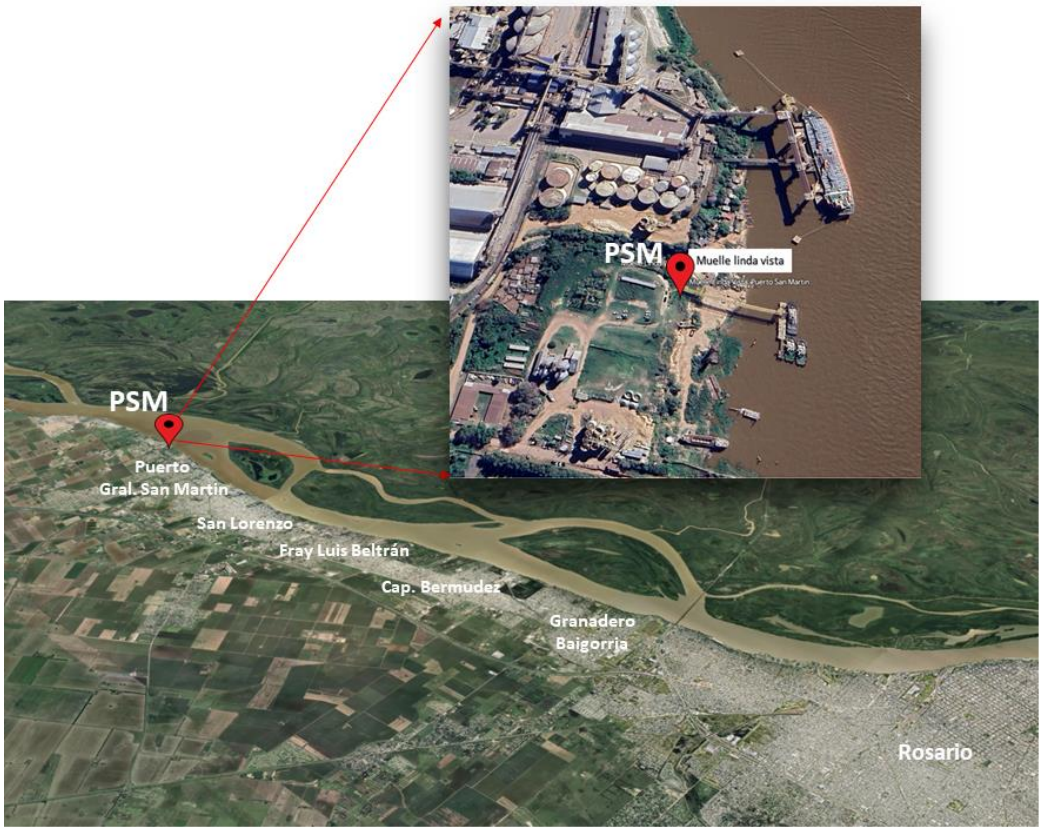


Figura 3.22. Localización del sitio de muestreo en Puerto General San Martín (PSM). Fuente: Landsat/Copernicus. Google Earth.

El impactador tipo Harvard fue colocado en el muelle, como se observa en la Figura 3.23, a modo de que haya buena circulación de aire y las mediciones de material particulado no queden sesgadas por las operaciones de descarga de camiones.

Puerto Genereal San Martin - Puerto linda Vista	
Latitud	32°41'50.1"S
Longuitud	60°43'28.5"0
Altura	30 m
Altura del Muestreador	1.7 m

Figura 3.23. Impactador Harvard instalado en el muelle de Linda Vista, Puerto San Martín, Santa Fe, Argentina.

3.1.2.2. Observatorio Pierre Auger, Marlargüe, Mendoza, Argentina

El Observatorio Pierre Auger, situado en Malargüe, Provincia de Mendoza, constituye la instalación más grande del mundo dedicada a la detección e investigación de rayos cósmicos (RC) de ultra alta energía, tal como se muestra en la Figura 3.24, cubriendo unos 3.000 km². Su principal objetivo es investigar el origen y las características de los rayos cósmicos de alta energía, específicamente aquellos con energías superiores a

10^{18} eV. Los rayos cósmicos son partículas subatómicas que provienen del espacio exterior e impactan en la Tierra regularmente. En su rango de energías más altas, a las que se aboca el Proyecto Pierre Auger (www.auger.org), el flujo de partículas que llegan a la tierra es muy bajo (menor a 1 partícula por km^2 por siglo). Por ello, el área que cubre el observatorio es extensa de manera de aumentar la probabilidad de detección de las mismas. El Observatorio utiliza un sistema híbrido de detección, que incluye 1.660 detectores de agua Cherenkov y veinticuatro telescopios de fluorescencia distribuidos equitativamente en 4 estaciones, las cuales se denominan: Los Leones (LL), Los Morados (LM), Loma Amarilla (LA), Coihueco (CO). Los detectores de Cherenkov, conocidos como detector de superficie (SD), recolectan continuamente datos de radiación Cherenkov generada cuando las partículas atraviesan agua ultrapura en sus tanques, captada mediante 3 tubos fotomultiplicadores (PMTs). El detector de fluorescencia (FD), por otro lado, detecta la fluorescencia emitida por moléculas de nitrógeno excitadas al paso de las partículas secundarias en la atmósfera, operando únicamente en noches con un bajo porcentaje de luz lunar para evitar interferencias (The Pierre Auger Collaboration, 2015).

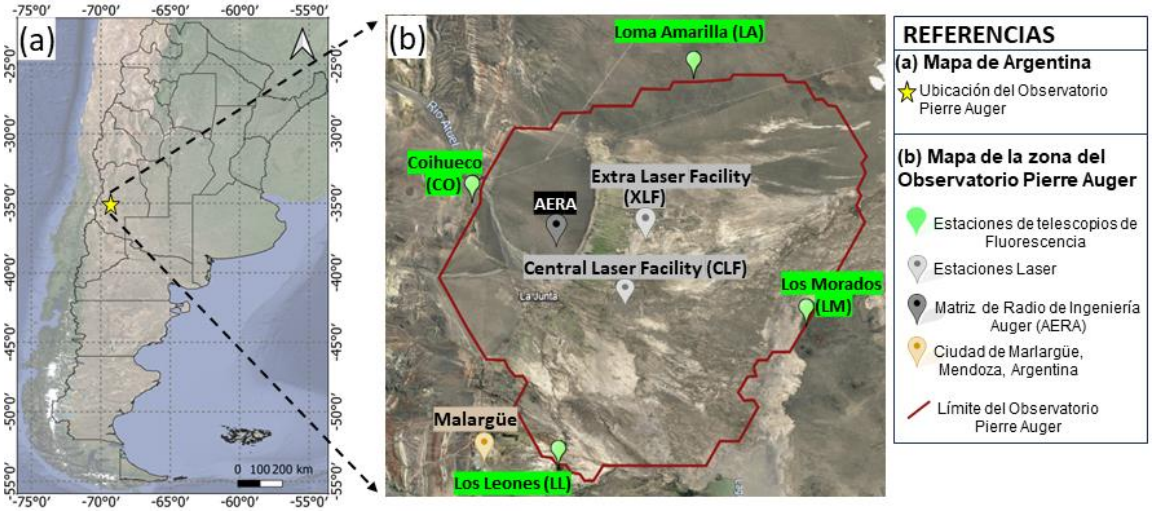


Figura 3.24. Ubicación geográfica del Observatorio Pierre Auger y distribución de sus instalaciones principales. (a) Mapa general de Argentina, donde se indica con una estrella amarilla la localización del Observatorio Pierre Auger en la provincia de Mendoza. (b) Detalle de la zona del observatorio, donde se muestran las estaciones de telescopios de fluorescencia (Coihueco, Los Leones, Los Morados y Loma Amarilla), las instalaciones láser (Central Laser Facility – CLF y Extra Laser Facility – XLF), la Matriz de Radio de Ingeniería Auger (AERA) y la ubicación de la ciudad de Malargüe. Se indica también el límite del área operativa del Observatorio (línea bordó). Mapas de creación propia, herramientas utilizadas: Landsat/Copernicus. Google Earth.

La combinación de ambos sistemas permite una medición precisa de la energía y trayectoria de la llamada *lluvia de partículas* secundarias, originada a partir de la interacción de la partícula primaria (la que arriba desde el espacio) con la atmósfera, lo cual resulta en una calibración independiente de modelos teóricos y simulaciones. Este diseño híbrido también permite minimizar las incertidumbres en la medición de los parámetros de la lluvia de partículas.

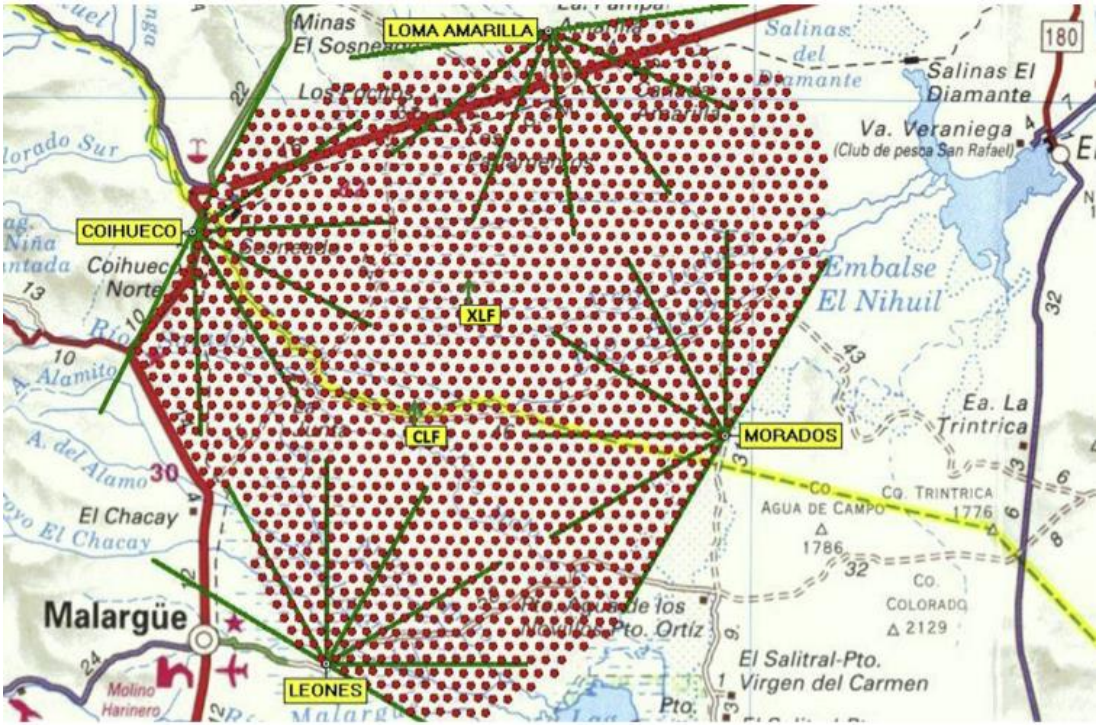


Figura 3.25. Esquema del Observatorio Pierre Auger. Los puntos representan los detectores de superficie, mientras que las líneas representan la apertura azimutal de los detectores de fluorescencia. Fuente: (https://visitantes.auger.org.ar)

El detector de fluorescencia (DF o FD en inglés) permite obtener el perfil longitudinal de la lluvia y medir en forma directa la posición del X_{max} (profundidad en la atmósfera terrestre a la que una cascada de partículas alcanza su máximo desarrollo) así como la porción de la energía de la lluvia que llega al detector. El X_{max} es fundamental en estudios de composición de los rayos cósmicos mientras que la energía detectada por los fotomultiplicadores (PMTs) del DF permite reconstruir la energía del rayo cósmico primario, mediante el empleo de modelos que, entre otros muchos parámetros, tiene en cuenta los atmosféricos, particularmente, los aerosoles. Los telescopios del DF están diseñados con espejos parabólicos grandes para recolectar la luz emitida por las moléculas de nitrógeno excitadas (por las partículas cargadas de la lluvia de RC) al

desexcitarse. Esta luz es luego focalizada en una cámara equipada con fotomultiplicadores que permiten la detección de la señal. Los telescopios están organizados en estaciones que cubren un área extensa y están sincronizados para capturar eventos de alta energía, mejorando la precisión en la determinación de la trayectoria y energía de los rayos cósmicos. Cada estación de telescopios del DF (LL, LM, LA y CO) contiene 6 bahías, cada una con su respectivo espejo y cámara equipada con 440 PMTs hexagonales instalados en la superficie focal de la estructura. Estos funcionan como sensores de luz y cada uno de ellos se corresponde con un píxel. Los pulsos de luz en los píxeles son digitalizados cada 100 ns. En CO, además, se cuenta con tres telescopios que rastrean las señales de fluorescencia a alturas más elevadas (HEAT o High Elevation Atmospheric Telescopes).

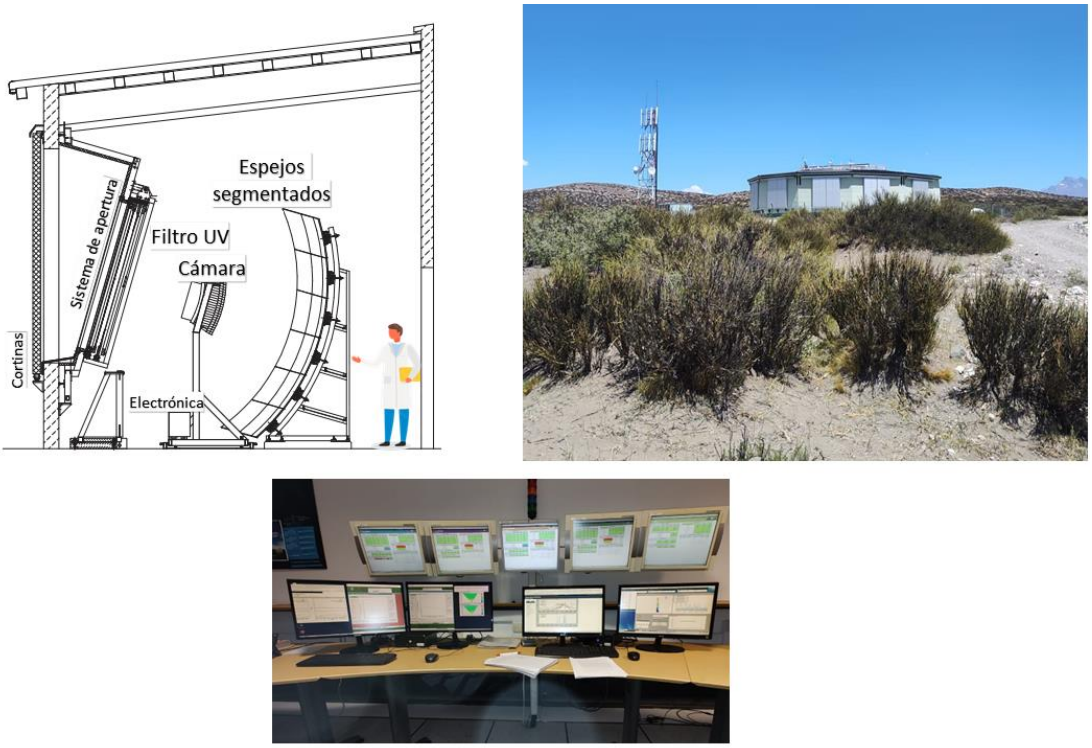


Figura 3.26. Detectores de Fluorescencia del Observatorio Pierre Auger. (a) Vista esquemática de un telescopio del detector de fluorescencia, con la descripción de sus componentes principales. Figura adaptada de The Pierre Auger Collaboration (2015). (b) Estación Coihueco. (c) Centro de cómputos donde se efectúa, entre otras tareas, la calibración de instrumentos lidar, puesta en marcha y control de las estaciones del FD.

Cada detector de superficie se compone de un tanque cilíndrico de plástico con una base de 10 m² y una altura de 1,55 m, que contiene 11,000 litros de agua ultrapura, con

una resistividad de 15 MΩ·cm², recubierto internamente con Tyvek, un material reflectante que ayuda a dispersar la luz Cherenkov. La energía de cada estación se genera mediante un conjunto de paneles solares conectados a baterías, permitiendo un funcionamiento autónomo dado el tamaño del sistema experimental.

Cuando las partículas entran en el agua, generan luz Cherenkov, que es captada por tres tubos PMTs de 22,5 cm. Estos PMTs son detectores ópticos que aprovechan la emisión secundaria de electrones, para detectar niveles muy bajos de luz. Cada PMT contiene un cátodo fotoemisivo, seguido por electrodos que enfocan los electrones, una etapa de amplificación con dinodos, y un ánodo recolector de electrones en un tubo de vacío. Las señales de los PMTs se pueden recoger a través del ánodo o del último dinodo, donde la señal requiere amplificación para su uso. Ambas lecturas expanden el rango dinámico de los PMTs (The Pierre Auger Collaboration, 2015).

Las señales eléctricas obtenidas en cada estación se filtran y digitalizan a una frecuencia de 40 MHz mediante un convertidor analógico-digital Flash (FADC) con una resolución de 10 bits. Posteriormente, las señales se transmiten a través de una red LAN, mediante un enlace de radio hacia el sistema central de adquisición de datos. La sincronización temporal se asegura utilizando un sistema GPS.

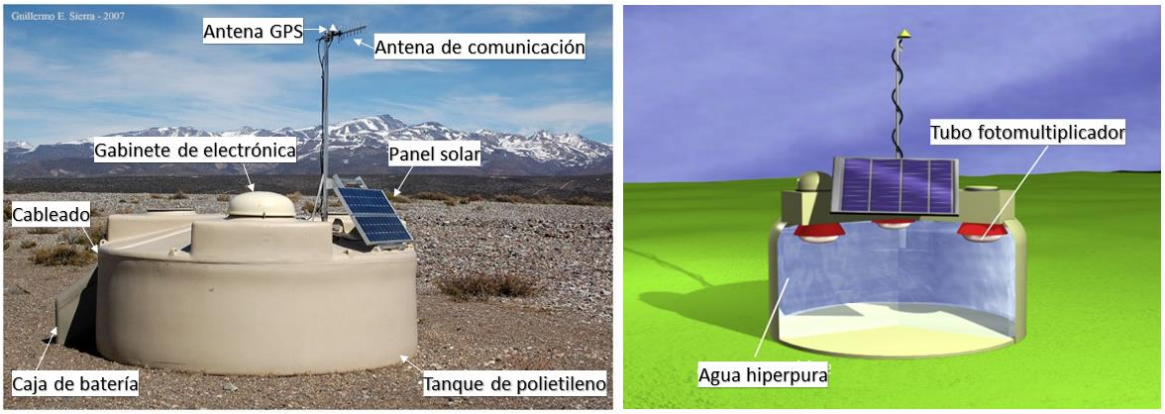


Figura 3.27. El detector de superficie y sus partes. (a) Detector de superficie y sus partes externas. La foto fue captada por Guillermo E. Sierra en 2007.(b) Detector de superficie y sus partes internas. Imagen adaptada de Auger.org.

En lo que respecta al Observatorio Pierre Auger, el interés para esta tesis se centra en el análisis de los aerosoles y su variabilidad espacio-temporal, como parámetro atmosférico que incide en las señales luminosas de fluorescencia captadas por el DF y

en la consiguiente reconstrucción de los parámetros de los rayos cósmicos (X_{max} de la lluvia de RC y energía del RC primario).

Los componentes atmosféricos (moléculas de aire, gases, aerosoles, nubes) atenúan, mediante los procesos de dispersión y/o absorción, los fotones ultravioletas (de la luz de fluorescencia) generados durante las lluvias de partículas secundarias. Las variaciones en dichos componentes afectan la atenuación de la luz de fluorescencia por parte de éstos. Los aerosoles son altamente variables en espacio y tiempo, siendo por tanto fundamental su continuo monitoreo y análisis para determinar cómo afectan en las reconstrucciones de las lluvias de RC.

El Observatorio P. Auger cuenta con una vasta red local de monitoreo atmosférico, a saber:

- **Sistemas LIDAR** (Light Detection and Ranging): estaciones cercanas a los edificios del detector de fluorescencia (FD) que miden el backscattering (retrodispersión o dispersión hacia atrás de la radiación emitida mediante pulsos láser repetidos) generado por los aerosoles presentes en la atmósfera del sitio Auger. Constan de un sistema orientable para medir aerosoles en distintas direcciones y determinar la posición de las nubes cercanas a cada sitio.

  El sistema está compuesto por cuatro lidares de tipo elástico, los cuales detectan la señal retrodispersada que conserva la misma longitud de onda que la señal emitida, y un lidar Raman, que además de registrar la señal proveniente de la dispersión elástica, permite la detección de señales inelásticas retrodispersadas en distintos canales, correspondientes a diferentes longitudes de onda. En este caso, la longitud de onda de la radiación dispersada se modifica con respecto a la de la luz incidente (dispersión Raman debida al efecto rotacional-vibracional de las moléculas).

- **CLF y XLF** (Central Laser Facility y Extra Laser Facility): situadas en el centro de la red de detectores de superficie, emiten secuencias de pulsos láser observados por todos los telescopios del DF, permitiendo determinar el espesor óptico de aerosoles en la atmósfera mediante la comparación entre la atenuación de la luz durante la noche a analizar y la atenuación durante una noche “clara” (considerada sin aerosoles) tomada como referencia.

- **Radiosondas**: fueron enviadas periódicamente durante algún tiempo mediante globos para registrar perfiles de temperatura y densidad de la atmósfera.

- **Cámaras de nubes**: emplean imágenes infrarrojas para detectar la presencia de nubes en la zona de observación.

- **Monitores de Función de Fase de Aerosoles (APF):** Ubicados en las estaciones de Coihueco y Los Morados, estos dispositivos utilizan una lámpara de xenón colimada que emite luz en el rango de 350–390 nm a través del campo de visión de los telescopios de fluorescencia. Su función es determinar la **función de fase de los aerosoles**, midiendo la intensidad de la luz dispersada en función del ángulo (entre 30° y 150°). Esta información resulta clave para parametrizar la dispersión de la luz en la reconstrucción de los eventos de rayos cósmicos.
- **Monitor Atmosférico Robótico Fotométrico (FRAM):** Este telescopio robótico, instalado junto al FD de Los Leones, realiza observaciones fotométricas de estrellas para medir la atenuación atmosférica y derivar el coeficiente de Ångström. Opera de manera pasiva, por lo que puede funcionar simultáneamente con los telescopios de fluorescencia sin interferir en sus mediciones. Desde 2009 forma parte del sistema de monitoreo rápido del Observatorio.
- **Monitor de Atenuación Horizontal (HAM):** Este sistema permite evaluar la atenuación horizontal de la luz y estimar el parámetro espectral γ, indicador de la composición y tamaño de los aerosoles. En el sitio de Auger se han registrado valores promedio de γ cercanos a 0.7, característicos de una atmósfera semiárida con baja dependencia espectral. The Pierre Auger Collaboration (2015)

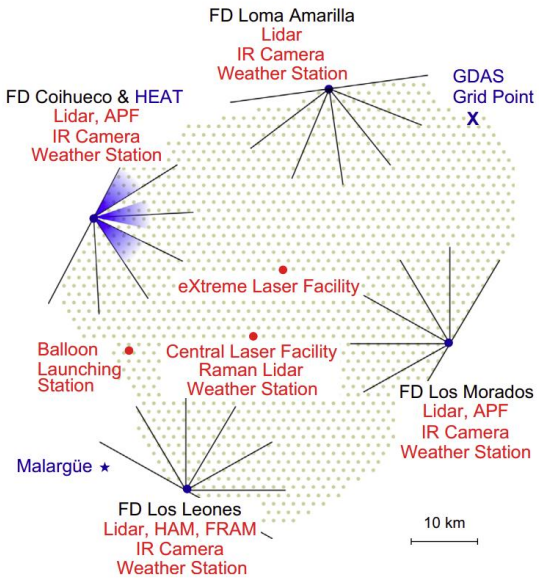


Figura 3.28. Descripción esquemática de los dispositivos de monitoreo atmosférico instalados en el Observatorio Pierre Auger. En cada sitio del detector de fluorescencia (FD), hay una estación de lidar, una estación meteorológica terrestre y una cámara infrarroja para detectar la cobertura de nubes. Además, en FD Coihueco y Los Morados se encuentran dispositivos para medir la función de fase de aerosoles (APF), un monitor de atenuación horizontal (HAM) en FD Los Leones y un monitor atmosférico robótico fotométrico (FRAM) también en Los Leones. En cada uno de los 4 sitios de FD, se ha instalado un sistema de lidar de retrodispersión elástica (que implica sin absorción por las partículas atmosféricas) orientable para medir aerosoles y determinar la posición de las nubes cercanas a cada sitio. En posiciones centrales dentro de la red de detectores de superficie, se encuentran dos instalaciones de láser (CLF y XLF). Fuente: The Pierre Auger Collaboration (2015).

3.2. SENSORES REMOTOS

3.2.1. VIIRS/SUOMI NPP

El satélite Suomi NPP fue lanzado el 28 de octubre de 2011 desde la estación de lanzamiento Complex 2W, en la base aérea de Vandenberg, California, a bordo de un cohete Delta II de United Launch Alliance. Actualmente orbita a una altitud de 824 km. Las primeras mediciones comenzaron el 21 de noviembre de 2011. Suomi NPP es operado por la Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio (NASA) y la

Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA), con el objetivo de monitorear el medio ambiente en la Tierra y el clima del planeta.

El Suomi NPP realiza 14 órbitas diarias alrededor de la Tierra y está equipado con cinco instrumentos principales, entre ellos el sensor VIIRS (Visible/Infrared Imager and Radiometer Suite), el cual captura imágenes visibles e infrarrojas y mediciones radiométricas para el estudio del medio ambiente. El instrumento VIIRS es un radiómetro pasivo de imágenes multiespectrales que cuenta con 22 bandas espectrales que abarcan del espectro visible hasta el infrarrojo (412–2250 nm), el cual cruza el ecuador aproximadamente a las 13:30 (nodo ascendente) y a la 1:30 (nodo descendente). Las bandas M1-M7 se utilizan principalmente para aplicaciones de color del océano y aerosoles; las bandas M8, M9, M11, M14, I4 e I5 para nubes; M12, M13, M15 y M16 principalmente para la temperatura de la superficie del mar; I3 y M10 para nieve; e I2 e I1 para NDVI e imágenes.

Otros sensores que posee el satélite son:

• CrIS (Cross-Track Infrared Sounder): Detecta vapor de agua y presión atmosférica.

• OMPS (Ozone Mapping and Profiler Suite): Mide la concentración de ozono.

• ATMS (Advanced Technology Microwave Sounder): Evalúa la humedad y la temperatura.

• CERES (Clouds and the Earth's Radiant Energy System): Analiza el balance energético de la Tierra.

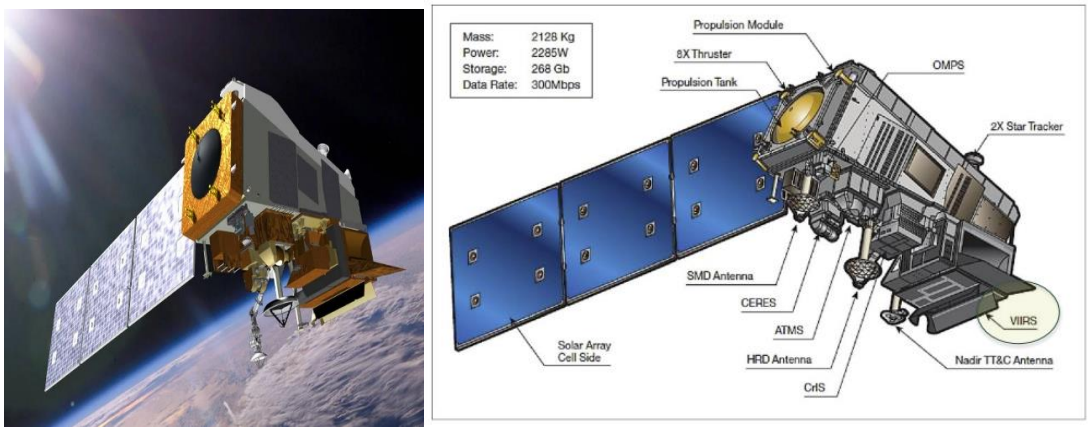


Figura 3.29. Satélite SUOMI NPP. Izq: Imagen fotográfica del satélite. Der: Ilustración con partes correspondientes. Fuente: eoPortal Directory, European Space Agency.

"Suomi NPP". Consultado el 4 de octubre de 2024. https://www.eoportal.org/satellite-missions/suomi-npp.

3.2.1.1. Espesor óptico de aerosoles 550 nm

El espesor óptico de aerosoles (AOD) a 550 nm del conjunto de datos de aerosoles 'Deep Blue' del Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) a bordo del satélite Suomi National Polar-orbiting Partnership (S-NPP) ha sido utilizado en el presente trabajo (Sayer et al., 2018). Los productos de datos AOD del L2 Deep Blue, a longitudes de onda de referencia de 550 nm, se derivan de bandas específicas del VIIRS utilizando dos algoritmos principales de recuperación de AOD: el algoritmo Deep Blue sobre tierra y el algoritmo Satellite Ocean Aerosol Retrieval (SOAR) sobre el océano (Sayer et al., 2018).

Este producto a nivel de órbita, denominado AERDB L2 VIIRS SNPP, presenta una resolución en nadir de 6 km x 6 km, que aumenta progresivamente al alejarse de nadir, debido a la geometría de escaneo del sensor y la curvatura de la Tierra (Hsu et al., 2019).

En cuanto a la selección de los datos, teniendo en cuenta la calidad de la detección de los datos en base, se consideran para el análisis los pixels que poseen calidad superior (2 y 3). Los datos con índice de calidad de 1 se incluyeron únicamente en escenarios donde la cobertura de datos es priorizada frente a la precisión, lo que permite observar las columnas de AOD originadas por incendios forestales. El algoritmo Dark Target (basado en DDV - dense dark vegetation) de la NASA no fue utilizado en los estudios efectuados debido a sus limitaciones para recuperar AOD sobre superficies brillantes, por ejemplo en zonas urbanas y desérticas.

3.2.1.2. Tipo de aerosoles

Para modelar y distinguir entre diferentes tipos de aerosoles, como polvo mineral, humo y aerosoles urbanos/industriales, se utilizan diversos modelos ópticos, basados principalmente en los datos de AERONET. Entre los aerosoles de modo fino existen grandes diversidades en cuanto a sus propiedades y orígenes, como aquellos de fuentes antropogénicas frente a los naturales. Por ejemplo, aunque los aerosoles urbanos/industriales y las plumas de humo generadas por la quema de biomasa se

encuentran dominados por partículas finas (diámetro menor a 1 µm, con dominio en el rango de 0,12-0,18 µm y 0,14-0,15 µm, respectivamente), sus propiedades de absorción y, por lo tanto, su impacto climático, pueden ser significativamente diferentes (Dubovik et al., 2002).

Hsu et al. (2019) menciona que para ayudar a separar el humo de los aerosoles urbanos/industriales, el algoritmo **Deep Blue (DB)** de VIIRS emplea un enfoque de **curvatura espectral.** En el caso del humo, debido a la combinación de la absorción de los aerosoles y la fuerte dependencia espectral de la AOD (profundidad óptica de aerosoles) en las longitudes de onda visibles, la reflectancia corregida por Rayleigh en el tope de la atmósfera (TOA) es significativamente menor en las longitudes de onda azules en comparación con las más largas, creando una curva descendente hacia las bandas azules. Esta curvatura está relacionada con las propiedades de absorción de los aerosoles y puede utilizarse para distinguir aerosoles altamente absorbentes, como el humo (incluyendo carbono negro o marrón), de aquellos débilmente absorbentes o no absorbentes, como los dominados por sulfatos. Para determinar esta curvatura espectral a partir de las bandas espectrales limitadas disponibles, se calcula un cociente (φ) entre las razones de LER (reflectividad equivalente a Lambert) de 0.412/0.488 µm y 0.488/0.670 µm, que representa la derivada de segundo orden de la forma espectral de LER. Este método permite clasificar eficazmente los aerosoles basados en sus características de absorción y dispersión.

En la Figura 3.30 se ilustra el proceso utilizado por el algoritmo Deep Blue (DB) de VIIRS para clasificar aerosoles en distintas categorías, diferenciando entre aerosoles de humo y no humo, así como identificando humo de alta altitud a partir de propiedades ópticas. El proceso comienza evaluando la reflectancia (LER_488) en la banda de 0.488 µm. Si es mayor a 0.16, y la temperatura de brillo (BT11) en 11 µm supera los 280 K, el aerosol puede ser humo. Para confirmar esto, se analiza la relación espectral entre 0.412 µm, 0.488 µm, y 0.672 µm. Si el cociente entre estas bandas es menor que 0.9, el aerosol se clasifica como humo. Por otro lado, si LER_412/LER_488 es menor a 0.8 (indica una fuerte absorción en las longitudes de onda azules) y si la reflectancia en 1.38 µm (R1.38) es mayor a 0.0015 (lo cual sugiere la presencia de humo en altitudes elevadas, donde esta longitud de onda es particularmente sensible a la presencia de partículas suspendidas en la atmósfera superior) se identifica como humo de alta altitud (superior a 6 km).

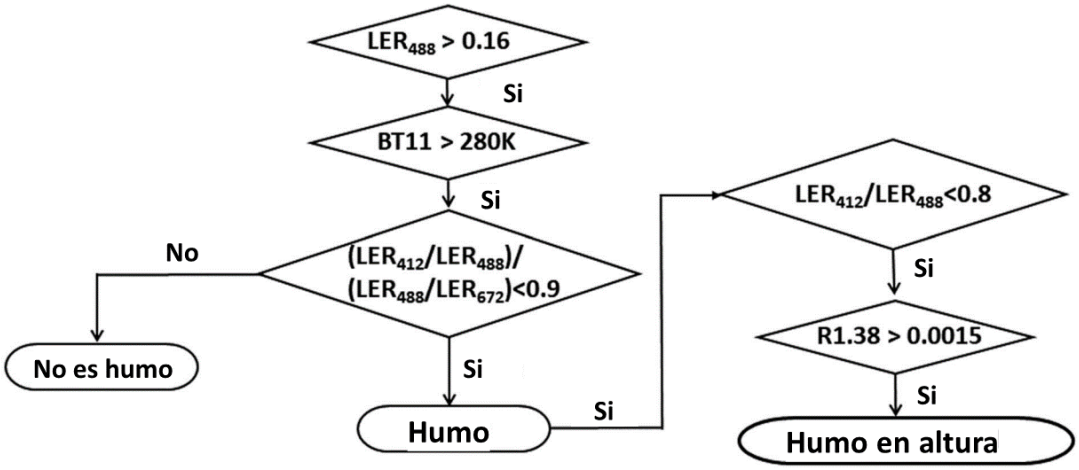


Figura 3.30. Diagrama de flujo del proceso de clasificación de aerosoles de VIIRS-Deep Blue algoritmo. Adaptado de Hsu et al. (2019)

En el Figura 3.311, se observa el esquema que representa el proceso de identificación que ayuda a identificar el tipo de aerosol según el Exponente de Ångström (AE). Se incluyen seis categorías principales de tipos de aerosoles: polvo mineral, humo, humo de gran altitud (a partir de 6 km), modo fino urbano/industrial (no humo), mezcla (contribuciones significativas de aerosoles en modo fino y grueso) y aerosoles de fondo (Background, bajo AOD). Aunque la máscara de humo ayuda a identificar los píxeles de humo, se utiliza el AE para separar los píxeles dominados por partículas de modo grueso (como el polvo mineral) de otras partículas de modo fino (no humo) como los aerosoles urbanos/industriales débilmente absorbentes (Eck et al., 1999).

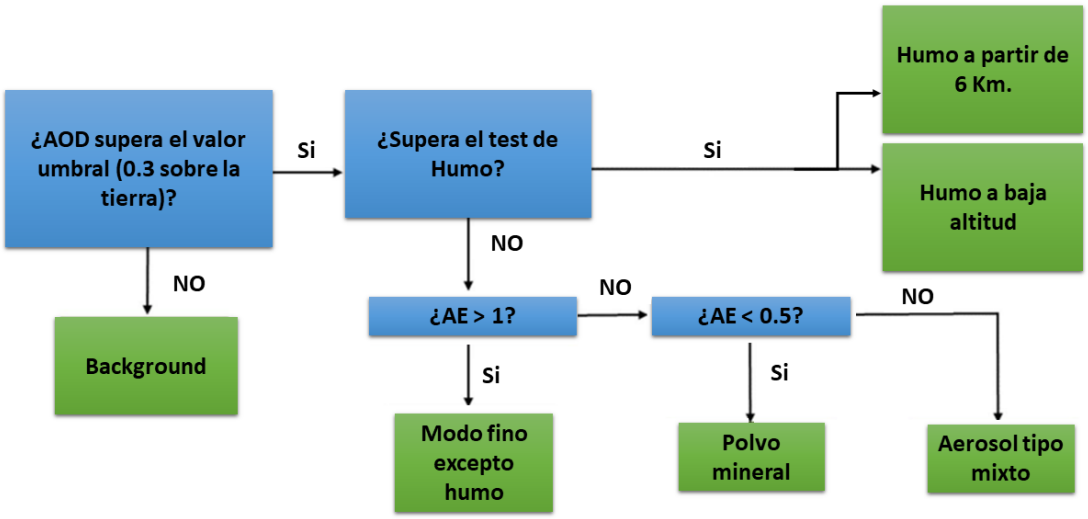


Figura 3.31. Esquema de identificación del tipo de aerosol según el Exponente de Ångström (AE). Adaptado de Hsu et al. (2019) y Chen et al. (2024)

3.2.1.3. Focos de calor y FRP

El producto de incendios activos de 375 m de resolución espacial de VIIRS, detecta focos de calor (incendios activos y anomalías térmicas) utilizando una combinación de canales en el infrarrojo medio (3.55-3.93 µm) y el infrarrojo térmico (10.5-12.4 µm). Según Schroeder et al. (2014), el algoritmo de detección de focos de calor de VIIRS se basa en un enfoque contextual, que compara la temperatura de brillo de los píxeles afectados por el fuego con la de los píxeles de fondo, tanto durante el día como la noche. Se emplean los cinco canales de 375 m de VIIRS para detectar incendios y separar los píxeles de tierra, agua y nubes en la imagen. El algoritmo utiliza principalmente el canal I4, que es sensible a temperaturas de radiancia de cuerpos negros entre 737 y 817 K, lo que permite identificar píxeles con componentes de combustión subresolución (el término subresolución hace referencia a que, aunque el fuego no llene completamente el píxel, su alta temperatura puede generar suficiente radiación para que el satélite lo detecte como una anomalía térmica). El canal I5 se emplea para separar las áreas activas de fuego de su entorno libre de incendios. Los incendios generan un incremento en la temperatura de brillo del canal I4 en comparación con los píxeles vecinos, mientras que el canal I5 muestra una variación menor. Esta diferencia radiométrica es clave para identificar incendios.

Para que VIIRS detecte un incendio, el píxel debe cumplir las siguientes condiciones:

1. **Canal I4 (infrarrojo medio)**:

- Temperatura de brillo superior a **320 K** (noche) o saturación a **367 K** (día y noche).
- Si el píxel se encuentra saturado por una intensidad de fuego extrema, puede mostrar **208 K**, lo que también indica incendio si coincide con altas temperaturas en el canal I5.

2. **Canal I5 (infrarrojo térmico)**:
   - Temperatura de brillo superior a **325 K** (día) o **310 K** (noche).
3. **Diferencia entre I4 e I5**:
   - Los incendios generan una mayor diferencia de temperatura entre estos canales, lo que ayuda a diferenciarlos de otros fenómenos térmicos.

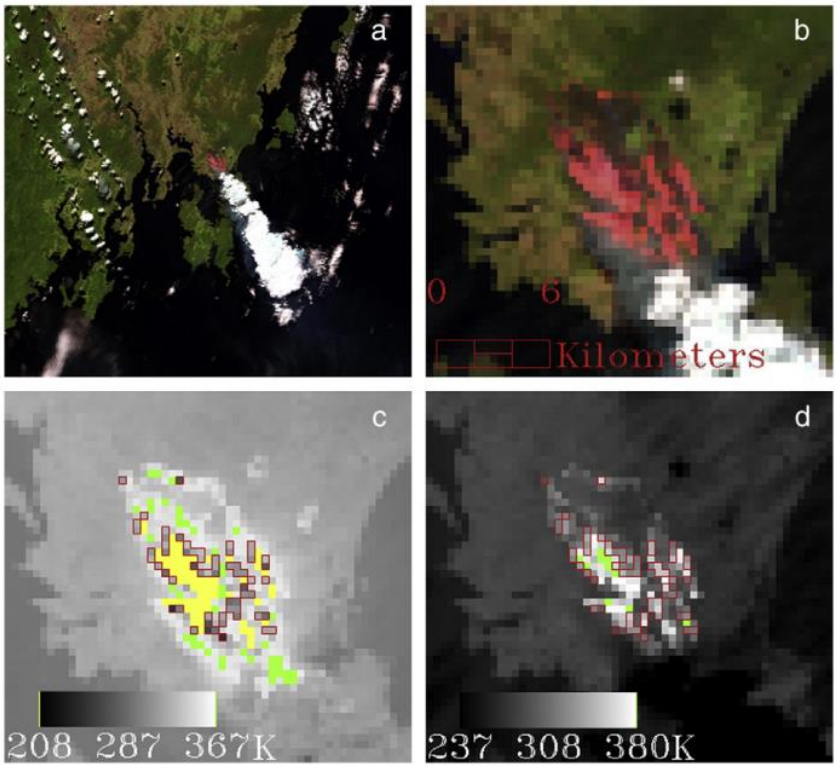


Figura 3.32. (a) Composición visible en RGB (Red, Green, Blue: Rojo, Verde, Azul) de VIIRS de 375 m (canales 3-2-1) adquirida alrededor de las 04:22 UTC del 4 de enero de 2013 sobre el sur de Tasmania/Australia, mostrando un gran complejo de incendios activos, que se amplía en (b–d) para mostrar detalles. (c) Datos del canal I4 de VIIRS que muestran el plegamiento del conteo digital de píxeles en el núcleo de los principales frentes de incendios activos, con una temperatura de brillo de 208 K (marcada en amarillo), junto con píxeles de saturación nominal con una temperatura de brillo de 367

K (marcados en verde). (d) Datos del canal I5 de VIIRS mostrando menos píxeles saturados con una temperatura de brillo de 380 K (marcados en verde). Los valores espurios de temperatura de brillo (más fríos) del canal I4 de VIIRS, resultantes de la posible mezcla de píxeles saturados y no saturados durante la agregación, están delineados por los vectores rojos en (c); esos píxeles coinciden con la calidad nominal de los píxeles de alta temperatura de brillo del canal I5 como se muestra en (d). Imagen obtenida de (Schroeder et al., 2014).

Una variable interesante que caracteriza la potencia radiada al espacio por un incendio es la Potencia Radiativa del Fuego (FRP, por sus siglas en inglés). Representa la energía radiativa instantánea que se libera en una superficie dada por incendios activos y está relacionada con la tasa de combustión de biomasa (Wooster et al., 2003), la tasa de emisión de gases traza y las emisiones de aerosoles (Kaiser et al., 2012; Wan et al., 2023). El producto de anomalías térmicas/incendios activos con una resolución espacial de 375 m del VIIRS proporciona los datos de FRP. El FRP representa la potencia integrada en el píxel emitida radiativamente por los incendios, en unidades de Megavatios (MW). Dada la resolución espacial y espectral única de los datos, el algoritmo de detección de incendios del VIIRS de 375 m fue personalizado y ajustado para optimizar su respuesta a incendios pequeños, equilibrando la ocurrencia de falsas alarmas, como se describe en el sitio web de Earth Data de la NASA (http://www.earthdata.nasa.gov/learn/find-data/near-real-time/firms/viirs-i-band-375-m-active-fire-data/).

En el presente trabajo de Tesis se utilizaron datos de focos de calor y FRP, tanto del sensor VIIRS a bordo del satélite conjunto NASA/NOAA S-NPP, como de otro idéntico sensor VIIRS pero que se encuentra en el satélite NOAA-20 (National Oceanic and Atmospheric Administration).

3.2.2. VIIRS/NOAA-20

El satélite NOAA-20 fue lanzado el 18 de noviembre de 2017. Aprovechando el éxito del Suomi NPP, el satélite cuenta con cinco instrumentos: VIIRS, CrIS, ATMS, OMPS-N y CERES-FM6. Los instrumentos también suelen denominarse *sensores* o *cargas útiles*. La vida útil de diseño de NOAA-20 es de siete años. El Conjunto de Radiómetros de Imágenes Infrarrojas Visibles (VIIRS) es uno de los instrumentos clave a bordo de la

nave espacial NOAA-20. Este instrumento recopila imágenes visibles e infrarrojas, así como observaciones globales de la tierra, la atmósfera, la criosfera y los océanos, al igual que en el satélite S-NPP. El sensor VIIRS a bordo del satélite NOAA-20, fue utilizado únicamente en el estudio de incendios.

Lin y Changyong (2018) señalaron que, aunque los sensores VIIRS S-NPP y VIIRS NOAA-20 tienen un diseño idéntico, existen ligeras diferencias en la respuesta espectral relativa en la mayoría de las bandas. Otra posible fuente de discrepancia es la variación en el tiempo de paso sobre el sitio analizado. Por lo cual, a modo de efectuar un trabajo más completo se tuvieron en cuenta ambos sensores.

3.2.3. TROPOMI/SENTINEL 5P

El Sentinel-5 Precursor opera en una órbita sincrónica con el sol, proporcionando una cobertura casi completa diaria de la superficie de la Tierra con un tiempo de paso sobre el ecuador de aproximadamente las 13:30 (hora local). Los cuatro espectrómetros del instrumento cubren el espectro solar en el ultravioleta y parte del visible (UV-vis, 270–500 nm), el infrarrojo cercano (NIR, 675–775 nm) y el infrarrojo de onda corta (SWIR, 2305–2385 nm) (Veefkind et al., 2012).

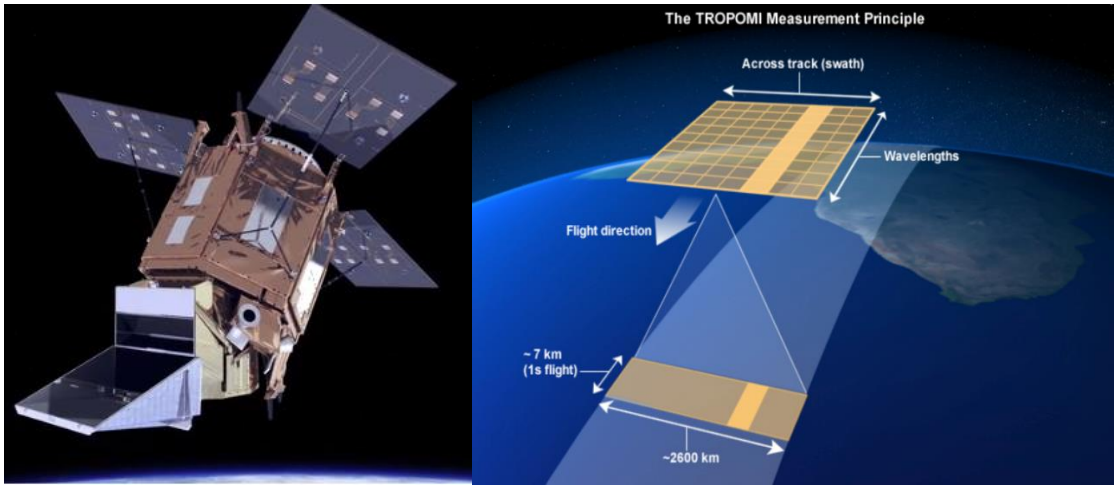


Figura 3.33. Satélite Sentinel 5p. Izq. Imagen del satélite. Der: Principio de medición del sensor TROPOMI. Fuente: European Space Agency (ESA).

3.2.3.1. Densidad de la columna de NO_2

La densidad de la columna troposférica (VCD_{trop}) o la columna total (VCD) de NO_2 detectada por el sensor TROPOMI se deriva del espectrómetro UV-vis en el rango de longitud de onda de 405–465 nm, con una resolución espacial inicial de 3.5 km x 7 km, mejorada a 3.5 km x 5.5 km a partir de agosto de 2019 (Oelker et al., 2022). Para este estudio, se utilizaron los productos de nivel 2 sin conexión del TROPOMI Sentinel-5 Precursor (S5P_OFFL_L2__NO2__). Los datos utilizados fueron principalmente aquellos que poseen un índice de calidad (QA) superior a 0.75 para el VCD de NO_2, a modo de evitar pixeles de baja calidad y nubes. En los mapas de NO_2, se utilizó un filtro con un valor de QA mayor a 0.5 para obtener una representación más clara de la pluma de NO_2. Esta decisión se tomó porque un valor de QA superior a 0.75 corresponde a un filtro con una fracción de radiancia de nubes que supera 0.5, lo que complica la diferenciación entre humo y nubes en áreas afectadas por incendios.

3.2.3.2. Densidad de la columna de CO

La VCD del Monóxido de Carbono (CO) detectada por TROPOMI se estima utilizando mediciones de radiancia espectral en los rangos espectrales de infrarrojo de onda corta alrededor de 2.3 μm, que son sensibles a la absorción de CO. Estos datos se proporcionan con una resolución diaria de 5.5 km x 7 km (Landgraf et al., 2016; Borsdorff et al., 2018). Esta mejora permite una mejor detección de la contaminación del aire sobre las ciudades. Para el CO, se utilizaron los productos de nivel 2 sin conexión del TROPOMI Sentinel-5 Precursor (S5P_OFFL_L2__CO__). Se utilizaron valores de QA superiores a 0.5 para la VCD CO. Los valores de VCD de NO_2 y CO se promediaron a partir de una cuadrícula de píxeles de 3x3.

3.3. MODELOS

3.3.1. HYSPLIT

El modelo HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) del Laboratorio de Recursos del Aire de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) es un sistema integral para el cálculo de trayectorias simples de parcelas de aire, así como para simulaciones complejas de transporte, dispersión, transformación química y deposición atmosférica (Draxler y Hess, 1998). Una de las aplicaciones más

comunes del modelo es el análisis de retrotrayectorias para determinar el origen de masas de aire y establecer relaciones fuente-receptor (Fleming et al., 2012).

El método de cálculo de HYSPLIT es un enfoque híbrido que combina la metodología Lagrangiana, utilizando un marco de referencia móvil para los cálculos de advección y difusión, mientras las trayectorias o parcelas de aire se desplazan desde su ubicación inicial, con la metodología Euleriana, que emplea una cuadrícula tridimensional fija como marco de referencia para calcular las concentraciones de contaminantes en el aire (Stein et al., 2015).

El cálculo de trayectorias hacia adelante y hacia atrás permite representar los patrones de flujo del aire para interpretar el transporte de contaminantes en diferentes escalas espaciales y temporales. Las trayectorias suelen utilizarse para rastrear el historial de las masas de aire o para pronosticar su movimiento, teniendo en cuenta la incertidumbre en los patrones de viento asociados. Agrupar trayectorias que compartan similitudes espaciales y temporales facilita su análisis e interpretación, y además reduce la incertidumbre en la determinación de las rutas de transporte atmosférico (Fleming et al., 2012).

El modelo HYSPLIT puede utilizar una amplia variedad de datos meteorológicos en sus cálculos, que abarcan desde escalas mesoescalares hasta globales. En lugar de disponer de una versión diferente de HYSPLIT para cada fuente de datos meteorológicos, que podría variar en términos de variables y estructura, se emplea un preprocesador personalizado para convertir cada fuente de datos meteorológicos en un formato compatible con HYSPLIT. De esta manera, el modelo puede ejecutarse fácilmente con uno o más conjuntos de datos meteorológicos simultáneamente, utilizando los datos óptimos para cada punto de cálculo. Los datos meteorológicos ya formateados que se utilizan en HYSPLIT, se encuentran disponibles públicamente a través del Laboratorio de Recursos del Aire de la NOAA (NOAA ARL) (www.ready.noaa.gov/archives.php) y del Centro Nacional de Predicción Ambiental de la NOAA (NOAA NCEP) (ftp://ftpprd.ncep.noaa.gov//pub/data/nccf/com/hysplit/prod/).

Además de la versión online de HYSPLIT, en el presente trabajo también se utilizó la versión Pysplit, la cual fue desarrollada por Cross (2015), representando un algoritmo que permite a través de Python correr el programa. Los datos meteorológicos utilizados son gdas1, que se refieren al producto meteorológico del Sistema Global de Asimilación de Datos con una resolución de 1x1 grado y un intervalo de 3 horas, proporcionado por NOAA NCEP. Estos datos están archivados en un formato comprimido compatible con HYSPLIT (conocido como ARL-packed). Los datos archivados de gdas1 están

disponibles desde 2005 en adelante. La generación de trayectorias mediante HYSPLIT se puede realizar a través de la interfaz online READY, la interfaz gráfica de usuario (GUI) de HYSPLIT o mediante la línea de comandos, pero la generación masiva de trayectorias es ineficiente en estos casos. Además, los usuarios de READY están limitados a generar 500 trayectorias por día. PySPLIT incluye un método para generar un gran número de trayectorias con una duración determinada en horas, en diferentes momentos del día y a varias altitudes. Por otro lado, permite calcular trajectorias utilizando más de tres alturas (de salida o llegada), a diferencia de HYSPLIT.

3.3.2. CAMS

Para representar los aerosoles generados por incendios forestales, se utilizó la Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD) correspondiente a la fracción de carbono negro, estimada por el servicio de reanálisis del **Copernicus Atmosphere Monitoring Service** (CAMS) (Inness et al., 2019). Este servicio, parte del programa de observación de la Tierra Copernicus de la Unión Europea (https://www.copernicus.eu/en), es producido por el **Centro Europeo para las Predicciones Meteorológicas a Plazo Medio** (ECMWF). Estudios previos, como el de Tang et al. (2021), han empleado este producto para estimar aerosoles de incendios forestales. Los valores de carbono negro fueron calculados para las 12 UTC (hora local: 09:00) con una resolución de 40 km. El modelo de reanálisis se utilizó como proxy para los aerosoles de incendios forestales. CAMS integra observaciones satelitales de la composición atmosférica con simulaciones detalladas de la atmósfera, mediante un método conocido como asimilación de datos.

3.4. METODOLOGÍA DE LA RED ESPAÑOLA DE AEROBIOLOGÍA (REA) PARA BIOAEROSOLES

La monitorización de polen atmosférico es un componente crucial en el estudio de la aerobiología, dado su impacto en la salud pública y el medio ambiente. En este contexto, la Red Andaluza de Aerobiología (REA) ha desarrollado un protocolo estandarizado para la preparación y análisis de muestras de polen, que permite obtener datos precisos sobre la concentración polínica en el aire. Este método abarca desde la recolección de las muestras en cintas especiales, hasta su análisis microscópico y la expresión de los resultados en términos comparables.

3.4.1. Preparación de las Muestras

1. **Cinta de Melinex y su montaje**: La cinta de Melinex®, que fue extraída del equipo Lanzoni, se fija sobre una regla de metacrilato, equipada con marcas para cortes precisos. Esta regla permite dividir la cinta en fragmentos correspondientes a 24 horas de muestreo. La cinta se coloca sobre la regla y se fija con una cinta adhesiva, sin tocar la superficie impactada. Cada fragmento de 48 mm se corresponde con un día de muestreo.

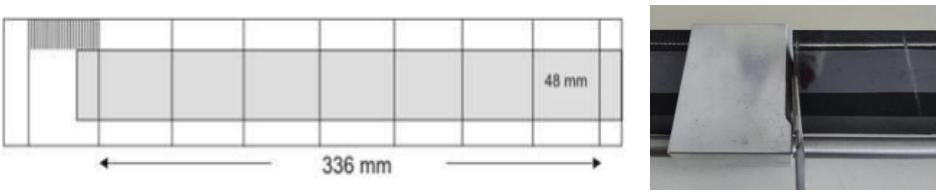


Figura 3.324. Izq: Cinta de Melinex sobre la regla de metacrilato en la que se diferencian los 7 días de la semana. Der: Corte de la cinta en la regla de metacrilato.

2. **Colocación en portaobjetos**: Los fragmentos de cinta se montan en portaobjetos para microscopio, previamente dispuestos en papel secante con gotas de agua para facilitar la adherencia. Cada fragmento se etiqueta con la fecha correspondientes, asegurando que el fragmento de cinta se coloca de manera consistente para su análisis posterior.
3. **Montaje de las muestras**: Las muestras se preparan utilizando glicerogelatina teñida con fucsina, un medio que es soluble en agua y compatible con los adhesivos utilizados. Este compuesto permite identificar los granos de polen por su capacidad para teñir el material vegetal, facilitando así el recuento bajo el microscopio.
4. **Sellado y almacenamiento**: Una vez montada la muestra, se sella con laca-esmalte transparente para asegurar su conservación a largo plazo. Las muestras selladas se almacenan en cajas especiales y se dejan reposar antes de su análisis microscópico, para permitir que la glicerogelatina se solidifique y los granos de polen se tiñan correctamente.

Figura 3.335. Muestra preparada lista para ser analizada

3.4.2. Análisis en el Microscopio

1. **Ajuste del microscopio**: El análisis se realiza con un microscopio óptico, ajustando la iluminación y enfoque para obtener una visualización clara de las muestras.
2. **Método de recuento**: Para ahorrar tiempo y obtener resultados representativos, se realiza un submuestreo, analizando entre el 10 y el 13% de la muestra completa mediante barridos horizontales equidistantes, en este caso se analizó el 12.85% de cada muestra. En estos barridos, se cuentan los granos de polen y las esporas.
3. **Análisis por horas**: Para obtener un recuento horario, se utiliza una regla especial con divisiones de 2 mm, donde cada división corresponde a una hora de muestreo. Esto permite anotar el número de granos de polen y esporas por hora, asegurando un monitoreo preciso de la concentración de cada especie a lo largo del día.

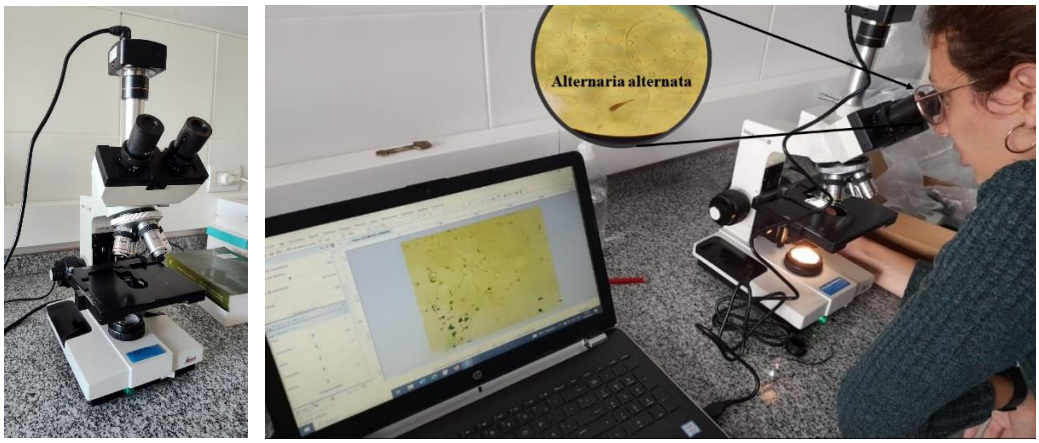


Figura 3.346. Izq: Microscopio óptico Leica Galem III. Der:Imagen ilustrativa de la identificación y recuento de bioaerosoles en el microscópio.

3.4.2. Expresión de Resultados

1. **Cálculo de la concentración polínica**: La concentración se expresa como granos de polen por metro cúbico de aire, utilizando un factor de corrección que tiene en cuenta el volumen de aire muestreado y el área analizada al microscopio.

El primer paso es medir el campo de visión del microscopio a un aumento de 40x10.

El diámetro del campo de visión del microscopio es de 0,45 mm

- Tasa de muestreo de aire: 10 l/min = 600 l/hora = 14400 l/día = 14,4 m³/día
- Diámetro promedio del campo de visión del microscopio: 0,45 mm
- Área de un barrido horizontal = 48 mm x 0,45 mm = 21,6 mm²
- Superficie analizada = 21,6 mm² x 4 barridos = 86,4 mm²
- Superficie total muestreada = 48 mm de longitud x 14 mm de ancho = 672 mm²
- Contenido de partículas por metro cúbico de aire = (672 mm² / 86,4 mm²) x (1/14,4) x N

Donde N es el número de granos de polen en los cuatro barridos.

Finalmente, el contenido de partículas por metro cúbico de aire = N x 0,54.

2. **Base de datos y registros**: Los resultados obtenidos fueron anotados en una planilla de Excel, donde se registran los granos de polen y esporas encontrados para cada día de la semana, la cual posee los siguientes datos:

- ID: Identificador de la muestra
- Nomenclatura: Código empleado para identificar el espacio de la muestra analizado. H: Barrido Horizontal, nl: Número de línea del barrido (1-4), E: Espacio, hr: Hora de la muestra (1-24)
- Fecha y hora de la muestra.
- Identificación de polen o espora
- Familia: Nivel taxonómico al que pertenece la planta o hongo que produjo ese polen o espora.
- Tipo específico de polen o espora.
- Cantidad: Número de pólenes y esporas en el espacio observado
- Observaciones: Datos adicionales si es necesario.

4. DESARROLLO DE SOFTWARE "MICRO SCAN PARTICLE" (MSP)

4.1. RESUMEN Y SITUACIÓN INICIAL

En campañas que habían sido efectuadas previamente al inicio de este trabajo de Tesis, por otros miembros del grupo de Física de la Atmósfera, Radiación Solar y Astropartículas (FARA/IFIR), en el sitio de la estación del detector de fluorescencia (DF) de Coihueco del Observatorio Pierre Auger en Malargüe, se habían colectado muestras de aerosoles atmosféricos en los rangos de tamaños (definidos según sus diámetros d) siguientes: PM_{10} ($d \leq 10$ μm), $PM_{2.5}$ ($d \leq 2.5$ μm) y $PM_{2.5\text{-}10}$ (2.5 μm $\leq d \leq 10$ μm). Estas muestras fueron tomadas con un muestreador dicotómico Andersen-Graseby 240, sobre filtros de policarbonato (PET) Millipore® HTTP de 37 mm de diámetro y 0.4 μm de diámetro de poro. Los filtros fueron observados con un microscopio electrónico de barrido (SEM), con el cual se capturaron diversas imágenes de aerosoles colectados en Malargüe (Micheletti et al., 2012).

El objetivo de esta sección es desarrollar un software en MATLAB (MATrix LABoratory) que permita analizar la morfología de partículas individuales de aerosoles a partir de imágenes obtenidas mediante SEM, utilizando a modo de prueba las imágenes obtenidas de dichos muestreos.

Las imágenes obtenidas mediante SEM suelen analizarse utilizando el software ImageJ, que permite calcular manualmente los parámetros morfológicos de los aerosoles. En este trabajo, el objetivo es automatizar estos cálculos empleando MATLAB, proponiendo así una metodología alternativa para el estudio de determinadas características morfológicas de los aerosoles. Para evaluar la precisión del software desarrollado, se compararon los resultados con los obtenidos mediante ImageJ. Además, se generaron partículas sintéticas con características morfológicas conocidas mediante manipulación de píxeles, lo cual permitió evaluar cuál de las dos metodologías ofrecía una mejor respuesta en la detección y análisis de partículas frente a un patrón establecido.

SOFTWARE MATLAB

Consultar Anexo I, Sección I.

4.2. DEFINICIÓN DE PARÁMETROS BÁSICOS DE AEROSOLES

Si bien en el Capítulo 2 se explicaron las características de los aerosoles atmosféricos, resulta de suma importancia definir parámetros esenciales de aerosoles, que representen el punto de partida para comenzar a diseñar el estudio morfológico de los mismos.

Se plantean los siguientes tres parámetros:

- **Ancho (W)**: distancia horizontal entre un extremo y el opuesto de la proyección (en el plano de la micrografía de SEM) de la partícula.

- **Alto (h)**: distancia vertical entre un extremo y el opuesto de la proyección (en el plano de la micrografía de SEM) de la partícula.

- **Área (A)**: se refiere a la superficie proyectada de una partícula. El área proyectada de una partícula se puede calcular multiplicando el número de píxeles por el área de un píxel.

Figura 4.1. *Área de la proyección plana de una partícula. Fuente: Bettersize Instruments Ltd., 2022*

- **Perímetro (P):** El perímetro de la proyección de una partícula se refiere a la longitud total de su contorno proyectado. El perímetro puede calcularse mediante la representación del contorno, utilizando ajuste de curvas con MATLAB u otro software de procesamiento.

Figura 4.2. *Perímetro de una partícula. Fuente: Bettersize Instruments Ltd., 2022*

- **Circularidad**: se refiere a la medida en que las partículas de aerosol tienen una forma redondeada (al considerar su proyección plana) o esférica en lugar de formas irregulares o alargadas. Esta propiedad es relevante porque la forma de las partículas influye en cómo interactúan con la radiación y otros componentes de la atmósfera. Vale recordar que la Teoría de Mie vale para partículas esféricas. Cuando el valor de la ecuación 4.1

tiende a 1, indica que la proyección plana de la partícula tiene una morfología cercana a la circular (Kim et al., 2022).

$$Circularidad = 4\pi * \frac{Área}{Perímetro^2} \quad (4.1)$$

Por simplicidad, se hablará directamente de la partícula, para hacer referencia a su proyección plana observada en las micrografías de SEM.

Diámetro medio de las partículas: Los aerosoles atmosféricos, al ser partículas irregulares en cuanto a su forma, no cuentan con una única medida que represente el diámetro de la partícula.

Figura 4.3. *Diámetro de una partícula esférica vs el diámetro de una partícula irregular.*

Por lo cual, se calcula el diámetro medio de cada partícula en pixels (Dia_medio), efectuando el promedio de los parámetros ancho (W) y alto (h) de la partícula.

$$Dia_medio = \frac{W + h}{2} \quad (4.2)$$

A modo de ampliar el análisis comparativo, debido a la variedad e irreguralidad de la forma de las partículas, además del diámetro medio de las mismas, se incorporaron otros parámetros, el diámetro equivalente de área y el diámetro equivalente de perímetro.

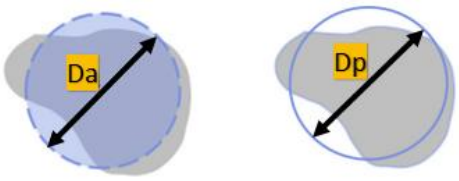


Figura 4.4. *Diámetros equivalentes de una partícula. Izq. Diámetro equivalente de área. Der. Diámetro equivalente de perímetro. Figura adaptada de (Bettersize Instruments Ltd., 2022)*

El **diámetro equivalente de área (Da)** se refiere al diámetro de un círculo que tiene la misma área que la proyección de la partícula (Bettersize Instruments Ltd., 2022). Este concepto permite representar una partícula de forma irregular mediante un círculo cuya área sea igual a la del contorno proyectado de la partícula. Este diámetro es útil cuando se desea comparar partículas de diferentes formas, ya que proporciona una medida simple de tamaño basada en la proyección en dos dimensiones de la partícula. Se define por:

$$Da = \sqrt{\frac{4.A}{\pi}} \tag{4.3}$$

Por otro lado, el **diámetro equivalente de perímetro (Dp)** se refiere al diámetro de un círculo que tiene el mismo perímetro que la proyección de la partícula. Este valor es particularmente relevante cuando se considera la forma de la partícula en términos de su contorno o límite externo. Al igual que el diámetro equivalente de área, el diámetro equivalente de perímetro ofrece una forma de comparar partículas irregulares mediante una figura geométrica sencilla, en este caso, un círculo cuya longitud de contorno es igual a la de la partícula. Esta variable se encuentra definida por:

$$Dp = \frac{P}{\pi} \tag{4.4}$$

4.3. CARACTERÍSTICAS DE IMAGEN SEM

Las imágenes obtenidas mediante un microscopio electrónico de barrido (SEM) presentan características específicas que son fundamentales para el análisis morfológico de las partículas de aerosol. Estas imágenes tienen una alta resolución que permite observar detalles microscópicos, lo que facilita la identificación precisa de la

forma, tamaño y estructura de las partículas. Sin embargo, pueden presentar ruido de fondo debido a factores como los poros del filtro o interferencias generadas durante la captura de la imagen, lo que puede afectar al análisis. Además, el contraste entre las partículas y el fondo varía dependiendo de la composición y la densidad de las partículas, lo que requiere técnicas de procesamiento para optimizar la calidad de la imagen. Las imágenes SEM también suelen incluir una escala de referencia (en micrones por pixel) que permite medir las dimensiones de las partículas, lo cual es esencial para realizar cálculos precisos de parámetros morfológicos, como la circularidad, el área y el perímetro de las partículas. Esta información es clave para el desarrollo del software que automatiza el análisis de estas imágenes, mejorando la precisión y eficiencia del proceso.

En la Figura 4.5 se presenta una de las imágenes de aerosoles que fueron seleccionadas para efectuar el presente trabajo.

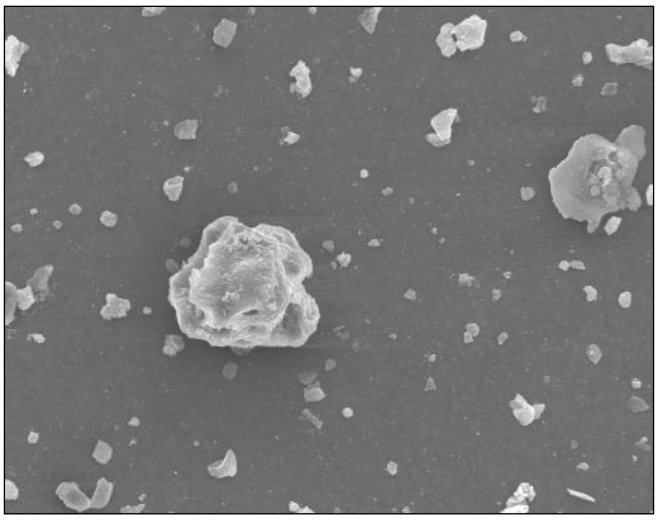


Figura 4.5*. Imagen SEM original sin técnicas de procesamiento aplicadas, la cual muestra aerosoles detectados en el Observatorio Pierre Auger, Malargüe.*

La imagen de la Figura 4.5 posee las siguientes características, expresadas posteriormente en la Tabla 4.1:

- **Tamaño (400x512)**: Resolución de la imagen en píxeles (400 de ancho y 512 de alto), que determina el nivel de detalle visible.
- **Bytes (204800)**: Tamaño del archivo en bytes, dependiente de la resolución y profundidad de bits, lo cual afecta el almacenamiento y procesamiento.

- **Clase (Uint8)**: Formato de datos de la imagen, con 8 bits por píxel, permitiendo hasta 256 niveles de gris.
- **Kv (24)**: Voltaje de aceleración usado en el SEM, que influye en la calidad de la imagen y el contraste.
- **Magnificación (Mag 1010)**: Aumento de la imagen, donde 1010x permite observar detalles finos de la estructura de las partículas.
- **Tilt (0)**: Ángulo de inclinación de la muestra (0°), lo que indica que la imagen fue capturada sin inclinación adicional.
- **Detector (ADC1)**: Tipo de detector utilizado, el cual determina el modo en que la señal es capturada para formar la imagen.
- **Promedio (Averaging 1000)**: Número de veces que la señal fue promediada para reducir el ruido y mejorar la calidad.
- **Rango de datos (DataRange 0-4095)**: Intervalo de valores de intensidad posibles en la imagen, lo cual refleja la escala de grises capturada.
- **Etiqueta (Label M44)**: Etiqueta de la muestra o de la imagen, útil para la clasificación y documentación.
- **Matriz (Matrix 400x512)**: Dimensiones de la matriz de píxeles de la imagen, que coincide con su resolución.
- **Micras por píxel en X e Y (MicronsPerPixX 0,290 y MicronsPerPixY 0,297)**: Tamaño físico de cada píxel en las direcciones horizontal (X) y vertical (Y), lo que permite calcular medidas reales de las partículas a partir de la imagen.

Tabla 4.1. *Datos de la imagen SEM*

Nombre	M44i-4.bpm
Tamaño	400x512
Bytes	204800
Class	Uint 8
Kv	24
Mag	1010
Tilt	0
Detector	ADC1

Averaging	1000
DataRange	0-4095
Label	M44
Matrix	400x512
MicronsPerPixX	0,290
MicronsPerPixY	0,297

4.4. PREPROCESAMIENTO Y PROCESAMIENTO DE LA IMAGEN

A continuación, se presenta un análisis detallado del preprocesamiento y procesamiento efectuado con el algoritmo MSP aplicado a imágenes de partículas de aerosoles obtenidas mediante un microscopio electrónico de barrido (SEM). El objetivo es mejorar la calidad de la imagen y extraer parámetros específicos de las partículas para su análisis:

4.4.1. Preprocesamiento

En esta etapa, se aplican técnicas para mejorar la calidad visual de la imagen, destacando las partículas respecto al fondo y eliminando el ruido que dificulta su identificación.

1. **Mejora de contraste**: Se utiliza la herramienta *imtool* para mejorar el contraste de la imagen, realzando las partículas de aerosol y facilitando su diferenciación del fondo.
2. **Método de binarización Otsu**: Este método convierte todos los valores de intensidad de los píxeles a valores binarios (0 y 1), generando una imagen en blanco y negro que simplifica el procesamiento posterior (González et al., 2020).
3. **Erosión**: Se aplica una erosión para eliminar el ruido restante en la imagen, logrando un contorno más definido de las partículas al reducir elementos no deseados.
4. **Reconstrucción morfológica**: Tras la erosión, las partículas pueden haber perdido parte de su tamaño original. Este proceso recupera su forma original, preservando las características geométricas de cada una.

5. **Relleno de holes**: Con la función *imfill*, se rellenan los "holes" o áreas negras dentro de las partículas, asegurando que se consideren como objetos completos en el análisis.
6. **Eliminación de partículas perimetrales incompletas de la imagen**: Las partículas que se encuentran en los bordes de la imagen y que no están completamente visibles se eliminan con la función *imclearborder*, para evitar sesgos en el análisis.

4.4.2. Procesamiento

Una vez completado el preprocesamiento, se aplican técnicas avanzadas para identificar y medir características de las partículas.

7. **Verificación del correcto preprocesamiento de la imagen**: Con la función *imshowpair* se compara la imagen procesada con la original, verificando que la fase de preprocesamiento no haya causado una pérdida significativa de partículas.
8. **Enumeración de partículas**: Con la función bwlabel, se etiqueta cada partícula en la imagen con un número, facilitando su identificación individual para análisis cuantitativo.
9. **Cálculo de variables**: Con la función *regionprops* se obtienen características específicas de cada partícula, tales como el área, el centroide, el perímetro y las "bounding boxes", parámetros útiles para el análisis geométrico. Cada **Bounding Box** (caja delimitadora) corresponde a un parámetro simple y útil para una descripción aproximada del tamaño de un objeto. Se define como el rectángulo que es lo suficientemente grande como para contener todos los píxeles del objeto (Bernd J., 2005). También ofrece una descripción aproximada de la forma del objeto y está definida por [x, y, w, h], donde:

- **x** e **y** representan las coordenadas de la esquina superior izquierda del rectángulo que rodea la partícula.
- **w** indica el ancho del rectángulo, correspondiente a la longitud en el eje “x”.
- **h** indica el alto del rectángulo, correspondiente a la longitud en el eje “y”.

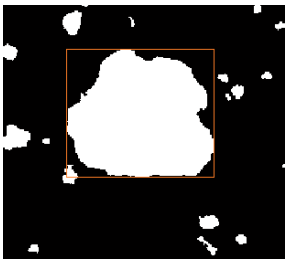


Figura 4.6. *Sección de la imagen SEM binarizada, donde se observa una partícula rodeada por un recuadro naranja que representa una Bounding box.*

10. **Discretización de partículas aglutinadas**: Este paso asegura que partículas aglomeradas se separen y se analicen individualmente, mejorando la precisión del análisis. Se observa que las partículas que poseen área mayor a 476 pixels representan una aglutinación de varias partículas, por lo tanto, se decide identificarlas con recuadros rojos.
11. **Identificación de circularidad**: De manera subjetiva, se clasifican las partículas según su forma (circular, cuadrada o triangular), proporcionando información morfológica adicional.

Según Jähne Bernd (2005) el criterio de circularidad se reduce a:

$$C = \frac{Perímetro^2}{Área} \tag{4.5}$$

Esta expresión es utilizada porque, este cociente alcanza valores específicos para formas geométricas regulares, proporcionando un indicador útil para distinguir entre círculos, triángulos, y cuadrados:

a) **Círculo**: Para un círculo, esta relación es mínima y teóricamente cercana a 12.57, porque $\frac{(2\pi r)^2}{\pi r^2}$ = 4π ≈ 12.57. Un valor cercano a este indica una forma redondeada.
b) **Cuadrado**: Para un cuadrado, la relación es 16, ya que el perímetro y el área se relacionan como $\frac{(4L)^2}{L^2}$ = 16
c) **Triángulo equilátero**: Para un triángulo equilátero, la relación es mayor, aproximadamente 20.8. Esto se debe a que los triángulos tienen perímetros más largos en relación con su área que los círculos y cuadrados.

Generalmente, tiende a valores grandes para objetos alargados. El área, el perímetro y la circularidad son parámetros de forma que no dependen de la orientación de los objetos en el plano de la imagen. Por lo tanto, son útiles para distinguir objetos independientemente de su orientación (Bernd J., 2005).

De esta manera, a modo de lograr diferenciar las formas de las partículas detectadas en la imagen, se establece una relación de referencia de 16 como valor umbral para distinguir entre formas geométricas:

Forma circular: Si $\frac{Perímetro^2}{Área} < 16$, se clasifica la partícula como un círculo y se lo nomencla en verde.

Forma triangular: Si $\frac{Perímetro^2}{Área} > 16$, se clasifica como triángulo y se lo nomencla en rojo.

Forma cuadrada: Si $\frac{Perímetro^2}{Área} = 16$, se clasifica como cuadrado y se lo nomencla en color azul.

El valor de **16** para el criterio de circularidad proviene de una aproximación basada en la geometría ideal de diferentes figuras.

Al establecer el umbral de 16, se busca un valor intermedio que permita clasificar las partículas: las formas con una relación menor a 16 se interpretan como más circulares, mientras que las que superan este valor tienden a ser triangulares o tener formas menos compactas.

12. **Conversión de píxeles a micrones**: Finalmente, se realiza una conversión de unidades, para calcular medidas físicas precisas de cada partícula en la imagen. Para efectuar dicha operación se efectuaron los siguientes pasos:

a) **Definición del tamaño en micrones por píxel en X e Y:** La imagen proporciona la cantidad de micrones que representa cada píxel en las direcciones **X** e **Y**:

- MPX (Micrones por píxel en **X**) = 0,290.
- MPY (Micrones por píxel en **Y)** = 0,297.

b) **Cálculo del área de un píxel en micrones cuadrados:** El área de un solo píxel en micrones cuadrados, llamada AP (área de píxel), se obtiene multiplicando MPX y MPY:

$$AP = MPX * MPY \quad (4.6)$$

c) **Conversión del área de cada partícula a micrones cuadrados:**

- Se obtiene el área en píxeles de cada partícula desde la sección "Área" de los datos, y se guarda en un arreglo numérico llamado Área.
- Luego, el área de cada partícula en micrones cuadrados, llamada ACP, se calcula multiplicando el área en píxeles por AP:

$$ACP = Área * AP \quad (4.7)$$

d) **Conversión de Perímetro de Píxeles a Micrones:**

1) **Conversión de los datos de perímetro a formato numérico:** Se extrae el perímetro en píxeles para cada partícula y se convierte en un arreglo numérico, llamado Perimeter.

2) **Cálculo del promedio de micrones por píxel en X e Y:** Para aproximar la distancia por píxel en el perímetro, se calcula el promedio de MPX y MPY, en este caso es de 0,2935 µm:

$$Promedio = \frac{MPX + MPY}{2} \quad (4.8)$$

3) **Convertir el perímetro y el diámetro de cada partícula a micrones:** El perímetro en micrones, llamado PCP, se obtiene multiplicando el perímetro en píxeles por este promedio al igual que el diámetro medio de cada partícula (dia_medio), obteniendo el diámetro medio de cada partícula en micrones (DCP):

$$PCP = Perímetro * promedio \quad (4.9)$$

$$DCP = dia_medio * promedio \quad (4.10)$$

De esta manera, quedan expresadas las dimensiones de las partículas en micrones. Las distintas etapas del procedimiento mencionado se observan en la Figura 4.7.

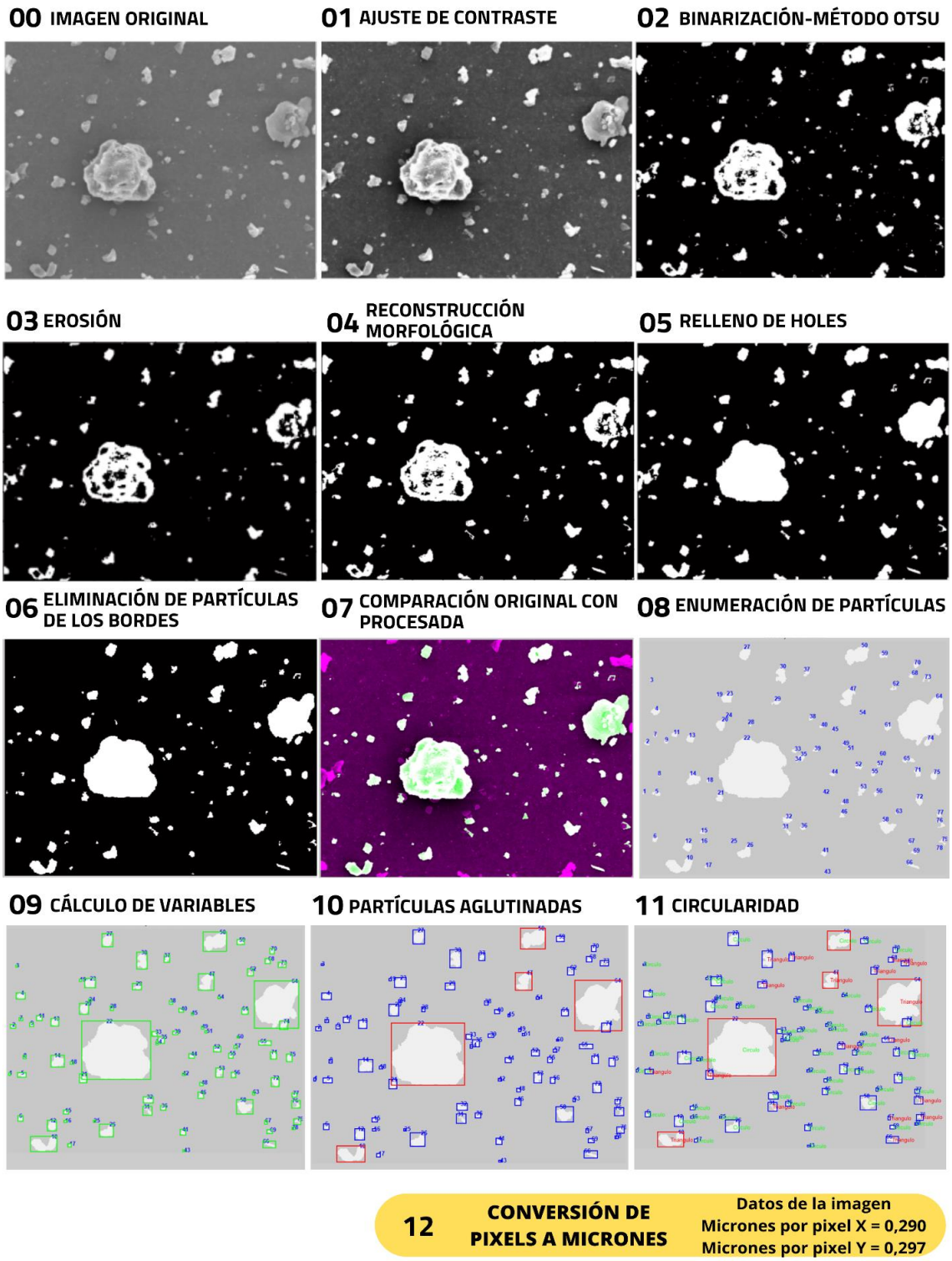


Figura 4.7. *Secuencia de preprocesamiento y análisis de partículas en una imagen SEM de aerosoles. (00) Imagen original obtenida con SEM. (01) Ajuste de contraste para resaltar las partículas. (02) Binarización mediante el método de Otsu para separar las partículas del fondo. (03) Aplicación de erosión para reducir el ruido. (04) Reconstrucción morfológica para restaurar el tamaño de las partículas tras la erosión. (05) Relleno de 'holes' para completar las partículas. (06) Eliminación de partículas en*

los bordes de la imagen. (07) Comparación entre la imagen original y la procesada para verificar la conservación de partículas, el color verde muestra los elementos que se conservaron en la imagen y el violeta los que se eliminaron. (08) Enumeración de partículas individuales. (09) Cálculo de variables de cada partícula, como área y perímetro. (10) Discretización de partículas aglutinadas. (11) Identificación de circularidad de las partículas. (12) Conversión de píxeles a micrones para obtener medidas físicas precisas, considerando la resolución de la imagen (micrones/píxel X = 0,290 y Y = 0,297).

4.5. RESULTADOS Y VALIDACIÓN

Finalmente, a partir del análisis de partículas en la imagen SEM seleccionada como muestra, se obtuvieron los siguientes parámetros (en µm) mediante el algoritmo MSP:

- ACP [µm] = El área de cada partícula.
- DCP [µm] = Diámetro de cada partícula.
- PCP [µm] = Perímetro de cada partícula.

La tabla con los resultados se encuentra adjunta en el Anexo I.

4.6. COMPARACIÓN DE DATOS CON IMAGE J.

4.6.1. Image J.

ImageJ es un software de procesamiento de imágenes, diseñado para trabajar con imágenes científicas, fue creado por Wayne Rasband en el U.S. National Institutes of Health (NIH) y se encuentra en constante desarrollo desde 1997 (Schneider et al., 2012). ImageJ se puede descargar de forma gratuita y su código fuente es de dominio público. Se encuentra desarrollado en Java (de ahí la “J” en su nombre), ImageJ es compatible con cualquier sistema operativo, como Linux, Mac OS X y Windows, en versiones de 32 y 64 bits (Rasband, 1997).

Se empleó el software Image J, con el objetivo de comparar los resultados arrojados en relación al algoritmo MSP desarrollado en Matlab R2014a.

4.6.2. Análisis de la imagen SEM con Image J.

Para analizar la imagen con dicho software se efectuó la carga de la imagen preprocesada con Matlab y se aplicó la función Analyze particles. Donde identificó las partículas, como se observa en la Figura 4.9. Los resultados se encuentran en el Anexo I.

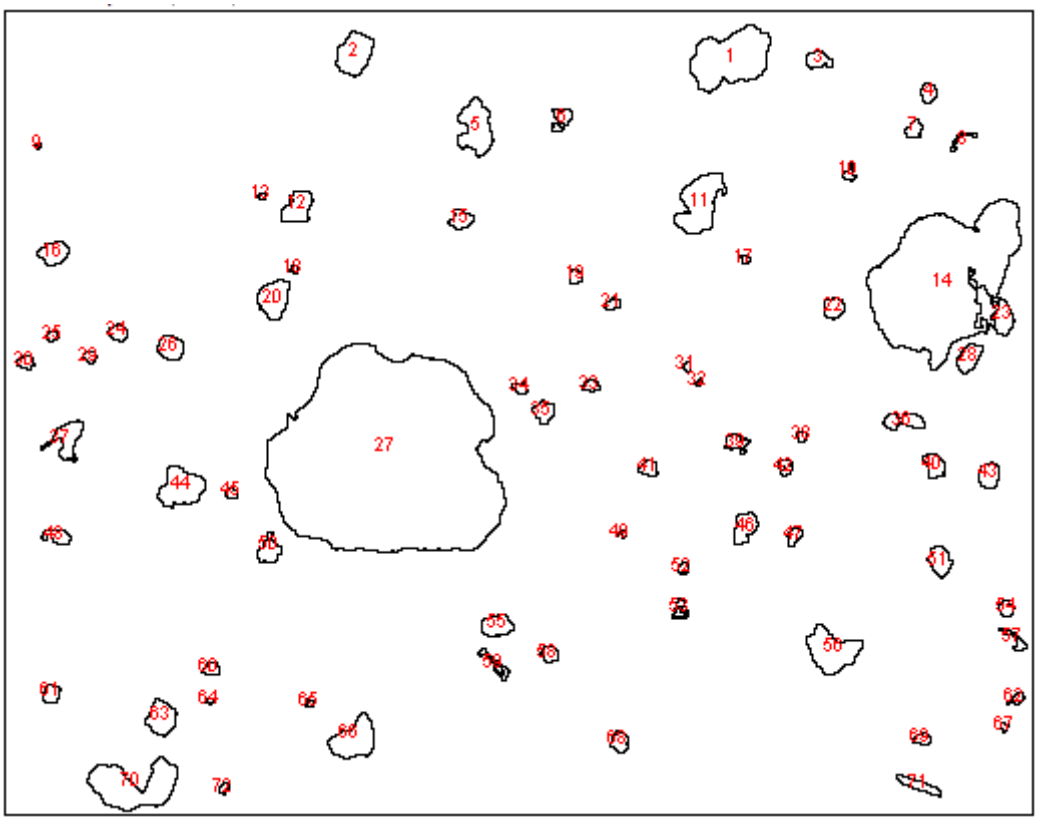


Figura 4.8. *Detección de partículas con Image J.*

4.6.3. Comparación de MSP con Image J

A partir de la imagen SEM analizada con MATLAB e ImageJ, se observa que ambos softwares detectaron 72 partículas (Tabla 4.2 – Panel superior). MATLAB e ImageJ muestran valores promedio idénticos en el área (289.69 px) y ligeramente diferentes en el perímetro (45.41 px para MATLAB y 48.93 px para ImageJ), lo que indica que ImageJ interpreta las partículas con perímetros un poco mayores. Esta diferencia también se refleja al convertir a micrómetros, donde el área promedio permanece igual (24.94 µm en ambos), mientras que el perímetro es ligeramente mayor en ImageJ (14.36 µm frente

a 13.33 µm en MATLAB). En cuanto a los diámetros equivalentes, ambos softwares muestran el mismo valor para el diámetro equivalente de área (3.61 µm), pero el diámetro equivalente de perímetro es mayor en ImageJ (4.57 µm frente a 4.24 µm en MATLAB). La circularidad promedio es más alta en MATLAB (0.96) en comparación con ImageJ (0.74), sugiriendo que MATLAB considera las partículas como más circulares, mientras que ImageJ podría estar captando más detalles en el contorno.

El análisis de desviación estándar (Tabla 4.2 – Panel inferior) revela que MATLAB e ImageJ tienen la misma variabilidad en el área en píxeles (1184.56 px) y presentan una ligera diferencia en el perímetro en píxeles (60.76 px en MATLAB frente a 62.78 px en ImageJ). Al convertir estos valores a micrómetros, la desviación estándar del área es idéntica para ambos (101.99 µm), mientras que en el perímetro es ligeramente mayor en ImageJ (18.43 µm frente a 17.83 µm en MATLAB). Para los diámetros equivalentes, MATLAB e ImageJ muestran la misma variabilidad en el diámetro equivalente de área (4.36 µm), pero en el diámetro equivalente de perímetro, ImageJ muestra una dispersión mayor (5.87 µm frente a 5.68 µm en MATLAB). Además, la circularidad en MATLAB tiene una variabilidad mayor (0.37) en comparación con ImageJ (0.21).

Tabla 4.2. *Resultados obtenidos con Matlab e Image J de la imagen SEM analizada. Panel superior: Valores medios. Panel inferior: Desvío estándar.*

Software	Partículas detectadas	Valores medios (pixels)		Valores medios (µm)		DCP (µm)	Diámetro equivalente de área (µm)	Diámetro equivalente de perímetro (µm)	Circularidad
		Área	Perímetro	Área	Perímetro				
Matlab	72	289.69	45.41	24.94	13.33	4.09	3.61	4.24	0.96
Image J	72	289.69	48.93	24.94	14.36	4.09	3.61	4.57	0.74

Software	STD (pixels)		STD (µm)		STD DCP	STD Diámetro equivalente de área (µm)	STD Diámetro equivalente de perímetro (µm)	STD Circularidad
	Área	Perímetro	Área	Perímetro				
Matlab	1184.56	60.76	101.99	17.83	4.68	4.36	5.68	0.37
Image J	1184.56	62.78	101.99	18.43	4.68	4.36	5.87	0.21

A modo de refinar la comparación de los datos proporcionados por distintos programas, se analizaron partículas de mayor y menor área. En algunos casos, las partículas de mayor área en realidad podrían corresponder a la aglutinación de múltiples partículas individuales, por lo que un tratamiento más en detalle de esas situaciones sería

necesario. El objetivo principal es observar el comportamiento de los distintos algoritmos frente a dichas variables.

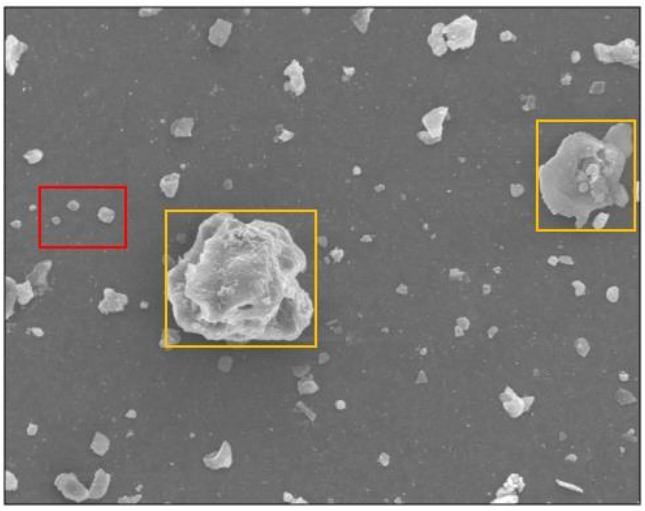
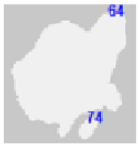
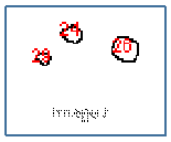


Figura 4.9. *Imagen SEM de aerosoles atmosféricos. Los recuadros indican las partículas seleccionadas para el análisis comparativo entre ambos programas. Los colores representan lo siguiente: amarillo para las partículas de mayor tamaño, que en algunos casos consisten en un aglomerado de varias partículas, y rojo para las partículas pequeñas.*

La Tabla 4.3 muestra las comparaciones realizadas entre ambos softwares, donde no se observaron diferencias porcentuales significativas, en el cálculo del área de partículas y en partículas pequeñas no formadas por aglomerados. Se observa que Matlab tiende a subestimar el perímetro en comparación con Image J. En los tres casos analizados, las diferencias fueron inferiores al 14% respecto al área e inferiores al 19% respecto al perímetro. La mayor discrepancia porcentual se presentó en el caso 2, donde MSP detectó dos partículas (64 y 74), mientras que Image J identificó tres partículas (14, 23 y 28). Este factor incrementó la diferencia porcentual en el perímetro detectado por ambos softwares, alcanzando un 18.98%.

Tabla 4.3. *Tabla comparativa a partir de partículas analizadas con MSP (MATLAB) e Image J.*

Casos	Software	ID de Partícula	Imagen	Area (Pixels)	Diferencia porcentual del área	Área (μm^2) Área de 1 pixel=0,0861µm	Perímetro (pixels)	Diferencia porcentual del perímetro	Perímetro (µm)
Caso 1	Image J	27		9431	-0.43%	812.01	408.03	3.51%	119.76
	Matlab	22		9472		815.54	393.70		115.55
Caso 2	Image J	14		3783	-9.38%	325.72	358.03	18.98%	105.08
	Matlab	64		4138		356.28	290.10		85.14
Caso 3	Image J	29		29	-13.79%	2.50	19.56	8.91%	5.72
	Matlab	9		33		2.84	17.81		5.21
	Image J	24		59	-5.08%	5.08	28.63	9.66%	8.37
	Matlab	11		62		5.34	25.86		7.56
	Image J	26		124	-4.03%	10.68	40.04	1.94%	11.71
	Matlab	13		129		11.11	39.27		11.49

4.6.3.1. Partículas simuladas

A partir de las reducidas diferencias porcentuales observadas en las mediciones de área y perímetro realizadas entre los softwares MSP e Image J, se decidió avanzar en la evaluación comparativa mediante el uso de figuras geométricas de propiedades conocidas. Para ello, se simuló en MATLAB una imagen binaria que contiene un círculo y un rectángulo con dimensiones y ubicaciones específicas en una cuadrícula de 100x100 píxeles. Se generó un rectángulo con un ancho de 5 y un alto de 13 píxeles, así como un círculo con un diámetro de 15 píxels, un cuadrado de 9 x 9 píxels, entre otras figuras. La función regionprops fue utilizada para analizar la imagen, obteniendo las propiedades de área, perímetro, centroide y caja delimitadora de cada figura.

Finalmente, se visualizó la imagen resultante con las figuras simuladas para evaluar el desempeño de ambos programas en el análisis de objetos con características constantes y definidas.

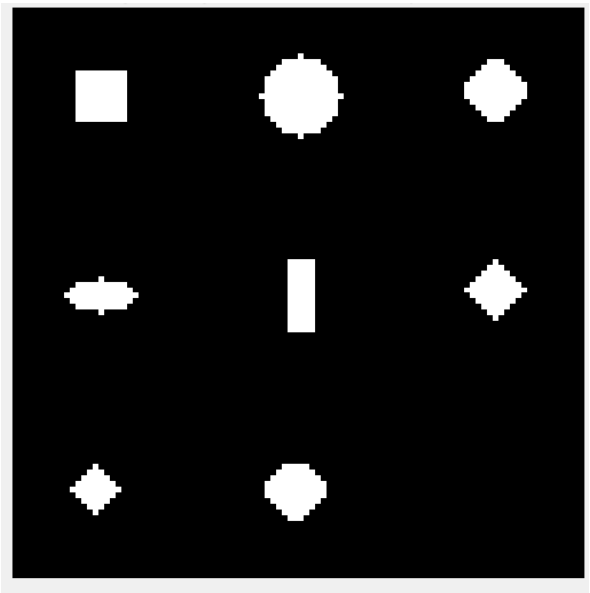


Figura 4.10. *Figuras simuladas con Matlab.*

A partir de la detección de objetos efectuada con ambas herramientas (Figura 4.11), se observó que MSP identificó los 8 objetos al igual que Image J.

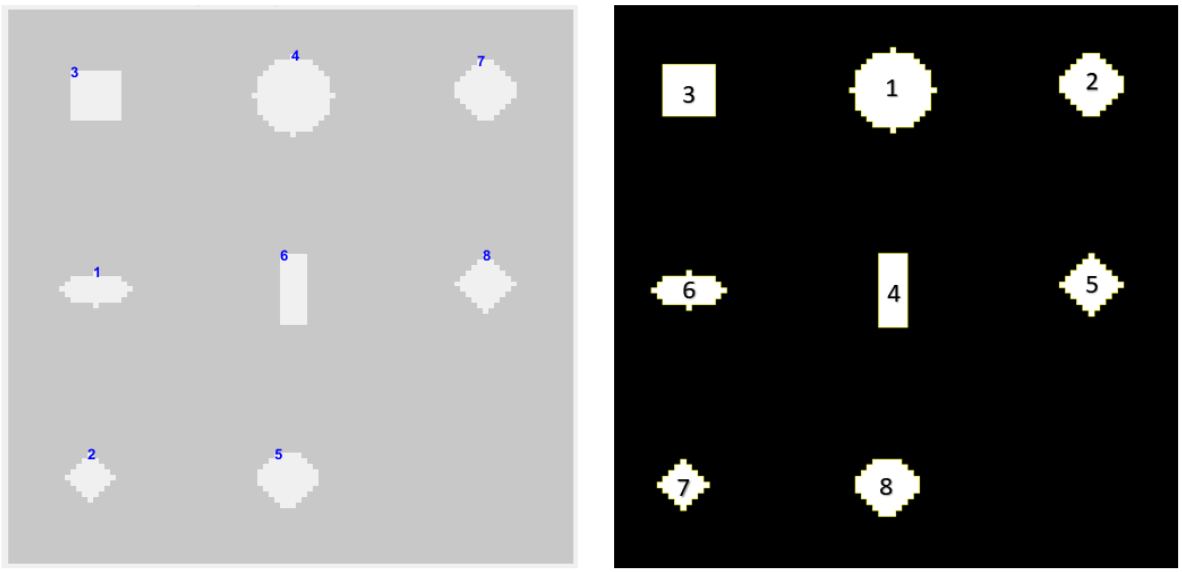


Figura 4.11. *Detección de objetos efectuada con distintos algoritmos. Izq.: MATLAB. Der.: Image J.*

Tabla 4.4. *Resultados del análisis de partículas simuladas mediante MATLAB e ImageJ. Los valores se expresan en píxeles, e incluyen el error porcentual calculado como ((valor MATLAB – valor ImageJ) / valor ImageJ) × 100.*

			Área		Perímetro		Bounding box				Circularidad	
Objeto	Software	ID	Área	Diferencia porcentual del Área (%)	Perímetro	Diferencia porcentual del Perímetro (%)	BX	BY	Ancho	Alto	Circularidad	Diferencia porcentual de Circularidad (%)
	Image J	1	149	0	45.4	-6.6	43	8	15	15	0.91	14.8
	MATLAB	4	149		42.3		43.5	8.5	15	15	1.04	
	Image J	2	81	0	32.3	-8.3	79	9	11	11	0.98	18.8
	MATLAB	7	81		29.6		79.5	9.5	11	11	1.16	
	Image J	3	81	0	33.7	-7.9	11	11	9	9	0.90	17.8
	MATLAB	3	81		31.0		11.5	11.5	9	9	1.06	
	Image J	4	65	0	33.7	-7.9	48	44	5	13	0.72	17.9
	MATLAB	6	65		31.0		48.5	44.5	5	13	0.85	
	Image J	5	61	0	31.1	-9.6	79	44	11	11	0.79	22.4
	MATLAB	8	61		28.1		79.5	44.5	11	11	0.97	
	Image J	6	55	0	31.2	-10.6	9	47	13	7	0.71	25.2
	MATLAB	1	55		27.9		9.5	47.5	13	7	0.89	
	Image J	7	41	0	25.5	-11.6	10	80	9	9	0.80	28.1
	MATLAB	2	41		22.5		10.5	80.5	9	9	1.02	
	Image J	8	78	0	31.5	-8.6	44	80	11	10	0.99	19.6
	MATLAB	5	78		28.8		44.5	80.5	11	10	1.19	

En base a los resultados observados en la Tabla 4.4, se observa que ambas herramientas arrojaron la misma área para las partículas simuladas identificadas, así como parámetros del ancho y alto de cada objeto medido mediante la bounding box. La principal diferencia se observó en el perímetro, donde MATLAB arroja un resultado levemente inferior en todos los casos, en comparación con Image J. Dicho factor afecta a la circularidad, la cual también presenta una diferencia entre ambas herramientas, donde en MATLAB siempre arroja una circularidad superior a Image J.

Tanto ImageJ como MATLAB calculan el perímetro de una región de interés (ROI, de “Region Of Interest”) en una imagen utilizando la distancia entre píxeles contiguos a lo largo del contorno de la selección. Este proceso implica medir la longitud del borde de la región seleccionada y está influenciado por la resolución de la imagen y puede depender de factores como la segmentación de la misma, lo que puede generar una aproximación del perímetro real.

Ambos softwares pueden mostrar diferencias en los resultados cuando se manejan regiones discontinuas o compuestas, ya que calculan el perímetro de cada segmento de manera independiente. Sin embargo, el cálculo de perímetro en ambos programas sigue principios similares, aunque con ligeras variaciones en los métodos de tratamiento de bordes y resolución.

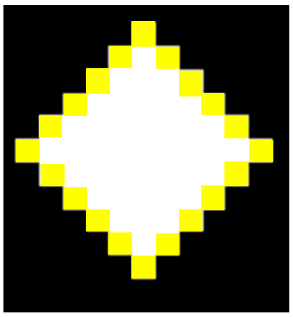


Figura 4.12. *Pixels que conforman el perímetro del objeto identificado en la Figura 4.12 con el N°2 (según Matlab) y N°7 (según ImageJ).*

4.7. DISCUSIÓN FINAL

En conclusión, las comparaciones entre MATLAB e ImageJ confirman que ambas herramientas son viables para el análisis de partículas, con diferencias menores que no afectan significativamente los resultados globales. MATLAB presenta una ligera tendencia a subestimar el perímetro, sobre todo en partículas simulada y en las partículas extraídas como muestra (presentando diferencias porcentuales bajas, menores al 20% respecto a Image J para ambos casos), y a sobreestimar la circularidad en comparación con ImageJ, pero las discrepancias son lo suficientemente bajas como para considerar sus resultados comparables y útiles en estudios de caracterización de partículas. De acuerdo con la ecuación (4.1), la circularidad incluye intrínsecamente el perímetro en el denominador de su fórmula. Este factor implica que, al calcularla en MATLAB, una subestimación inicial del perímetro dará como resultado un valor de circularidad mayor al esperado, arrojando diferencias porcentuales cercanas al 20% respecto a Image J, en partículas simuladas. Respecto a los valores de Bounding Box, arrojaron resultados comparables en ambas herramientas, sobre todo en el ancho y alto de las partículas simuladas. Ambos softwares presentan respuestas similares a la hora de contabilizar partículas.

Por lo tanto, el algoritmo de MATLAB resulta una opción válida y confiable para este tipo de análisis, especialmente cuando se busca una alternativa a la hora de efectuar dichos análisis.

5. AEROSOLES ATMOSFÉRICOS EN EL OBSERVATORIO PIERRE AUGER

5.1. ANÁLISIS DE MEDICIONES EFECTUADAS EN CAMPO EN EL OBSERVATORIO PIERRE AUGER DURANTE MARZO (2017 Y 2023), NOVIEMBRE (2016 Y 2018) Y DICIEMBRE (2016, 2018 Y 2022).”

Algunos de los datos presentados en esta sección fueron previamente expuestos por la doctorando en reuniones de internacionales de la Colaboración Auger, 13 de diciembre de 2021 y 13–18 de marzo de 2022.

5.1.1. Resumen y situación inicial

El 14 de diciembre de 2022 se tomaron, como parte de este trabajo de Tesis, muestras de aerosoles atmosféricos a 1.80 m de altura sobre el nivel del suelo, con el espectrómetro de aerosoles Grimm 1.109 en siete sitios dentro del área en que se extiende el Observatorio Pierre Auger, localizado en Malargüe, Mendoza, Argentina. En dichos sitios se identifican 4 estaciones donde se localizan los telescopios de fluorescencia: Los Morados (LM) (35º17'31.5"S, 69º00'43"O, 1407 m.s.n.m., Coihueco (CO) (35º06'50"S, 69º35'50"O, 1700 m.s.n.m.), Loma Amarilla (LA) (34º56'08"S, 69º12'36"O , 1452 m.s.n.m) y Los Leones (LL) (35º29'48"S, 69º26'57" O, 1388 m.s.n.m.). También se tomaron mediciones en XLF (eXtreme Laser Facility) (35°11'11.7"S, 69°17'14.4"O, 1368 m.s.n.m.), CLF (Central Laser Facility) (35º16'52" S, 69º20'15" O, 1382 m.s.n.m.) (siendo ambas las estaciones laser introducidas en la sección 3.1.2.2) y AERA (Auger Engineering Radio Array) (35º9'49"S, 69º27'01"O, 1444 m.s.n.m).

A su vez el 28 y 29 de marzo del 2023, se tomaron mediciones en distintas partes del arreglo del Observatorio Pierre Auger, aunque más localizados en la zona de LL (35°29′45″ S, 69°26′43″ O, 1370 m.s.n.m.), La Junta (LJ) (35°15'14"S, 69°29'11"O, 1430 m.s.n.m.) y LM (35°17'32"S, 69°0'43"O, 1390 m.s.n.m.).

A dichas mediciones en las que participó la doctorando, se añadieron para su estudio otras mediciones de material particulado llevadas a cabo en el Observatorio Pierre Auger durante años anteriores por la Directora de esta Tesis y/o por otros miembros del grupo de Física de la Atmósfera Radiación Solar y Astropartículas y/o del Observatorio

Pierre Auger (en este último caso, como colaboración técnica/operacional). A modo de efectuar un análisis comparativo de material particulado recolectado en campo se analizaron conjuntamente los resultados de todas las mediciones efectuadas hasta el momento, obteniendo así datos referentes a Marzo (2017 y 2023), Noviembre (2016 y 2018) y Diciembre (2016, 2018 y 2022). Para las campañas de medición en el Observatorio Pierre Auger se obtuvo la autorización de la Colaboración Internacional Pierre Auger y, en los casos en que fue necesario, los medios para su realización (camioneta, radios para intercomunicación entre el campo y el edificio central en Malargüe).

Se analizaron los valores de las concentraciones de masa [$\mu g/m^3$] y partículas [N°de partículas/l] suministrados por el instrumento Grimm 1.109 durante las mediciones de campo indicadas.

En la totalidad de las campañas de monitoreo el tiempo de medición en cada sitio consistió en 20 minutos con el equipo programado para tomar datos cada 1 minuto. Al analizar las mediciones efectuadas los datos fueron filtrados, eliminándose aquellos valores aislados superiores a 100 $\mu g/m^3$ (correspondientes a picos abruptos de duración de aproximadamente 1-4 minutos, atribuibles a alguna ráfaga pasajera o a algún otro evento propio de una escala espacio-temporal muy localizada y breve), a modo de evitar la interferencia de condiciones anómalas en las concentraciones de material particulado. El equipo Grimm 1.109 registra concentraciones de aerosoles por intervalos de tamaños en el rango entre 0.22 y 32 micrones (englobando todos los de dimensiones mayores a 32 micrones en el último rango). Se seleccionaron 4 rangos de tamaños para calcular las concentraciones correspondientes, a saber, PM2.5, PM>2.5, PM10, PM>10.

Las concentraciones de los aerosoles fueron medidas y registradas por el instrumento en uno de los modos programados previamente, Modo Masa o Modo Partícula, usando luego la conversión de concentraciones Masa-Partícula (Sección 5.4.1.1), para obtener la concentración en uno de los modos habiendo medido en el otro, debido a que el equipo Grimm 1.109 no mide en paralelo concentraciones en ambos modos (Masa y Partícula). Luego de las conversiones efectuadas, las concentraciones de ambos modos fueron normalizadas por el ancho del intervalo (amplitud del intervalo de tamaños), dado que el instrumento proporciona concentraciones en intervalos de distintas amplitudes de tamaños de los aerosoles: para las partículas más pequeñas, las concentraciones son dadas en intervalos de tamaños pequeños (por ejemplo: 0.22 - 0.25 micrones, 0.25 - 0.28 micrones), mientras que a medida que las partículas aumentan de tamaño, los

intervalos de tamaños aumentan (por ejemplo: 4 - 5 micrones, 5 - 6.5 micrones y rangos generalmente crecientes a medida de que aumentan los tamaños de los aerosoles).

El estudio se enmarcó en la investigación sobre las inhomogeneidades laterales u horizontales de los aerosoles en el Observatorio Pierre Auger, explorada previamente en el grupo de investigación, mediante estudios preliminares basados mayormente en datos satelitales que sugerían la presencia de dichas inhomogeneidades en distintas zonas del observatorio. En el marco de esta tesis se amplió este estudio, analizando los datos de las mediciones en tierra. Se contrastaron los distintos sitios con el objetivo de identificar y evaluar la variabilidad en los niveles de aerosoles y en su distribución por fracciones de tamaños en cada ubicación, explorando posibles causas de dichas variaciones. Posteriormente, se analizaron factores que podrían influir en estas diferencias como la presencia de incendios durante los períodos muestreados, las direcciones desde las que arriban las masas de aire a los sitios analizados, las fluctuaciones en la altura de la capa límite planetaria, los períodos y zonas con menor densidad de vegetación.

Se obtuvieron valores medios mensuales de AOD, en distintos sitios del observatorio. Para ello se utilizaron datos proporcionados por el espectrorradiómetro MODIS, a bordo del satélite Aqua, y se empleó el algoritmo MAIAC / NASA que genera un producto de AOD con una alta resolución espacial, de 1 km x 1 km, lo que lo hace adecuado para evaluar las inhomogeneidades horizontales de los aerosoles sobre el área del Observatorio Pierre Auger, a diferencia de otros datos satelitales de menor resolución espacial. Estos resultados se compararon con los obtenidos a partir de las mediciones in-situ en distintos sitios del observatorio con el espectrómetro de aerosoles Grimm 1.109, con el objetivo de evaluar el grado de correlación en el comportamiento entre ambas variables: AOD (de datos satelitales: MAIAC-MODIS) y PM en distintos rangos de tamaños (de datos terrestres: Grimm 1.109).

A partir de las campañas en tierra se puede obtener un panorama de los aerosoles muestreados en las distintas zonas del observatorio en distintas épocas y de la variabilidad encontrada entre los sitios muestreados durante dichas campañas. Así como en estudios urbanos y periurbanos, los estudios de concentración y distribución espacio-temporal del material particulado, suministran información valiosa para ser aplicada en estudios relativos a la incidencia de los aerosoles en la salud de la población, los estudios en zonas rurales prácticamente deshabitadas como el Observatorio Pierre Auger, tienen aplicaciones en otros campos del saber, siendo los estudios astrofísicos el interés intrínseco y directo de este observatorio de rayos cósmicos, pero aportando

también información valiosa para estudios atmosféricos y climáticos regionales, y para otros estudios ambientales, proporcionando asimismo información valiosa sobre las características de los aerosoles en entornos no antropizados. En particular, esta Tesis incluye un análisis exploratorio del material particulado en el observatorio a modo de observar diferencias en las distintas partes del vasto arreglo de 3000 km^2 y evaluar cómo varía la concentración de aerosoles debido a diversos factores. La premisa inicial, utilizada en los programas de reconstrucción de lluvias de rayos cósmicos, plantea la suposición de que los aerosoles presentan una distribución horizontal homogénea, considerándose solamente las variaciones verticales o en altura (detectadas por ejemplo, con los instrumentos lidar) y temporales (medidas a lo largo del año, en época de operación de los telescopios de fluorescencia, en horario nocturno, mediante facilidades como el CLF y equipos lidar) de los aerosoles. Sin embargo, estudios previos del grupo FARA/IFIR (Micheletti et al., 2017; Freire et al., 2018) y observaciones a partir de los datos de los lidares elásticos (Mussa, Roberto, comunicación privada), indican una presencia notoria de inhomogeneidades dentro del área del Observatorio P. Auger, especialmente en determinados períodos del año. Los estudios presentados en esta tesis continuaron y ampliaron este tema, ahondando en la evaluación de las inhomogeneidades horizontales en los niveles y tipos de aerosoles en el observatorio y en la determinación del origen de éstos como causa de las mismas.

Figura 5.1. Fotografía de la campaña efectuada en CLF el 14/12/2022. Se observa el equipo Grimm 1.109 tomando mediciones en el techo de la camioneta de la Colaboración Pierre Auger, junto a un paisaje de estepa en el área rural dentro del arreglo de detectores del Observatorio Pierre Auger.

5.1.2. Objetivos

Objetivo principal:

- Caracterizar las concentraciones de aerosoles detectadas en distintas partes del observatorio Pierre Auger, evaluando las inhomogeneidades horizontales de los aerosoles (a partir de intercomparaciones entre los sitios analizados) y cómo varían las mismas en distintos períodos del año. Correlacionar con valores de AOD satelitales.

Objetivos específicos:

- Obtener concentraciones de aerosoles, totales (a partir de 0.22 μm) y por rango de tamaños, en distintos sitios del Observatorio P. Auger, a partir de mediciones in-situ con espectrómetro de aerosoles Grimm 1.109, realizadas en distintos períodos del año, durante distintos años.

- Convertir concentraciones de masa ($\mu g/m^3$) a partículas (Partículas/Litro) y viceversa. Analizar concentraciones de masa y de partículas.

- Normalizar concentraciones de masa y partículas (normalización por intervalo de tamaños de los datos suministrados por Grimm 1.109), graficar dichos resultados.

- Evaluar el predominio porcentual de distintas fracciones de tamaños de partículas según sitio y época.

- Comparar dichos predominios de partículas con causas potenciales.

- Evaluar la presencia de inhomogeneidades horizontales de los aerosoles en el área de 3000 km2 en que se emplaza el Observatorio P. Auger y sus posibles causas, en relación con las características del suelo, origen de las masas de aire, vegetación de la zona, entre otros factores.

- A partir de los puntos anteriores, inferir el origen de los aerosoles en distintos sitios del Observatorio en distintas zonas del mismo y épocas del año, correspondientes a las mediciones.

5.1.3. Área de estudio

El Observatorio Pierre Auger (Figura 5.2), descrito previamente en el Capítulo 3, se encuentra en la región de Pampa Amarilla, una planicie a 1400 m s.n.m. en el sur de la provincia de Mendoza, abarcando un área de aproximadamente 3000 km² con una pendiente promedio menor al 0,5%. Esta región combina características de suelo y clima que no sólo influyen en el entorno natural, sino que también afectan la dinámica atmosférica, siendo factores clave para la comprensión de los procesos de dispersión, resuspensión y deposición de partículas atmosféricas observadas en este estudio.

*Figura 5.2. Imagen satelital 3D del Observatorio Pierre Auger. Fuente: Google Earth. Las siglas corresponden a: CO (Coihueco), LA (Loma Amarilla), LM (Los Morados), LL (Los Leones), XLF (*eXtreme *Laser Facility), CLF (Central Laser Facility), AERA (Auger Engineering Radio Array). Al oeste se observa la cordillera de los Andes, en la frontera con Chile.*

Según Allekotte et al. (2002), la región del observatorio presenta una diversidad de tipos de suelos:

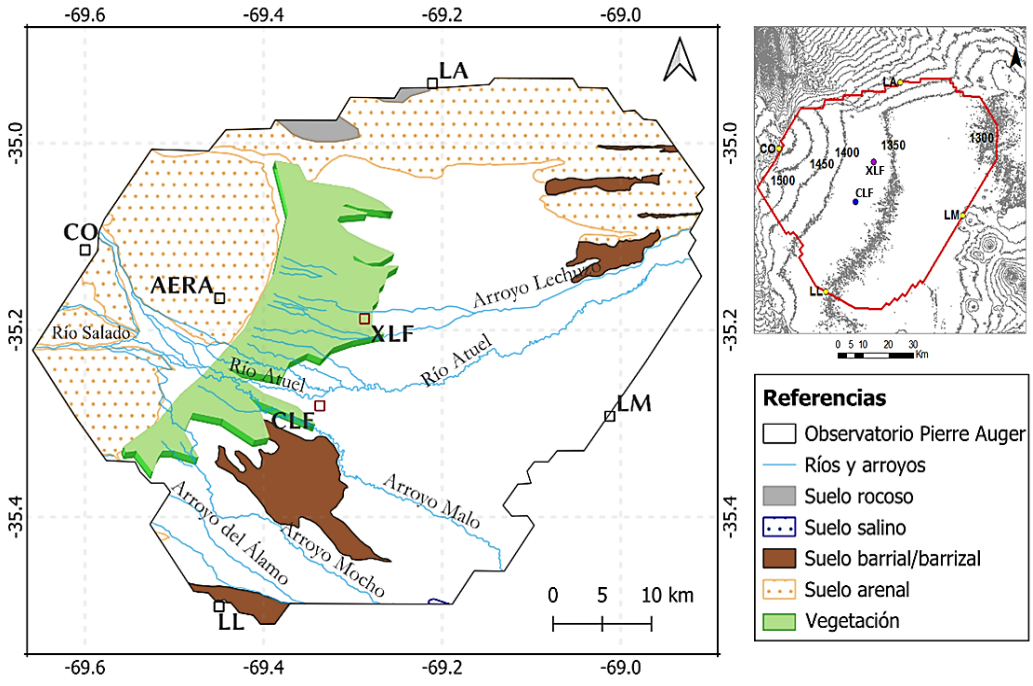
1. **Suelos limosos y arcillosos:** Dominan en la mayor parte del área, cubiertos con pastos bajos y arbustos pequeños que facilitan su acceso la mayor parte del año, aunque las lluvias o nevadas pueden dificultar el tránsito en ciertas zonas.
2. **Conos aluviales:** Ubicados en el oeste y noroeste, los suelos de grava de los ríos Salado y Atuel son accesibles todo el año, aunque están cubiertos por una densa

vegetación espinosa. Es la zona que corresponde a los edificios del FD de Coihueco y Loma Amarilla, como se observa en la Figura 5.3.

3. **Zonas húmedas cercanas a humedales:** Cerca de los conos aluviales y los humedales de Llancanelo, el suelo presenta pasto pampa denso y es accesible principalmente en verano debido a la acumulación de agua. En la Figura 5.3, esta área se representa como una superficie verde. Un factor relevante es que, durante el invierno, la vegetación desaparece debido a la acumulación de nieve, cubre zonas cercanas a XLF y CLF.

4. **Suelos arenosos:** Se observan algunas dunas dispersas en el este y sureste del área (Allekotte et al., 2022). Sin embargo, al complementar esta información con datos del IGN, se identifica que los suelos arenosos se localizan principalmente en las zonas de CO y LA, donde se asocian a depósitos de conos aluviales.

5. **Delta:** La confluencia de los ríos Salado y Atuel forma un delta con pequeñas islas que se inundan tras lluvias intensas.



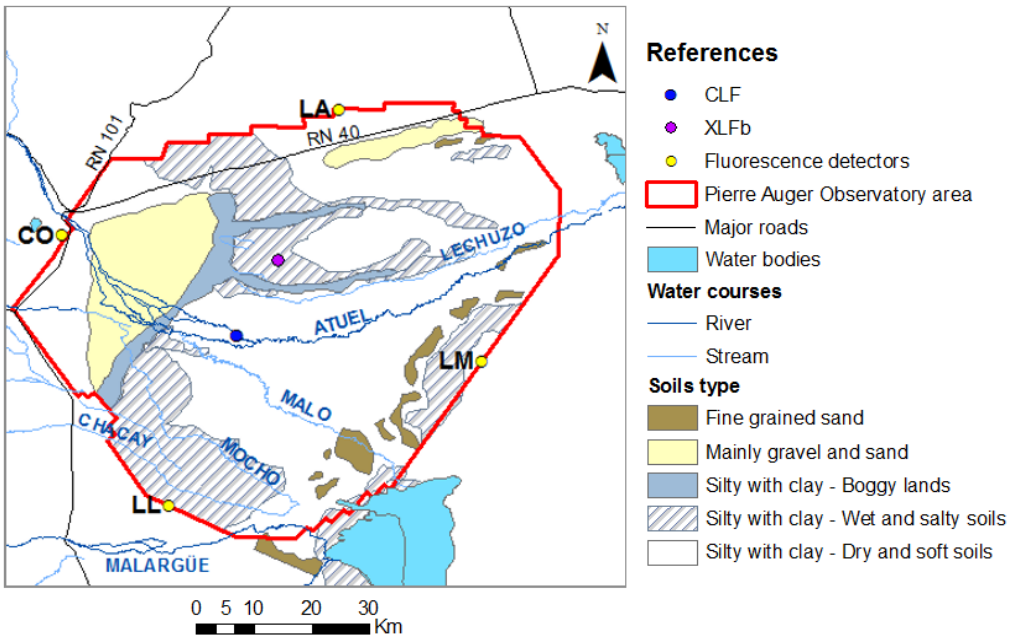


*Figura 5.3. (Arriba) Mapa edafológico y altimétrico del Observatorio Pierre Auger. La información fue extraída del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Las siglas corresponden a: CO (Coihueco), LA (Loma Amarilla), LM (Los Morados), LL (Los Leones), XLF (*eXtreme *Laser Facility), CLF (Central Laser Facility), AERA (Auger Engineering Radio Array). Los números ubicados en el mapa superior derecho indican metros sobre el nivel del mar (m s.n.m.) y representan las líneas de igual elevación (curvas de nivel). Se observa que la altitud del área aumenta progresivamente de este a oeste, estando el edificio de FD de Coihueco sobre un pequeño monte o colina. (Abajo) Distribución de tipo de suelos del Observatorio Pierre Auger, mapa tomado de Micheletti et al., 2017.*

A partir de la Tabla 5.1, se puede observar que la arena posee un diámetro a partir de 62 μm, lo cual es posible encontrar esta composición granulométrica en la zona de CO y LA, según la información aportada por el IGN. Es importante resaltar que LA se encuentra cercana a una zona de grava, la cual posee un diámetro superior a la arena (superior a 2 mm). LL, por su parte, presenta una composición de tipo barrizal, caracterizado por partículas extremadamente finas, como limo y arcilla. Las partículas de arcilla tienen un diámetro promedio inferior a 4 μm, mientras que las de limo oscilan entre 4 μm y 62 μm. Los Leones (LL) es la estación del FD más cercana a la reserva natural de La Payunia, con una distancia entre ambos sitios de aproximadamente 150 km. El área de La Payunia tiene una de las mayores densidades de volcanes de nuestro

planeta (con un promedio de 10,6 volcanes por cada 100 kilómetros cuadrados, y una extensión total de la reserva de 4500 km^2). Los suelos con sedimentos volcánicos de la reserva natural La Payunia se extienden más allá de sus límites administrativos, abarcando áreas cercanas como la Laguna Llancanelo y el cerro Los Leones (donde se encuentra la estación del FD de LL). Los suelos volcánicos, al mezclarse con agua, adquieren una textura barrial. Esto se debe a la abundancia de materiales finos, como cenizas volcánicas con diámetros de menos de 1 µm a 100 µm, combinadas con partículas aún más pequeñas de arcilla, de menos de 2 µm. Estas propiedades generan un suelo lodoso, con una alta capacidad para retener agua, pero con un drenaje limitado, característico de regiones volcánicas con sedimentos muy finos.

Tabla 5.1. *Escala granulométrica Udeem - Wentworth (1922)*

Clases granulométricas y correspondientes nombres de rocas detríticas. Ø es el -$\log_2$ del diámetro en mm.

Diámetro			Clase		roca
mm	micras	Ø			
4.096	--	-12	GRAVA	Bloques	CONGLOMERADOS
256	--	-8			
64	--	-6			
4	--	-2		Cantos	
2	--	-1		Arena muy gruesa	ARENISCAS
1	--	0	ARENA	Arena gruesa	
0.5	500	1		Arena media	
0.25	250	2		Arena fina	
0.125	125	3		Arena muy fina	
0.062	62	4		Limo grueso	LIMOLITAS
0.031	31	5		Limo medio	
0.016	16	6	FANGO	Limo fino	
0.008	8	7		Limo muy fino	
0.004	4	8		Arcilla	ARCILLITAS

El clima es árido debido al efecto de sombra de lluvia generado por la cordillera de los Andes. Al elevarse el aire húmedo en la ladera de barlovento, este se enfría y condensa, descargando la mayor parte de las precipitaciones en ese lado. Como resultado, las masas de aire que cruzan hacia el lado de sotavento lo hacen con una menor humedad, lo que contribuye a la aridez de la región. La precipitación anual promedio es de 334 mm, distribuidos uniformemente durante el año, aunque anomalías como las asociadas a El Niño pueden modificar este patrón (Rusticucci et al., 2016). El clima, caracterizado por variaciones estacionales marcadas en términos de temperatura, precipitación y viento, juega un rol determinante en la movilización de aerosoles y en la dinámica de la capa límite atmosférica.

- **Lluvias:** Las precipitaciones suelen ser escasas, con un 63% de los eventos de lluvia durando menos de una hora.

- **Nevadas:** Durante el invierno pueden producirse nevadas, y en esas situaciones muchos aerosoles quedan atrapados entre la nieve, lo que favorece la disminución de sus concentraciones en la atmósfera (Micheletti et al., 2012).
- **Temperaturas:** Los inviernos en Malargüe presentan temperaturas mínimas bajo cero de forma frecuente, con registros que en algunas ocasiones alcanzan valores extremadamente bajos, entre los más fríos del territorio argentino. Sin embargo, no es habitual que las temperaturas se mantengan negativas durante todo el día, aunque esto puede ocurrir durante episodios de ola polar.
- **Vientos:** Predominan los vientos moderados del norte, con velocidades medias de 6–18 km/h dependiendo de la estación, aunque las ráfagas máximas registradas alcanzaron los 174 km/h.
- **Heladas:** Durante inviernos severos, se observaron capas de hielo de hasta 1,5 cm en tanques de agua del sitio, aunque no se requiere aislamiento térmico.
- **Transparencia atmosférica:** La atmósfera de la región es clara, con baja contaminación y un impacto antropogénico mínimo.

En conjunto, estas características del suelo y el clima proporcionan un contexto crucial para interpretar los datos obtenidos en el observatorio y entender los procesos físicos y químicos que ocurren en la atmósfera de esta región.

El paisaje de los sitios de muestreo seleccionados para las campañas se observa en la Figura 5.4. A partir de las imágenes se puede observar el suelo compuesto por partículas principalmente de grava en LA, en CLF un suelo mayormente con sedimentación fina. LM con una mezcla de sedimentos finos y gruesos.

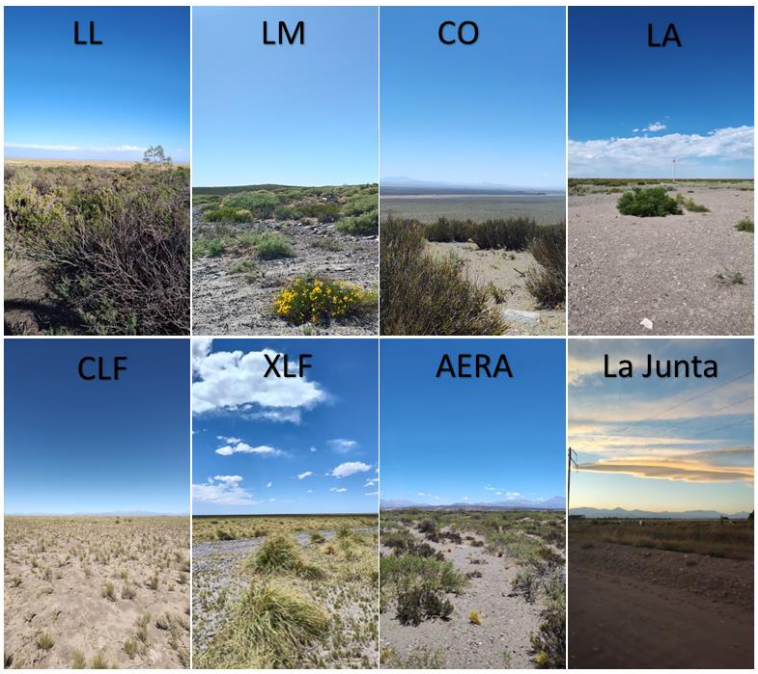


*Figura 5.4. Paisajes de los sitios de muestreo dentro del Observatorio Pierre Auger. Las siglas corresponden a: CO (Coihueco), LA (Loma Amarilla), LM (Los Morados), LL (Los Leones), XLF (*eXtreme *Laser Facility), CLF(Central Laser Facility), AERA(Auger Engineering Radio Array).*

5.1.4. Metodología

5.1.4.1. Campañas de colección de datos

Para poder realizar una aproximación lo más cercana posible, con los medios con los que se contaba, a la identificación de inhomogeneidades en la distribución horizontal de los aerosoles en el Observatorio Pierre Auger, particularmente, en los niveles y características de éstos, se empleó la siguiente metodología:

- Se utilizó para las campañas de campo el espectrómetro de aerosoles Grimm 1.109 por sus características de portabilidad (bajo peso, autonomía de algunas horas mediante una batería), suministro de datos de concentraciones (en modo masa o partículas) en distintos rangos de tamaño (que permiten obtener concentración total para partículas mayores a 0.22 µm, concentración por rangos de tamaños, e identificación de tipos de partículas predominantes y origen de las mismas en los distintos sitios del observatorio a partir de su distribución de tamaños) (Micheletti et al., 2017).

- Se realizaron mediciones durante períodos cortos (20 min) en los sitios escogidos, cuyas coordenadas fueron registradas mediante un GPS portátil. Se tomaron períodos cortos de modo de poder abarcar la mayor cantidad de sitios durante el día o noche de campaña, teniendo en cuenta que gran parte del tiempo se insumía en movilizarse con el vehículo entre distintos sitios del vasto observatorio de 3000 km^2. En el caso de los edificios del FD, los mismos se encuentran en cuatro vértices del contorno del arreglo, es decir, en los extremos del mismo, por lo que para muestrear esos sitios y otros del interior del arreglo, se necesitaba viajar sin demora de un sitio de medición a otro, tras cada toma de datos de 20 min.

- Para escoger los sitios de muestreo, se privilegió aquellos donde hay instaladas facilidades en el área en que se emplaza el observatorio (como los 4 edificios del FD, el CLF, XLF, AERA, BLS, y otros sitios intermedios. Para su elección, se contaba con mapas realizados previamente por miembros del grupo con software MAIAC, que presentaban valores medios mensuales de una serie de datos de una década, en las distintas áreas del observatorio, con una resolución espacial de 1 km^2. El empleo de estos mapas y del GPS portátil, permitía identificar si la zona del observatorio en la que se estaba transitando correspondía, para el mes en que se efectuaba cada campaña in-situ, a una zona con valores medios de material particulado (indicado por el AOD a 470 nm, MAIAC – MODIS-Aqua/NASA) correspondientes a niveles altos, medios o bajos (mediante una escala de colores dividida en varios rangos según su AOD y otra escala de este tipo para la desviación estándar del mismo) (Micheletti et al., 2017).

- Estos procedimientos fueron los considerados más adecuados contando con un único instrumento de medición in-situ de aerosoles, de manera que no se podía contar con mediciones simultáneas en distintos sitios del arreglo. Estos análisis, en continuidad y conjuntamente con los ya iniciados por el grupo en años anteriores, representan los primeros resultados de las características de los aerosoles en distintos sitios durante un mismo día o noche, aportando información sobre las características locales del material particulado en distintas zonas del observatorio, que dan cuenta de las inhomogeneidades en su distribución. De todos modos, presentan las siguientes limitaciones a destacar: - a) si bien en condiciones meteorológicas estables (de dirección de los vientos, temperatura, ausencia de precipitaciones) puede estimarse que la situación de

los aerosoles no debería variar mucho temporalmente durante cada campaña, considerando así que las variaciones entre sitios son esencialmente espaciales a causa de las inhomogeneidades horizontales, en ciertas ocasiones podrían superponerse variaciones temporales apreciables en el lapso de pocas horas que cambien el panorama de los aerosoles en el área del observatorio mientras se está realizando la campaña; - b) si bien se trata de realizar las mediciones entre sitios con el menor lapso de tiempo posible, de modo de que no haya tanta variación temporal entre las mediciones en todos los sitios durante la campaña, las etapas de desplazamiento hacen que una campaña de varios sitios dure horas, lo que conlleva cambios en la altura de la capa límite planetaria (especialmente durante las campañas diurnas) que pueden incidir en los valores de las concentraciones de aerosoles a una altura cercana al nivel de tierra, introduciendo otro efecto de variación temporal que se superpone a las variaciones espaciales que interesan a la cuestión de las inhomogeneidades entre sitios. Estas limitaciones son en parte atenuadas realizando varias campañas de modo de aumentar la estadística de datos para el análisis de los mismos. En las distintas campañas, en determinados meses del año, los sitios son visitados en distinto orden y horario, lo que suaviza los efectos mencionados, de modo de poder visualizar si hay características recurrentes propias de los aerosoles de determinados sitios y de su distribución por zonas del observatorio.

5.1.4.2. Análisis de concentraciones

La metodología empleada se basa en un **análisis cuantitativo** donde se identifican las concentraciones en modo masa [µg/m^3] y en modo partículas [partículas/litro o partículas/m^3] de los aerosoles colectados por el equipo Grimm 1.109. Se efectúa la clasificación de las mismas en los distintos rangos de tamaño, se calculan valores medios y desvíos estándar para cada rango de tamaño. Mediante la normalización por el ancho de cada intervalo correspondiente a la clasificación por tamaños brindada por el equipo Grimm 1.109 como datos de salida o “output”, se ajustaron las mediciones de concentración de masa y partículas para obtener una distribución de concentración por tamaños en intervalos idénticos entre sí, para que los resultados sean comparables y representativos, facilitando su análisis y su adecuada interpretación. A cada concentración en masa y en partículas dada en los intervalos de tamaños predefinidos

por el equipo Grimm 1.109, se la dividió por el ancho de cada uno de dichos intervalos predefinidos, obteniéndose la distribución por tamaños de los aerosoles.

En la Tabla 5.2 se presentan las concentraciones de aerosoles medidas con el Grimm 1.109. Se muestran, por un lado, los datos en su formato de salida original, distribuidos en intervalos de tamaños desiguales (columnas correspondientes a las concentraciones de masa y número de partículas), y por otro lado, los datos en el formato empleado para el análisis realizado en los trabajos del grupo y en esta Tesis, tras aplicarles la normalización por el ancho de cada intervalo (columnas de concentraciones normalizadas). Esta presentación permite ejemplificar el procedimiento de normalización por ancho de intervalo, mostrando cómo se transforman las concentraciones medidas originalmente a distribuciones expresadas por unidad de tamaño de partícula, facilitando su comparación y análisis.

Tabla 5.2.. Ejemplo de distribución de concentraciones de aerosoles medidas en Los Morados el 12 de diciembre de 2022, durante el muestreo de 09:47 a 10:07 hs. Se presentan los datos originales obtenidos con el Grimm 1.109, incluyendo el intervalo de tamaños, punto medio (PMI), ancho del intervalo (TMI), concentración de masa (CM) en µg/m³ y concentración de partículas (CP) en partículas/m³. Además, se muestran las concentraciones normalizadas por el ancho de cada intervalo, expresadas en µg.m⁻³.µm⁻¹ para masa y partículas.m⁻³.µm⁻¹ para partículas. Esta normalización permite representar las distribuciones en función de la densidad de masa o número por micrómetro de diámetro de partícula, facilitando la comparación entre intervalos de diferentes anchos.

Los Morados - 12 de diciembre 2022 - Hora de muestreo: de 09:47 hs a 10:07 hs						
			Datos Grimm		**Normalizado**	
Intervalo de tamaños de aerosoles	**Punto medio intervalo (PMI)**	**Tamaño medio intervalo (TMI)**	**Concentración de Masa (CM) [µg/m³]**	**Concentración de Partículas (CP) [Partículas. m^{-3}]**	**Concentración de Partículas Normalizada (CP/TMI) [Partículas.m^{-3}.µm^{-1}]**	**Concentración de Masa Normalizada (CM/TMI) [µg.m^{-3}.µm^{-1}]**
0.22-0.25 µm	**0.235**	**0.03**	0.02	1592640	53088000	0.61
0.25-0.28 µm	**0.265**	**0.03**	0.01	555333	18511100	0.30
0.28-0.30 µm	**0.29**	**0.02**	0.00	211868	10593400	0.23
0.30-0.35 µm	**0.325**	**0.05**	0.00	150525	3010500	0.09
0.35-0.40 µm	**0.375**	**0.05**	0.02	391947	7838940	0.36
0.40-0.45 µm	**0.425**	**0.05**	0.00	0	0	0.00
0.45-0.50 µm	**0.475**	**0.05**	0.00	0	0	0.00
0.50-0.58 µm	**0.54**	**0.08**	0.00	32815	410188	0.06
0.58-0.65 µm	**0.615**	**0.07**	0.00	22214	317343	0.06

0.65-0.70 µm	**0.675**	**0.05**	0.00	16801	336020	0.09
0.70-0.80 µm	**0.75**	**0.1**	0.00	12248	122480	0.05
0.80-1.0 µm	**0.9**	**0.2**	0.00	7088	35440	0.02
1.0-1.3 µm	**1.15**	**0.3**	0.00	0	0	0.00
1.3-1.6 µm	**1.45**	**0.3**	0.00	1694	5647	0.02
1.6-2.0 µm	**1.8**	**0.4**	0.02	4430	11075	0.06
2.0-2.5 µm	**2.25**	**0.5**	0.08	8165	16330	0.16
2.5-3.0 µm	**2.75**	**0.5**	0.06	3478	6956	0.13
3.0-3.5 µm	**3.25**	**0.5**	0.03	903	1806	0.05
3.5-4.0 µm	**3.75**	**0.5**	0.00	0	0	0.00
4.0-5.0 µm	**4.5**	**1**	0.00	56	56	0.00
5.0-6.5 µm	**5.75**	**1.5**	0.02	108	72	0.01
6.5-7.5 µm	**7**	**1**	0.03	90	90	0.03
7.5-8.5 µm	**8**	**1**	0.00	0	0	0.00
8.5-10.0 µm	**9.25**	**1.5**	0.00	0	0	0.00
10.0-12.5 µm	**11.25**	**2.5**	0.00	0	0	0.00
12.5-15.0 µm	**13.75**	**2.5**	0.00	0	0	0.00
15.0-17.5 µm	**16.25**	**2.5**	0.00	0	0	0.00
17.5-20.0 µm	**18.75**	**2.5**	0.00	0	0	0.00
20.0-25.0 µm	**22.5**	**5**	0.00	0	0	0.00
25.0-30.0 µm	**27.5**	**5**	0.00	0	0	0.00
30.0-32.0 µm	**31**	**2**	0.00	0	0	0.00
>32	**34**	**4**	0.00	0	0	0.00

5.1.4.2.1. Conversión de masa a partícula

Dada una muestra de N partículas de masa m_i en un volumen V de aire, se define la concentración de partículas como:

$$n_N = \frac{N}{V} \tag{5.1}$$

La concentración de masa de la muestra se define como:

$$n_m = \frac{\sum_{i=1}^{N} m_i}{V} \tag{5.2}$$

Al estudiar una muestra de material particulado, resulta relevante describir la distribución de tamaños de las partículas presentes, dado que los mismos inciden en el nivel de riesgo para la salud, en la transferencia radiativa atmosférica mediante sus efectos en la dispersión de la luz, y en otras áreas. En este trabajo, los resultados se analizarán de dos formas:

Distribución de frecuencia: se determina la proporción de partículas según su tamaño, calculando el número de partículas en distintos rangos de tamaño y dividiéndolo por el total de partículas en la muestra.

En la presente sección se analizaron las concentraciones de partículas, dividiendo la concentración diferencial de cada canal por su ancho, obteniendo así una función escalonada en el rango [0.25 µm – 32.0 µm]. La integral en un subintervalo [A; B] proporciona la concentración de partículas PM_{A-B}, permitiendo calcular las concentraciones normalizadas para cada sitio.

Como el equipo Grimm 1.109 no tiene la capacidad de medir concentración en masa [µg de partículas / Volumen de aire colectado] y en partículas [N° de partículas / Volumen de aire colectado] simultáneamente, se aplicó un factor de conversión para poder obtener la concentración de partículas a partir de la concentración en masa de aerosoles detectada en campo y así trabajar con una segunda variable.

Como se mencionó en la sección (3.1.1.2), el equipo GRIMM 1.109 cuenta con 31 canales de medición de tamaño en el rango [0.22 µm; 32.0 µm]. En cada medición de concentración el equipo colecta una muestra de aire a flujo Q constante (1.2 litros/min) durante un cierto intervalo de tiempo (Δt = 20 min), de modo que el volumen de aire colectado en la medición está dado por:

$$V = Q.\Delta t \tag{5.3}$$

Siendo la **concentración de partículas del canal j**, n_j :

$$n_{(j)} = \frac{N_{(j)}}{V} = \frac{N_{(j)}}{Q.\Delta t} \tag{5.4}$$

Las variables de la Ecuación (5.4) corresponden a:
n_j = Concentración de partículas (cantidad de partículas por unidad de volumen, para el canal j).

Q = 1,2 l/min (caudal de operación del equipo Grimm 1.109)

Δt = 1 min intervalo de tiempo entre una medición y la siguiente, donde dichos intervalos son prefijados manualmente antes de las mediciones, en este caso se tomaron intervalos de 1 minuto. De este modo, se contaba con aproximadamente unas 20 mediciones durante el período aproximado de 20 minutos de toma de datos en cada sitio escogido.

V = Q Δt = volumen de aire muestreado entre una medición y la siguiente

N_j = Número de partículas, presentes en el volumen de aire, cuyo intervalo es el del canal de medición del canal j.

Asimismo, **la concentración de masa del canal j,** $m_{(j)}$ está dada por, la suma de la masa de cada partícula dividido por el volumen, representándose con la siguiente ecuación:

$$m_{(j)} = \frac{\sum_{i=1}^{N(j)} m_{i(j)}}{V} = \frac{\sum_{i=1}^{N(j)} m_{i(j)}}{Q.\Delta t} \quad (5.5)$$

$m_{i(j)}$ = Masa de cada partícula, que ingresa al equipo durante en el intervalo de tiempo *Δt en el canal j*.

Las concentraciones totales de masa, C_m y partículas, C_N se obtienen sumando las concentraciones de cada canal:

$$C_m = \sum_{j=1}^{31} m_{(j)} \quad (5.6)$$

$$C_N = \sum_{j=1}^{31} n_{(j)} \quad (5.7)$$

Cabe señalar que la sumatoria considerada se extiende hasta el canal 31. Asimismo, es importante aclarar que, en el caso del equipo GRIMM 1.109, la denominada "concentración total de masa" corresponde a la concentración total de partículas con diámetros mayores a 0.22 µm, ya que el instrumento no detecta partículas por debajo de dicho umbral.

Para estimar la concentración de partículas por canal a partir de la concentración de masa de dicho canal, se efectuaron los siguientes pasos:

1) **Modelización de los aerosoles presentes como esferas de diámetro *Dj* cuyo valor es el punto medio del rango de medición del canal.** Ejemplo: si se considera el primer canal de medición que contempla las partículas en el intervalo [0.22 µm; 0.25 µm], a las partículas con tamaños en ese intervalo se las modeliza como esferas de diámetro 0.235µm.
2) **Asignación a todas las partículas de una densidad de masa (*ρ*).** Así se obtiene por canal un modelo en el que todas las partículas de dicho canal son esféricas, poseen el mismo volumen *V* y la misma densidad *ρ*, por consiguiente, todas las partículas del canal poseen la misma masa:

$$< m_j > = \rho . V = \rho . \frac{4}{3} \pi \left(\frac{D_j}{2} \right)^3 \tag{5.8}$$

De este modo la concentración de masa del canal j está dada por:

$$m_{(j)} = \frac{N_j . < m_j >}{V} \tag{5.9}$$

Nota: Se multiplica el Número de partículas del canal j (Nj) por la masa de cada partícula correspondiente al canal j $< m_j >$*, debido a que todas las partículas del canal j poseen la misma masa.*

Utilizando la ecuación (5.9) y (5.4) se obtiene una relación entre la concentración de masa y partículas por canal:

$$m_{(j)} = \frac{N_j . < m_j >}{V} = \left(\frac{N_j}{V} \right) . < m_j > = n_{(j)} . < m_j > \tag{5.10}$$

Se pueden combinar las ecuaciones (5.10) y (5.8) dando como resultado:

$$m_{(j)} = n_{(j)} . \rho . \frac{4}{3} \pi \left(\frac{D_j}{2} \right)^3 \tag{5.11}$$

Despejando $n_{(j)}$ se obtiene finalmente, la concentración de partículas por canal:

$$n_{(j)} = \frac{m_{(j)}}{\rho . \frac{4}{3}\pi \left(\frac{D_j}{2}\right)^3} = \frac{m_{(j)}}{\rho . \frac{\pi}{6}\left(D_j\right)^3} \quad (5.12)$$

Con esta expresión, conociendo la concentración de masa por canal, y la densidad de las partículas se puede estimar la concentración de partículas por canal.

Error en la medición del instrumento: El error en la medición de la concentración de masa por canal, o apreciación del instrumento es la misma para todos los canales, a saber, 0.1 μg/m^3.

Error en la expresión de conversión de concentración de masa a concentración de partículas: la ecuación (5.12) es una estimación que conlleva un error relativamente alto, sobre todo en los canales de tamaños pequeños, ya que la misma viene dada en función de la inversa del diámetro medio al cubo. Como puede verse de la ecuación (5.12) el número de partículas se hace muy grande cuando las mismas son de tamaño pequeño.

Densidad asignada: En los análisis realizados en este trabajo, se asignó a todos los aerosoles una densidad de ρ = 1.68 g/cm³. Este valor fue determinado empíricamente por la empresa Grimm 1.109 a partir de numerosas mediciones y es representativo de una situación típica en la que los aerosoles presentes constituyen una mezcla de componentes orgánicos e inorgánicos. En este contexto, la densidad asignada corresponde a un promedio de las densidades de dicha mezcla (Dr. Mathias Barthel, GIP Messinstrumente, Alemania, comunicación personal con el grupo de Física de la Atmósfera, Radiación Solar y Astropartículas del IFIR).

Sin embargo, en una medición particular, la densidad real puede diferir significativamente del valor mencionado, dependiendo de la composición específica de los aerosoles presentes. Esto dificulta la estimación precisa del error, ya que no es posible determinar la densidad exacta de las partículas aspiradas por el GRIMM 1.109 en cada medición. Sólo en situaciones excepcionales, donde predomine un tipo específico de aerosol—como en eventos intensos de quema de biomasa—la densidad real podría aproximarse más a un valor característico de dicha fuente.

Asignando a la mezcla de aerosoles el valor de densidad mencionado anteriormente y teniendo en cuenta las unidades en que vienen expresadas las distintas magnitudes, a saber, m_j [μg/m^3], ρ [g/cm^3] y Dj [μm], la concentración de partículas vendrá dada en [N° de partículas/m^3], a partir de la siguiente ecuación:

$$n_{(j)} = (1.1368x10^{6}).\frac{m_{(j)}}{(D_j)^3} \quad (5.13)$$

Una vez realizados los pasos mencionados, se obtiene a partir de la ecuación (5.13) el valor medio, para cada canal j, de la concentración en modo partículas obtenida a partir de la concentración en modo masa de aerosoles medida en campo.

A modo de evaluar el grado de exactitud de esta aproximación, se intercompararon los valores de concentración de partículas obtenidos mediante la aplicación de la ecuación (5.13) sobre las concentraciones de masa medidas con el instrumento Grimm en un determinado sitio del observatorio (durante una toma total de datos dentro de un lapso de unos 20 minutos), con mediciones consecutivas a las anteriores, pero directamente registradas en modo partículas en el mismo sitio (también durante un lapso de unos 20 minutos). De este modo, se calcula el error relativo porcentual, para cada canal j, a partir de la siguiente expresión:

$$\varepsilon = \left(\frac{|C_N\ calculada - \ C_N\ medida|}{C_N\ calculada}\right) * 100 \quad (5.14)$$

$C_N\ calculada$: corresponde al valor medio obtenido con la ecuación (5.13) para el intervalo de medición de 20 min, a partir de la medición de concentración en modo masa efectuada de manera consecutiva a la de modo partículas, en un determinado sitio.

$C_N\ medida$: Corresponde al valor medio de concentración en modo partículas que registró el equipo durante 20 min, en ese mismo sitio.

En los cálculos de Error relativo porcentual, a niveles generales no se superó el 20 %. Para instrumentos de medición de calidad del aire, los estándares de la EPA (Environmental Protection Agency, EE.UU.) y de la Unión Europea suelen aceptar errores menores al 10-20% en la medición de partículas en suspensión. Por lo cual, para un estudio exploratorio, se considera admisible la conversión aplicada.

5.1.4.3. Análisis de variables meteorológicas

Las variables meteorológicas fueron analizadas principalmente a partir de datos obtenidos por estaciones meteorológicas distribuidas estratégicamente en el Observatorio Pierre Auger, localizadas en sitios como LL, LM, CO, LA y CLF. Estas estaciones proporcionan observaciones in situ esenciales para el estudio de las condiciones climáticas en diferentes sectores del observatorio. Su ubicación específica puede apreciarse en la Figura 3.25, lo que permite comprender la distribución espacial

de las mediciones y su relación con las características geográficas y topográficas de la región.

5.1.4.4. Trayectorias de masas de aire

Para investigar el origen potencial de los aerosoles en los distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, se empleó el modelo **Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory** (**HYSPLIT**) desarrollado por NOAA (Draxler & Rolph, 2013), detallado previamente en la Sección 3.3.1. El modelo fue configurado para calcular trayectorias hacia atrás con un alcance temporal de 48 horas (2 días), abarcando alturas de 20, 500 y 2000 metros sobre el nivel del suelo, y generando una trayectoria cada dos horas. Estas simulaciones se aplicaron a los períodos de muestreo seleccionados, utilizando el paquete de Python **PYSPLIT** (Cross, 2015). Todas las horas reportadas corresponden a la hora de Argentina (UTC-3); para convertir a UTC, se deben sumar tres horas a los registros locales.

5.1.4.5. Análisis de Incendios

Para el estudio de incendios, se consideraron los puntos de calor detectados en el día del muestreo, así como los dos días previos. Se utilizaron datos del producto VNP14IMG, obtenidos por el sensor VIIRS a bordo del satélite Suomi NPP. Se aplicó un filtro en la máscara de incendios (FireMask), seleccionando únicamente los píxeles con una confianza nominal (8) y alta (9). Se descartaron los píxeles con baja confianza (7) debido a que estos puntos de calor no tienen la calidad suficiente para ser identificados como incendios.

Los píxeles descartados incluyen:

- Píxeles no procesados debido a la pérdida de datos en la adquisición.
- Píxeles en forma de corbata (bowtie) o píxeles de los bordes.
- Píxeles de agua.
- Píxeles cubiertos por nubes.
- Píxeles de tierra sin incendios.
- Píxeles con información de fondo (background) insuficiente para clasificarlos adecuadamente.

Los mapas de retrotrayectorias incluyen imágenes satelitales diarias en color verdadero (True Color), obtenidas del sensor MODIS a bordo de los satélites Terra y Aqua. La composición en color verdadero se basa en las bandas espectrales: rojo (Banda 1), verde (Banda 4) y azul (Banda 3). Las imágenes corresponden al producto MODIS

Corrected Reflectance, con una resolución espacial de 250 metros y una resolución temporal diaria. En algunos casos, también se utilizaron imágenes del sensor VIIRS a bordo del satélite Suomi NPP, según disponibilidad. En dichos mapas se incorporan los focos de incendio, representados como puntos rojos, a partir del producto VNP14IMG del sensor VIIRS/S-NPP.

5.1.4.6. Espesor óptico de aerosoles (AOD)

Se utilizó el algoritmo MAIAC (Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction) de la NASA (Producto: MCD19A2; https://lpdaac.usgs.gov/products/mcd19a2v006/), que brinda valores de AOD diarios con una resolución espacial de 1 km x 1 km y una resolución temporal diaria, lo que lo hace apto para investigar la distribución de aerosoles en entorno urbano y dentro del Observatorio Pierre Auger cuyos patrones de comportamiento en la distribución horizontal de aerosoles se busca investigar para distintos períodos del año. El producto MCD19A2 Versión 6 (así como el MCD19A1) brinda las propiedades atmosféricas y la geometría adecuadas para calcular el factor de reflectancia bidireccional (BRF) de MAIAC y la reflectancia superficial.

El espesor óptico de aerosoles correspondiente a la fracción Carbón negro se extrae del Servicio de Monitoreo de la Atmósfera de Copernicus (CAMS; http://atmosphere.copernicus.eu) de la Unión Europea, que es un componente del programa europeo de observación de la Tierra Copernicus (https://www.copernicus.eu/en), producido por el Centro Europeo de Pronósticos Meteorológicos a Medio Plazo (ECMWF). Los valores de Carbón negro se calcularon para las 12UTC (hora local: 09:00hs) con una resolución de 40 Km. Se utilizó el modelo de pronóstico, como una aproximación a los valores reales. Para crear dicho producto, CAMS utiliza observaciones satelitales de la composición atmosférica y la fusiona con una simulación computarizada detallada de la atmósfera utilizando un método llamado asimilación de datos.

5.1.4.7. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

El producto de Índice de Vegetación del Espectrorradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS) a bordo del satélite Terra de la NASA (MOD13Q1) en

su versión 6 se genera cada 16 días con una resolución espacial de 250 m como un producto de Nivel 3. La variable utilizada en el presente estudio es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), que se considera un índice de continuidad con respecto al NDVI derivado del Radiómetro Avanzado de Muy Alta Resolución (AVHRR) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA). (Didan et al., 2015)

El algoritmo selecciona el mejor valor de píxel disponible entre todas las adquisiciones dentro del período de 16 días. Los criterios utilizados para esta selección incluyen la presencia de pocas nubes, un ángulo de observación bajo y el valor más alto de NDVI.

El NDVI es un índice que refleja la densidad y el vigor de la vegetación en una determinada zona. Valores muy bajos (menores a 0,1) suelen corresponder a superficies sin cobertura vegetal. Los valores entre 0,1 y 0,2 indican la presencia de áreas urbanas, rocas o suelos desnudos. Rangos intermedios, entre 0,2 y 0,5, son típicos de pastizales, cultivos o vegetación escasa. Finalmente, valores elevados de NDVI, entre 0,5 y 0,8, representan vegetación densa, como praderas, selvas o bosques. Valores superiores a 0,8 indican una cobertura vegetal extremadamente densa, lo cual es poco frecuente.

El NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) se fundamenta en el comportamiento espectral distintivo de la vegetación. Las plantas sanas absorben intensamente la radiación en el rango del rojo para llevar a cabo la fotosíntesis, mientras que reflejan fuertemente la radiación en el infrarrojo cercano. Este contraste se aprovecha para estimar la cobertura y el vigor de la vegetación mediante la siguiente expresión:

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red} \tag{5.15}$$

- **NIR (Near Infrared Radiation, Radiación en el infrarrojo cercano):** Radiación solar reflejada por la vegetación en el rango del infrarrojo cercano del espectro electromagnético, aproximadamente entre **0,7 y 1,3 micrómetros (µm)**.

- **RED (Banda Roja):** Radiación solar reflejada por la vegetación en el rango del rojo del espectro electromagnético, aproximadamente entre **0,6 y 0,7 micrómetros (µm)**.

5.1.4.8. Resultados meteorológicos y climáticos observados

5.1.4.8.1. Caracterización climática de Malargüe, Mendoza, Argentina.

El clima de Malargüe, Mendoza, presenta características marcadamente estacionales, con temperaturas que varían considerablemente a lo largo del año (Tabla 5.2). Durante el verano austral (diciembre a febrero), las temperaturas promedio alcanzan valores elevados, con máximas que superan los 27 °C en diciembre, enero, febrero, mientras que las mínimas se mantienen por encima de los 10 °C. En contraste, el invierno (junio a agosto) es frío, con temperaturas promedio cercanas a los 4 °C y mínimas promedio que llegan a -3 °C en julio, el mes más frío del año.

La humedad relativa es más elevada durante el otoño e invierno, alcanzando un máximo del 63.7 % en mayo, mientras que, en los meses de verano, como diciembre y noviembre, disminuye a valores cercanos al 40 %. La velocidad del viento es relativamente constante a lo largo del año, con valores ligeramente superiores en los meses de invierno, alcanzando un máximo medio de 12.6 km/h en agosto.

En el trabajo (Micheletti et al., 2017) se analizaron todos los datos de velocidad del viento (registrados en la estación meteorológica de la estación del FD de Coihueco en el Observatorio Pierre Auger) para los meses de invierno de 2011, obteniéndose valores mayores a 50 km/h en reiteradas ocasiones, siendo agosto el mes que presenta más cantidad de episodios de vientos con velocidades por encima de este valor.

La nubosidad también muestra variaciones estacionales, siendo mayor en otoño e invierno (4 octavos en mayo) y menor durante el verano (2.6 octavos en enero). En cuanto a las precipitaciones, estas se distribuyen de manera uniforme a lo largo del año, con un ligero aumento en los meses invernales, como junio, cuando se registran valores medios de 33.5 mm de lluvia (Tabla 5.3). Los días con precipitaciones superiores a 1 mm son más frecuentes en los meses de otoño e invierno, como mayo y junio, con alrededor de 4 eventos por mes. Estas características climáticas reflejan la influencia de su ubicación en una región árida de los Andes y su altitud, que contribuyen a un clima continental con marcadas diferencias estacionales.

Tabla 5.3. *Estadísticas climatológicas normales de la ciudad de Malargüe, Mendoza, Argentina (valores medios mensuales del período 1991-2020). Fuente: Servicio Meteorológico Nacional. Datos registrados en la estación meteorológica del Aeropuerto de Malargüe Comodoro D. Ricardo Salomón (latitud: -35.49525; longitud: -69.57298). Los colores representan una guía visual, a modo de identificar con colores intensos los meses con valores más elevados.*

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Temperatura (°C)	20.6	18.9	16.4	11.5	7.4	4.7	3.8	5.8	8.7	12.5	16.2	19.2
Temperatura máxima (°C)	29.1	27.2	25	20	15.3	12.5	11.8	14.2	17	20.5	24.4	27.5
Temperatura mínima (°C)	11.6	10.7	8.9	4.8	1.5	-1	-2.3	-1.1	1.3	4.4	7.3	10
Humedad relativa (%)	43.8	50.3	55.4	60.6	63.7	61.9	59.8	53.7	49.2	44.9	40.9	40
Velocidad del Viento (km/h)	10.4	9.7	8.8	8.2	9.4	11.6	11.4	12.6	12.2	11.9	12.1	11.7
Nubosidad total (octavos)	2.6	2.8	2.9	3.3	4	3.9	3.7	3.6	3.6	3.6	3.1	2.7
Precipitación (mm)	22.7	32.4	30.2	30.4	30.4	33.5	24.4	26.9	17.4	24.5	25.9	21.9
Precipitación superior a 1.0 mm (días)	3	4.1	3.2	3.1	3.8	4	2.9	3.2	2.9	2.9	2.6	2.8

5.1.4.8.2. Caracterización meteorológica de los distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, para los períodos de muestreo.

Durante las mediciones más recientes (diciembre 2022 y marzo 2023), efectuadas por la tesista, se observó cielo despejado con escasa presencia de nubes. En las

mediciones llevadas a cabo en períodos anteriores por otros miembros del grupo también se presentaron buenas condiciones de visibilidad.

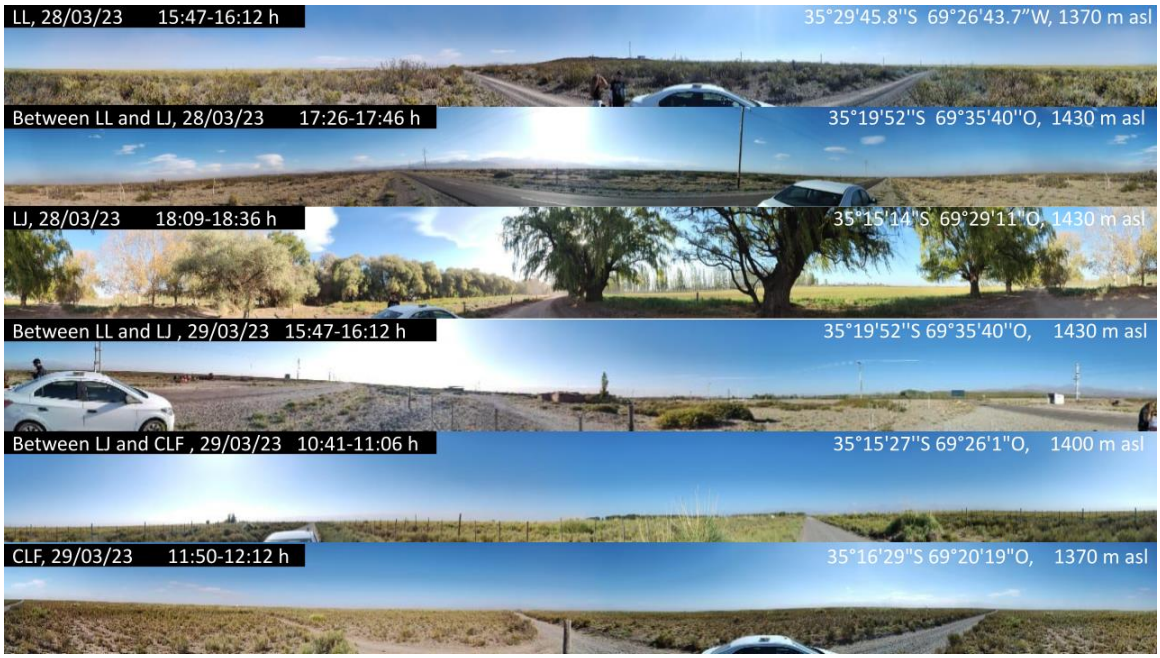


Figura 5.5. Imágenes panorámicas de los distintos sitios del Observatorio Pierre Auger durante las mediciones de aerosoles atmosféricos en campo. Panel superior: diciembre 2022. Panel inferior: marzo 2023.

Las variables meteorológicas como temperatura, humedad, precipitaciones, dirección y velocidad del viento fueron detectadas por las estaciones meteorológicas ubicadas en las distintas estaciones del FD del Observatorio Pierre Auger.

Durante el 14 de diciembre del 2022 (Figura 5.6), se observó un cielo despejado con una temperatura que fue fluctuando desde los 25 a 33 ºC.

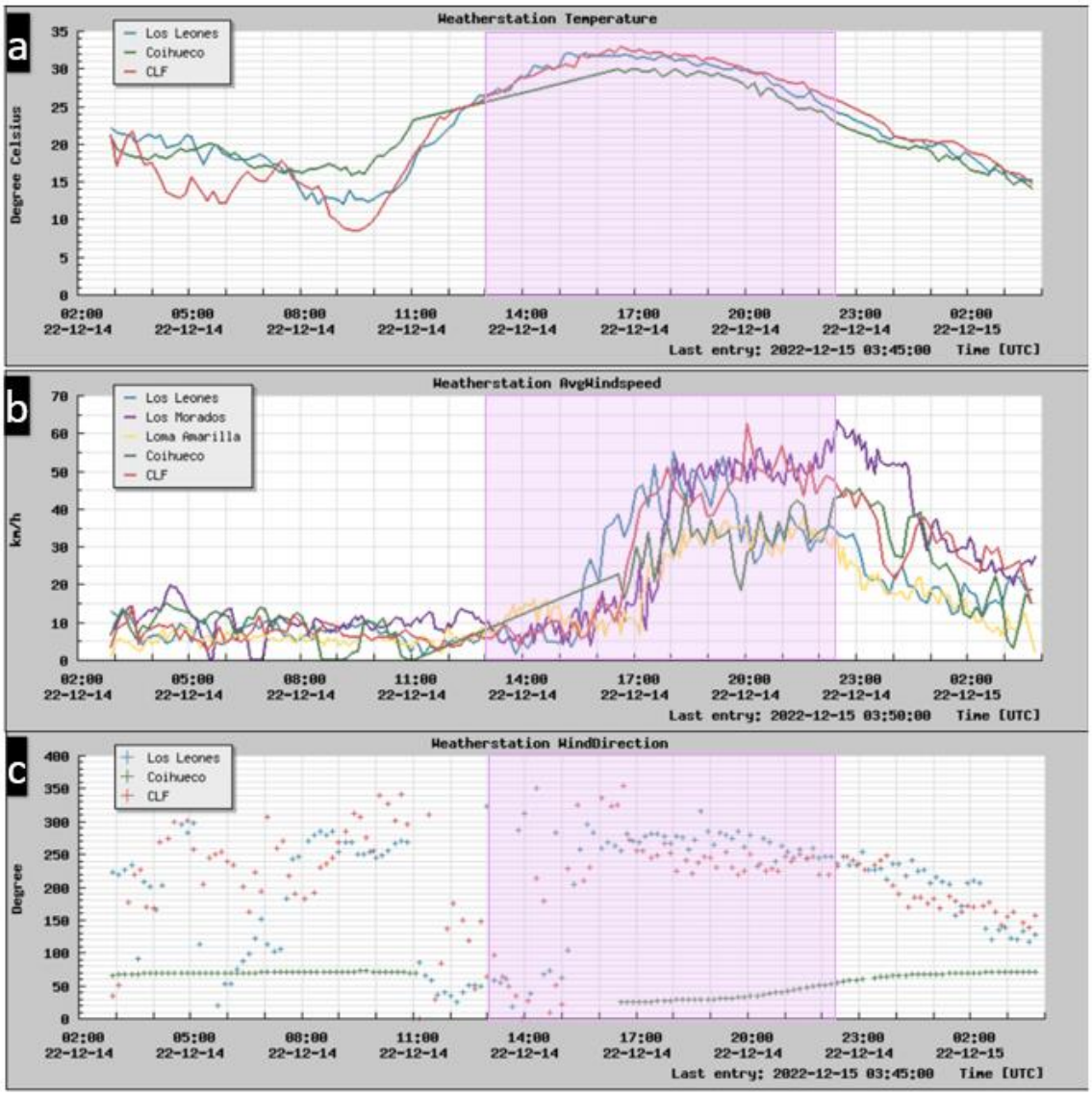


Figura 5.6. Graficas de variables meteorológicas: (a) Temperatura, (b) Velocidad del viento, (c) Dirección del viento, detectados el 14/12/2022 por las estaciones localizadas en LL, CO, LA, CLF y LM, correspondientes al Observatorio Pierre Auger. (Los rectángulos sombreados de rosa indican el período de toma de muestras. Los datos de

dirección del viento de la estación CO fueron descartados debido a fallas en el equipo. Como se observa en la figura, la dirección permanece semiconstante e interrumpida entre 0° y 90°, correspondientes al sector Norte–Este. Fuente: Las gráficas fueron provistas por el Observatorio Pierre Auger.

En cuanto a la velocidad del viento, se comienza a observar un crecimiento de la misma a partir de las 16 UTC (hora local: 13 hs). A partir de las mediciones efectuadas en CO se comenzó a identificar el aumento de la velocidad del viento, principalmente de dirección NW, W y SW. Durante el horario monitoreado en Coihueco no se detectó la dirección del viento en dicha estación meteorológica, pero según la estación meteorológica ubicada en el aeropuerto de la ciudad de Malargüe, que se encuentra a una longitud similar a la de CO, detectó viento noroeste entre las 13-16:30 UTC (hora local: 10-13:30 hs.). El aumento de la velocidad del viento se observó a partir de las 17 UTC (hora local: 14 hs.), principalmente en LM, CLF y a las 16 UTC en LL (hora local: 13 hs.), alcanzando velocidades superiores a los 50 km/h, según la escala de Beaufort dicho valor corresponde a un viento fuerte (Beaufort, 1806).

Respecto a las condiciones meteorológicas observadas en las mediciones más recientes de marzo 2023, el día 28 de marzo de 2023 la velocidad del viento comenzó con valores cercanos y menores a 10 km/h en la zona de LL. En la Figura 1b, se destaca que a partir de las 15:40 hs hora local (18:40 UTC) la velocidad del viento para la zona de Los Leones aumentó, alcanzando valores entre 40 y 50 Km/h, coincidiendo con la dirección Noroeste y una humedad relativa muy baja, cercana al 5%. Posteriormente, tanto CO como CLF registraron incrementos en la velocidad del viento durante el período nocturno, fuera del intervalo de muestreo. La temperatura fue incrementándose a lo largo del día, alcanzando su valor máximo entre las 15 y 16 hs hora local (18-19 UTC), alcanzando los 32°C en la zona de LL.

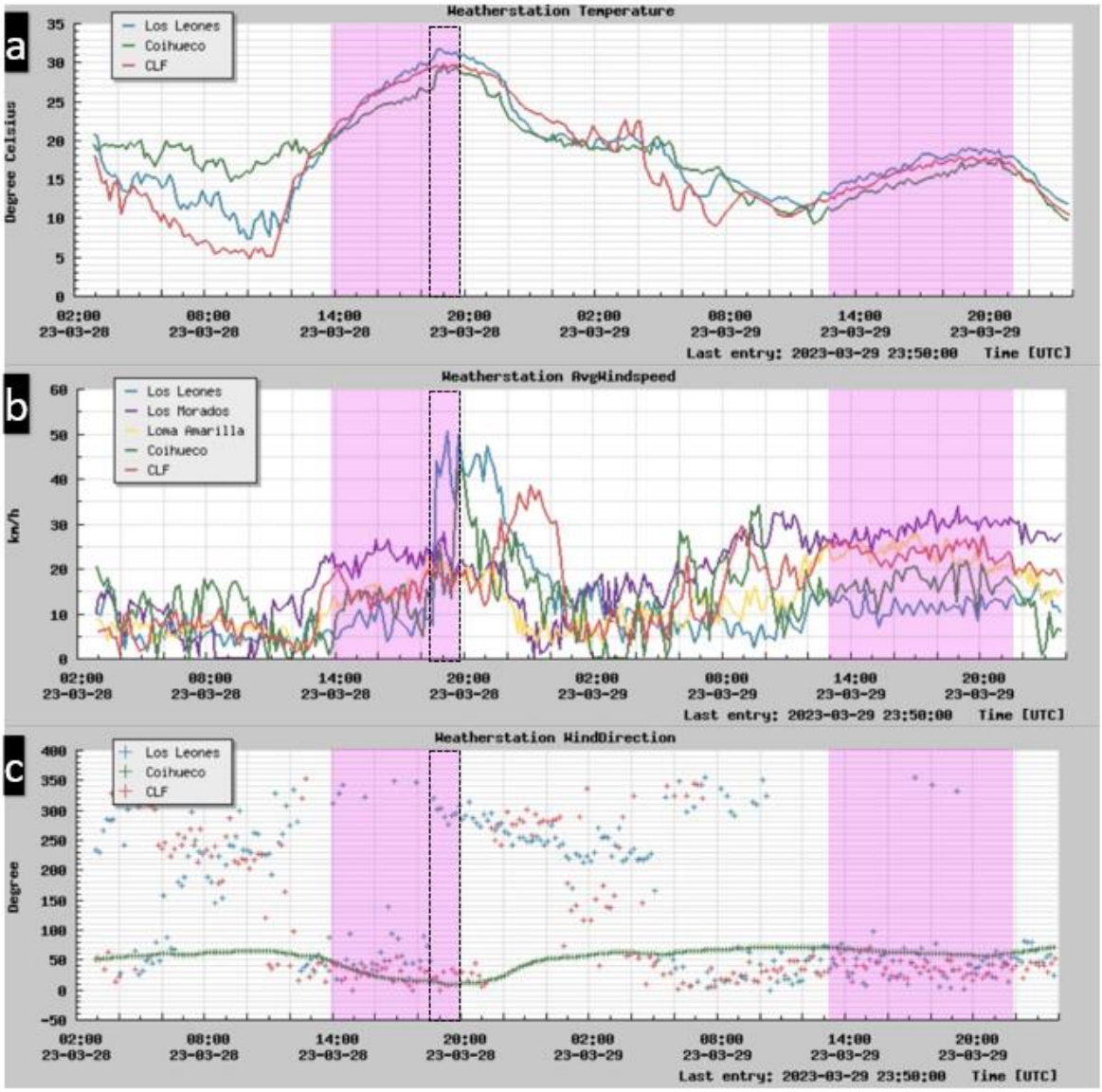


Figura 5.7. Gráficas de variables meteorológicas: (a) Temperatura, (b) Velocidad del viento, (c) Dirección del viento. Detectados el 28 y 29 de marzo 2023 por las estaciones localizadas en LL, CO, LA, CLF y LM, correspondientes al Observatorio Pierre Auger. (Los rectángulos sombreados de rosa indican el período de toma de muestras y el recuadro de línea punteada indica el lapso de tiempo en el que la velocidad del viento aumentó en LL). Los datos de dirección del viento de la estación CO fueron descartados debido a fallas en el equipo. Como se observa en la figura, la dirección permanece semiconstante entre 0° y 90°, correspondientes al sector Norte–Este. Fuentes: Gráficos provistos por el Observatorio Pierre Auger.

En la Tabla 5.4, se presentan los valores medios de las variables meteorológicas registradas durante los meses y años de muestreo (marzo 2017 y 2023, noviembre 2016 y 2018 y diciembre 2016, 2018 y 2022) en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger.

Como es esperable, diciembre y marzo presentaron temperaturas más altas respecto a noviembre. Por otro lado, CO fue generalmente el sitio con las temperaturas más bajas, lo cual se asocia a su cercanía a la Cordillera de los Andes y su altitud de 1750 m s.n.m. En términos generales, los meses de diciembre de 2016 y 2022 registraron las temperaturas medias más altas en la mayoría de los sitios.

Tabla 5.4. *Valores medios de las variables meteorológicas para los distintos meses y años en los que se efectuó la toma de muestra de aerosoles atmosféricos en el Observatorio Pierre Auger. Los colores representan una referencia entre valores bajos (verdes), intermedios (amarillos) y elevados (rojos).*

T (°C)							
Año	**2016**		**2017**	**2018**		**2022**	**2023**
Mes	**11**	**12**	**3**	**11**	**12**	**12**	**3**
Sitio							
CLF	16	19.5	15.7	16	17.4	19.9	18.4
CO	14.7	19.2	15.4	14	15.3	19.4	18
LA	16.9	19.5	15.7	15.6	18.3		
LL	16.4	20.1	16.4	16.7	18.4	20.9	19.3
LM	15.5	19.8	16.3		19.3		
Hr (%)							
Año	**2016**		**2017**	**2018**		**2022**	**2023**
Mes	**11**	**12**	**3**	**11**	**12**	**12**	**3**
Sitio							
CLF	41.3	35.4	55.5	36.1	40.1	17.5	46.3
CO	36.5	27.1	44.8	39.6	39.8	27.5	47.9
LA	44.1	39.2	54.8	39.9	40		
LL	37.4	32.2	48.5	36.1	36.2	27.5	45.6
LM	56.9	35.5	50.2		36.5		
Velocidad del viento (km/h)							
Año	**2016**		**2017**	**2018**		**2022**	**2023**
Mes	**11**	**12**	**3**	**11**	**12**	**12**	**3**
Sitio							
CLF	13.4	13.8	11.1	14.8	13.7	12.9	11.2
CO	17.5	18.3	14.5	19.4	17.3	12.8	9.9
LA	12.6	13	2.8	12.4	13.3		

LL	11.7	11.2	8.9	12.9	11.3	10.6	8.1
LM	15.8	18.3	17.2		17.8		

En relación con la humedad relativa, marzo presentó los valores más altos en la mayoría de los sitios, mientras que diciembre de 2022 se destacó por registrar la menor humedad, especialmente en CLF (17,5%), coincidiendo con la fase activa del fenómeno La Niña en Sudamérica (SMN, 2022). De acuerdo con el Servicio Meteorológico Nacional (2022), el verano de 2022 en Argentina fue un 30% más seco que lo normal (Figura 5.8), constituyéndose en el tercer verano más seco desde 1961. El último episodio de La Niña se extendió desde noviembre de 2021 hasta marzo de 2023; por lo tanto, en diciembre de 2022, cuando se realizaron las mediciones, el fenómeno aún estaba presente, mientras que, en marzo de 2023, también con mediciones efectuadas, se observó una fase de La Niña débil en transición hacia condiciones neutrales. La Figura 5.8 presenta la serie estacional correspondiente al verano, que muestra la anomalía de precipitación a nivel país desde 1961 hasta el 2024. Cada barra representa el desvío promedio para Argentina, calculada por el Servicio Meteorológico Nacional, respecto al valor climatológico normal de referencia 1991-2020.

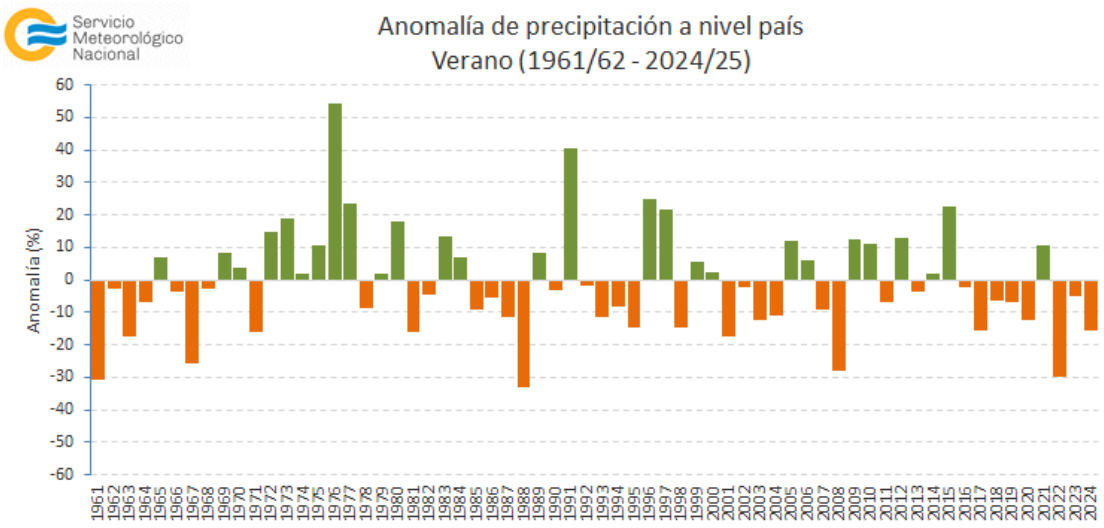


Figura 5.8. Anomalías de precipitación durante el período estival a nivel país para el período 1961-2024. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

Las características climáticas observadas durante los años y meses analizados evidencian la influencia del fenómeno ENOS en las variables meteorológicas. En noviembre de 2016, bajo condiciones neutras (SMN, 2016), las temperaturas medias

mensuales oscilaron entre 14.7°C (CO) y 16.9°C (LA), con humedades relativas moderadas entre 36.5% (CO) y 56.9% (LM). La velocidad del viento fue relativamente alta, alcanzando valores medios de 17.5 km/h (CO), favoreciendo el transporte de aerosoles y la resuspensión del material particulado.

En diciembre de 2016, también bajo condiciones neutras (SMN, 2016), las temperaturas aumentaron ligeramente, alcanzando un máximo de 20.1°C (LL), mientras que la humedad relativa disminuyó significativamente, especialmente en CO (27.1%), indicando un ambiente más seco. La velocidad del viento se mantuvo similar, destacándose un aumento en CO y LM (18.3 km/h).

En marzo de 2017, aún bajo condiciones neutras (SMN, 2017), las temperaturas disminuyeron ligeramente, situándose entre 15.4°C (CO) y 16.4°C (LL). En contraste, la humedad relativa mostró un incremento, alcanzando hasta 55.5% (CLF), coherente con las condiciones de mayor humedad típicas de marzo. Las velocidades del viento disminuyeron, favoreciendo potencialmente la no resuspensión de material particulado.

Durante noviembre y diciembre de 2018, caracterizado por una fase neutra (SMN, 2018), donde se reflejó de manera general temperaturas más bajas que en 2016, en algunos casos de 1 °C menor. Los valores de humedad relativa para diciembre fueron ligeramente más elevados, como en LA (40%), mientras que las velocidades del viento disminuyeron levemente en comparación con 2016, limitando potencialmente el transporte regional de aerosoles.

En diciembre de 2022, bajo la influencia de una fase activa de La Niña (SMN, 2022), las temperaturas alcanzaron valores elevados, con un máximo de 20.9°C (LL), acompañadas de humedades relativas marcadamente bajas, especialmente en CLF (17.5%), características de períodos de sequía. La velocidad del viento, fue ligeramente inferior a la de diciembre de años anteriores, con un promedio de 10.6 km/h (LL).

Finalmente, en marzo de 2023, durante la transición de La Niña hacia la neutralidad (SMN, 2023), las temperaturas fueron notablemente altas, especialmente en LL (29°C). La humedad relativa aumentó en comparación con diciembre de 2022, llegando hasta 47.9% (CO), mientras que las velocidades del viento disminuyeron aún más, con un mínimo de 8.1 km/h (LL). Estas condiciones reflejan un ambiente más cálido y húmedo al final de La Niña.

5.1.5. Resultados

5.1.5.1. Análisis de concentraciones de material particulado detectado en campo

Los resultados del material particulado medido en tierra con el equipo Grimm 1.109 se presentan en la Tabla 5.5. Las mediciones fueron realizadas en distintos puntos dentro del arreglo del Observatorio Pierre Auger, identificando su ubicación mediante un GPS portátil. Entre los sitios escogidos, se incluyeron los correspondientes a las estaciones de fluorescencia y otras facilidades del observatorio (LL, LA, CO, LM, CLF, XLF, AERA Y BLS) (The Auger Collaboration, 2010; Glaser, 2017), donde se realizaron muestreos en reiteradas oportunidades.

Tabla 5.5*. Mediciones de material particulado efectuadas con equipo Grimm 1.109, por miembros del grupo Física de la Atmósfera, Radiación Solar y Astropartículas del Instituto de Física Rosario a lo largo de los distintos años en sitios del Observatorio Pierre Auger.*

Fecha	Latitud	Longitud	Altura	Sitios	Hora Inicio	Hora Fin	Concentración Masa Total ($\mu g/m^3$)	PM2,5 ($\mu g/m^3$)	PM>2,5 ($\mu g/m^3$)	PM10 ($\mu g/m^3$)	PM>10 ($\mu g/m^3$)
15/11/2016	35º06'47"S	69º35'53"O	1687	CO	13:21	13:40	5.7	1.6	4.1	4.2	1.5
15/11/2016	35º04'59"S	69º36'12"O	1596	Debajo del cerro CO	14:29	14:49	9.7	1.5	8.2	5.5	4.2
15/11/2016	34º56'08"S	69º12'36"O	1452	LA	17:02	17:22	27.9	2.2	25.7	21.1	6.8
15/11/2016	34º57'02"S	69º04'43"O	1388	Pasando LA	18:35	18:53	12.2	2.0	10.1	11.3	0.9
15/11/2016	35º16'24"S	69º17'42"O	1371	Casi CLF	21:59	22:16	14.4	1.4	13.0	11.6	2.8
15/11/2016	35º16'52"S	69º20'14"O	1376	CLF	22:56	23:11	8.4	1.1	7.3	7.4	1.0
16/11/2016	35º29'48"S	69º26'57"O	1388	LL	16:23	16:53	19.6	1.5	18.1	12.6	7.0
16/11/2016	35º08'09"S	69º35'06"O	1530	Cerca de CO	20:47	21:08	7.9	1.2	6.7	6.0	1.9
17/11/2016	35°16'51" S	69°20'14" O	1380	CLF	14:34	14:53	5.0	0.7	4.3	3.5	1.5
23/11/2016	35º06'47"S	69º35'53"O	1687	CO	15:58	16:27	2.6	0.9	1.8	2.4	0.3
25/11/2016	35°17'31.5" S	69º00'43"O	1407	LM	12:52	13:21	2.3	1.0	1.4	2.0	0.3
25/11/2016	35°16'40"S	69º20'12"O	1384	CLF	14:13	14:32	3.5	0.8	2.7	2.1	1.4
30/11/2016	35º06'50"S	69º35'50"O	1700	CO	12:54	13:42	9.6	1.1	8.4	4.9	4.7
30/11/2016	35º9'49"S	69º27'01"O	1444	AERA	16:32	16:51	9.6	1.2	8.3	7.0	2.6
01/12/2016	35º29'45"S	69º26'59"O	1388	LL	16:46	17:07	6.0	1.4	4.6	4.6	1.4
02/12/2016	34º56'08"S	69º12'36"O	1452	LA	16:05	16:47	5.1	1.3	3.9	3.7	1.4
06/03/2017	35º29'48"S	69º26'57" O	1390	LL	17:22:00	17:42	5.7	1.0	4.6	4.7	1.0
06/03/2017	35º27'36" S	69º18'01" O	1360	Cerca de Bahia 1 LL	19:42:00	20:03	5.9	1.1	4.8	3.1	2.8

07/03/2017	35º06'47" S	69º35'53" O	1688	Coihueco	12:15	12:41:00	8.7	2.1	6.6	6.2	2.5
07/03/2017	35º05'56" S	69º32'14" O	1540	Al NE de Coihueco	14:39	14:57	2.3	1.2	1.2	1.8	0.6
07/03/2017	35º06'57" S	69º29'18" O	1489	Al NE de AERA	16:08	16:27	6.7	1.6	5.1	4.7	2.1
07/03/2017	35º16'52" S	69º20'15" O	1382	CLF	18:15	18:33	8.1	1.9	6.2	4.7	3.5
07/03/2017	35º29'48" S	69º26'57" O	1390	LL	19:55	20:16	4.1	2.7	1.4	3.9	0.2
08/03/2017	34º56'08" S	69º12'36" O	1448	LA	12:38	12:58	3.9	0.4	3.6	2.0	1.9
15/11/2018	35°16'52"S	69°20'14"O	1393	CLF	12:33	12:56	2.7	0.4	2.2	1.6	1.1
15/11/2018	35°16'21"S	69°16'36"O	1361	Este del CLF	13:37	13:59	4.5	0.5	4.1	1.9	2.6
15/11/2018	35°17'33"S	69°32'17"O	1431	Cerca del BLS	14:52	15:21	11.6	0.5	11.1	2.0	9.6
15/11/2018	35°04'55"S	69°33'45"O	1566	Al este de El Sosneado	16:10	16:32	17.1	0.6	16.5	3.1	14.0
15/11/2018	34°57'51"S	69°07'48"O	1393	Cañada Amarilla (CA)	17:28	17:57	13.4	0.6	12.8	3.7	9.7
15/11/2018	35°06'46"S	69°35'54"O	1693	CO	18:38	19:07	26.6	0.7	25.9	5.5	21.1
15/11/2018	35°29'46"S	69°26'59"O	1406	LL	21:32	22:11	11.6	0.8	10.7	3.9	7.7
13/12/2018	35°17'32.4" S	69°00'44.4" O	1403	LM	21:21	21:46	25.7	1.1	24.6	7.6	18.1
13/12/2018	35°16'49.4" S	69°20'12.4" O	1374	CLF	22:36	23:00	21.1	1.1	19.9	8.8	12.3
13/12/2018	35°18'0.9"S	69°32'49.3" O	1427	BLS	23:30	23:53	16.0	0.8	15.2	6.4	9.5
14/12/2018	35°11'11.7" S	69°17'14.4" O	1368	XLF	01:28	01:53	26.2	1.8	24.5	18.2	8.0
14/12/2018	34°56'8.1"S	69°12'36.9" O	1453	LA	03:07	03:32	17.0	1.4	15.6	7.8	9.3
14/12/2018	35°6'46.1"S	69°35'22.9" O	1561	Debajo de CO	04:16	04:44	23.7	0.6	23.1	8.6	15.2
14/12/2018	35°29'46.3" S	69°26'58.5" O	1382	LL	05:37	06:01	29.2	0.6	28.6	8.5	20.8
12/12/2022	35°27'49.7" S	69°00'41.6" O	1390	LM	09:47	10:08	0.3	0.2	0.1	0.3	0.0
12/12/2022	35°16'49"S	69°20'12.6" O	1373	CLF	11:02	11:23	2.6	0.4	2.2	1.7	0.9
12/12/2022	35°06'50.6" S	69°35'55.3" O	1686	CO	12:18	12:41	14.7	1.0	13.8	8.0	6.8
12/12/2022	35°06'31.4" S	69°31'59.6" O	1532	AERA	13:11	13:34	5.8	0.4	5.4	2.3	3.5
12/12/2022	35°11'11.7" S	69°17'13.8" O	1371	XLF	14:43	15:07	12.6	1.1	11.5	7.4	5.2
12/12/2022	34°56'07.9" S	69°12'37"O	1453	LA	16:12	16:32	15.2	0.9	14.3	5.3	9.9
12/12/2022	34°56'07.9" S	69°12'37"O	1453	LA	16:33	16:52	1.9	0.4	1.5	1.2	0.6
12/12/2022	35°29'45.8" S	69°26'43.7" O	1369	LL	18:58	19:23	43.6	2.6	41.0	16.1	27.5
28/03/23	35°29'45″ S	69°26'43″ O	1370	LL	12:04	12:33	1.7	0.8	0.9	1.4	0.2
28/03/23	35°29'45″ S	69°26'43″ O	1370	LL	15:47	16:12	247.5	10.6	236.9	84.0	163.5
28/03/23	35°19'52"S	69°35'40"O	1430	Entre LL y LJ	17:26	17:46	368.4	10.9	357.5	104.1	264.4
28/03/23	35°15'14"S	69°29'11"O	1430	LJ	18:09	18:36	146.9	38.5	108.4	117.8	29.1

29/03/23	35°19'52"S	69°35'40"O	1430	Entre LL y LJ	09:44	10:07	3.9	1.6	2.3	3.4	0.5
29/03/23	35°15'27"S	69°26'1"O	1400	Entre LJ y CLF	10:41	11:06	8.6	1.7	6.9	6.3	2.3
29/03/23	35°16'29"S	69°20'19"O	1370	CLF	11:50	12:12	5.9	1.2	4.6	3.9	2.0
29/03/23	35°18'24"S	69°10'4"O	1350	Entre CLF y LM	13:19	13:39	18.1	1.2	16.9	7.5	10.6
29/03/23	35°17'32"S	69°0'43"O	1390	LM	14:26	14:53	2.9	0.8	2.2	2.1	0.8
29/03/23	35°29'45" S	69°26'43" O	1370	LL	18:38	19:10	3.6	0.7	2.9	2.9	0.7

Los datos presentados en la Tabla 5.5 corresponden a 7 campañas diurnas y a 1 campaña nocturna.

En la Figura 5.9 se presentan los promedios totales (para todos los datos registrados en distintos días en las proximidades de cada sitio indicado) de la concentración total (PM>0,22 µm) de material particulado, obtenidos a partir de las mediciones de campo realizadas en el Observatorio. Los valores promedio más elevados para concentración en modo masa de material particulado total se registraron en la zona XLF, con 19.41 µg/m³, mientras que las concentraciones más bajas se observaron en AERA (7.37 µg/m³), CLF (7.69 µg/m³) y LM (7.82 µg/m³). Por otro lado, las zonas LL y LA presentaron concentraciones intermedias similares, cercanas a los 12 µg/m³, con CO arrojando un promedio algo menor, a saber, 11.68 µg/m³. Los valores promedio de la fracción PM2.5 no superaron los 1.5 µg/m³ en la totalidad de los sitios.

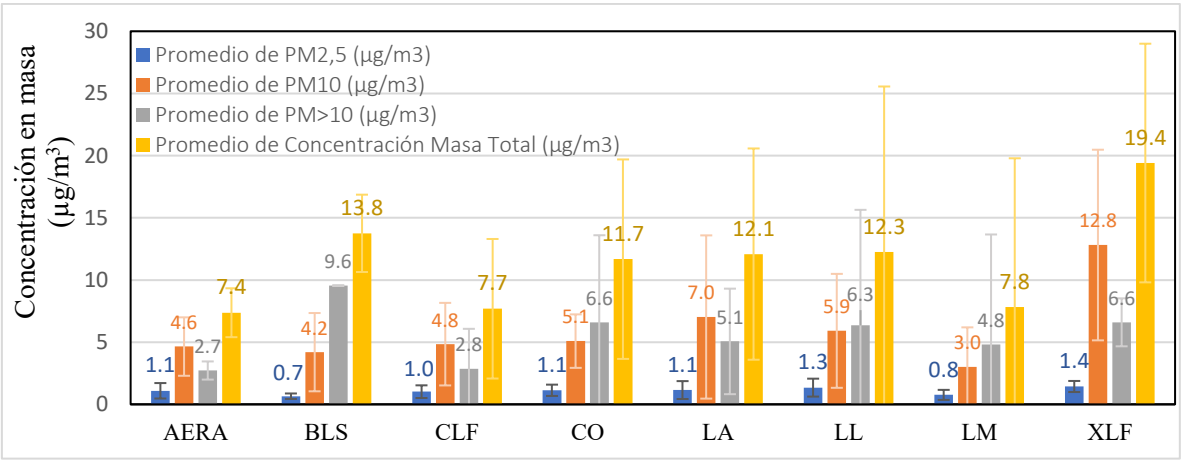


Figura 5.9. Valores medios de concentraciones halladas en distintos muestreos de material particulado efectuados en el Observatorio Pierre Auger, durante el período 2016-2023, con el instrumento Grimm 1.109. Se exceptuaron tres mediciones efectuadas en LL el 29/03/2023, debido a la elevada concentración de material particulado originado por la resuspensión ocasionada por fuertes velocidades del viento.

La fracción PM10 presentó valores medios comprendidos desde los 3 µg/m³ en LM, hasta los 12.8 µg/m³ en XLF. Los sitios que presentaron material particulado de mayor tamaño, PM>10 fueron en BLS (representando un 69.4 % del PM total), LM (61.4 % del PM total) y CO (56.5 % del PM total) y LL (51.2% del PM total).

5.1.5.1.1. Noviembre 2016 y 2018

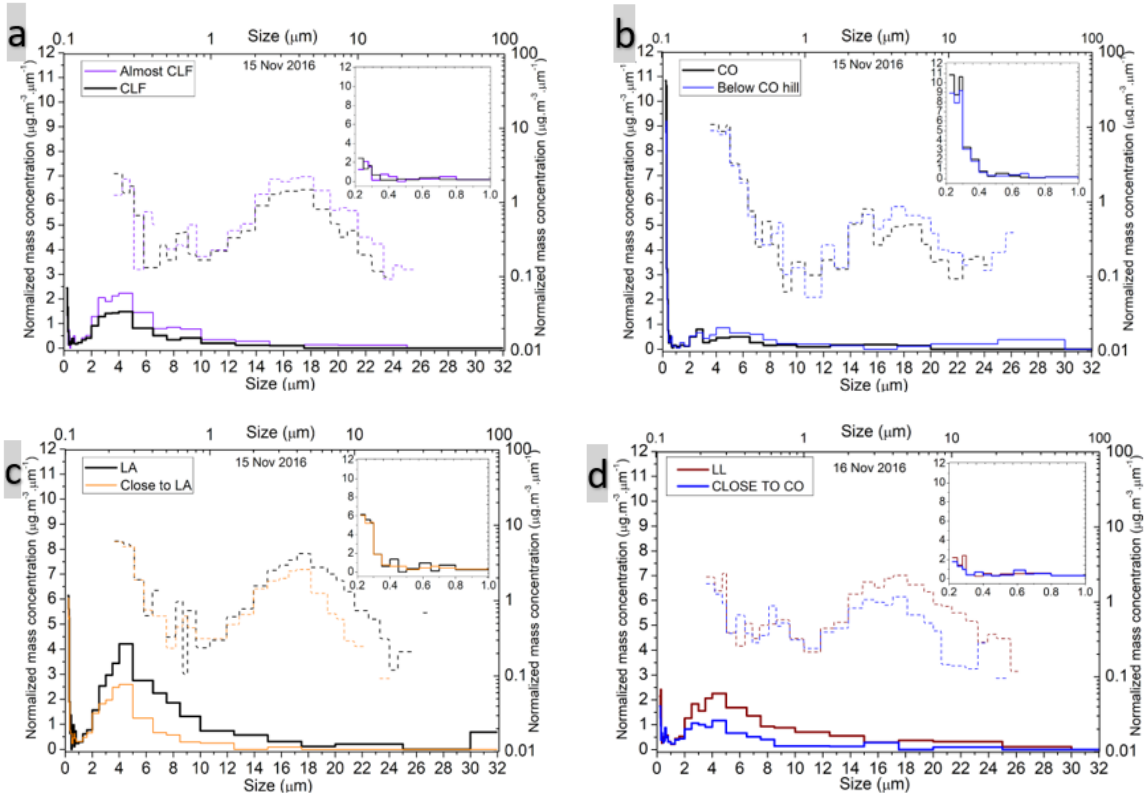
El 15 de noviembre de 2016 se observa un aumento de la fracción comprendida entre **3 y 6 µm** para la mayoría de los sitios, aunque en CO (Figura 5.10.b) dicho aumento es menos pronunciado que en el resto de los sitios, presentando, en cambio, un notorio predominio de la fracción de material particulado más fino, comprendido en el intervalo de tamaño **0.22 a 0.35 µm**. Esto puede atribuirse a material particulado que ha sido transportado desde otros sectores y que por su pequeño tamaño permanece más tiempo en suspensión en la atmósfera, ya que en CO predominan suelos de grava y arena. Por su pequeño tamaño estas partículas muy finas pueden permanecer más tiempo en suspensión en la atmósfera, siendo arrastradas por las masas de aire, por lo cual su origen podría estar vinculado con la dirección de los vientos. Un estudio previo realizado en Coihueco mostró una asociación entre patrones de distribución de tamaños de aerosoles como el mostrado en la Figura 5.10.b y vientos que arriban desde el Oeste, trasladando aerosoles del océano Pacífico cuyos tamaños son menores que los del polvo arrastrado por vientos desde otras direcciones, tras atravesar largas distancias continentales. Se alcanzaron valores normalizados para el PM de los tamaños más pequeños mencionados, que son casi el doble de los hallados en LA y 5 veces superior a los hallados en CLF.

Si bien los valores de material particulado detectados no fueron elevados, las concentraciones normalizadas de la fracción en el rango de tamaños entre **4 y 5 µm en LA** (Figura 5.10.c) llegó a ser el doble que en la zona del **CLF** (Figura 5.10.a) y unas cuatro veces mayor que en CO (Figura 5.10.b) para el 15 de noviembre de 2016.

A partir de las mediciones efectuadas en CLF en distintos días de noviembre de 2016 (15, 17 y 25) (Figuras 5.10.a, e y f), se observa que hubo un **incremento** en la **fracción fina** entre **0.22 y 0.3 µm** para el día 25 de ese mes, alcanzando valores normalizados de algo más de 4 $\mu g.m^{-3}.\ \mu m^{-1,}$ aproximadamente duplicando los valores anteriores. Aunque no llega a alcanzar los valores de dicha fracción fina detectados en Coihueco el 15 de noviembre 2016 (11 $\mu g.m^{-3}.\ \mu m^{-1}$). Al seguir avanzando hacia fines de

noviembre de 2016, se continúa observando una leve tendencia de aumento en las fracciones de tamaño entre 3 y 6 µm. El 30 de noviembre (Figura 5.10.g) se observan tendencias de fracciones de tamaño similares en PM2.5 en CO y AERA.

Para el 15 noviembre 2018 (Figura 5.10. h,i,j,k) no se observa el mismo incremento en las fracciones de partículas de 3 a 6 µm detectado en el 2016 e incluso se observan concentraciones normalizadas menores. En cambio, se obtuvo un incremento menor y constreñido a un rango de partículas más pequeñas, entre 2 y 3 µm. en **CO** (Figura 5.10.j) **y LL** (Figura 5.10.k) se distingue un crecimiento del material particulado correspondiente a la fracción gruesa de 30 a 32 µm, alcanzando valores normalizados de 2 $\mu g.m^{-3}$. μm^{-1}. Las concentraciones del material particulado más fino (0.22 – 0.3 µm) son menores durante este día de medición de noviembre de 2018 que para varias de las mediciones de 2016, obteniéndose los valores más altos en LL, con aproximadamente 4 $\mu g.m^{-3}$. μm^{-1}. La distribución de concentraciones por tamaños registrada en los distintos sitios durante el 15/11/2018 muestra un patrón más homogéneo que el que presentaban las mediciones de noviembre de 2016 donde las variaciones entre sitios eran más apreciables.



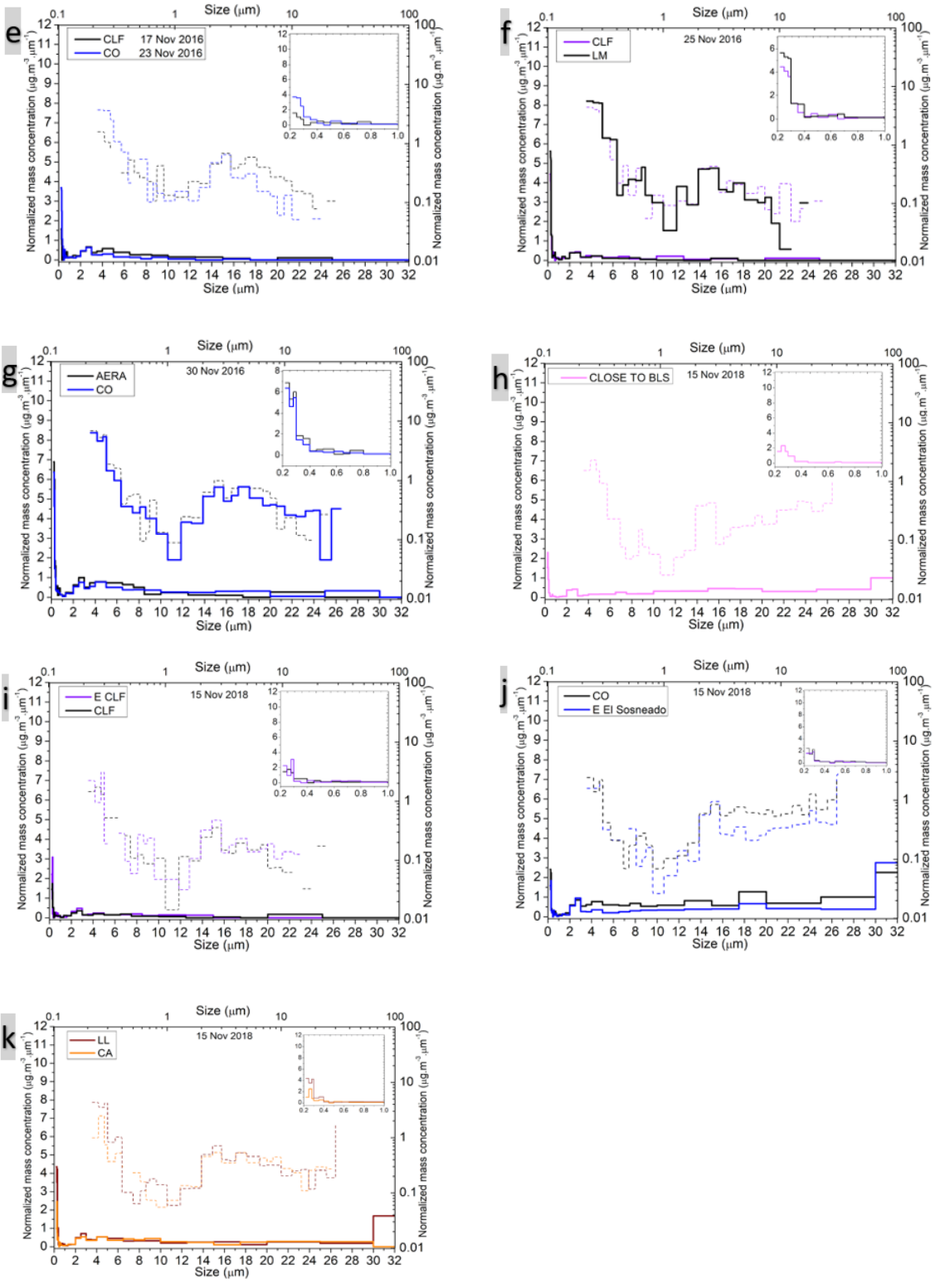


Figura 5.10. Concentración media de masa de partículas para las mediciones realizadas en noviembre de 2016 y 2018 en diversos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109. Escala lineal: líneas continuas, eje x inferior, eje y izquierdo. Escala logarítmica: líneas

punteadas, eje x superior, eje y derecho. En cada gráfico, en la esquina superior derecha, se amplía el rango de diámetro más bajo de 0 a 1 µm (en escala lineal).

Respecto a las concentraciones expresadas en partículas (partículas. m^{-3}. μm^{-1}), para el **15 de noviembre de 2016** (Figura 5.11.a), en la zona de CO se distingue el predominio de las fracciones inferiores a 0.4 µm (que arrojan valores de concentraciones superiores a las de los otros sitios para ese rango), mientras que a medida que aumenta el tamaño de las partículas se produce una brusca caída en sus concentraciones, en comparación con otros sitios. El sitio que sigue a CO en cuanto a una elevada concentración de partículas pequeñas es LA, pero a diferencia del primero, mantiene altas concentraciones para todos los rangos de tamaños de las partículas. Por su parte, la zona de CLF presenta los niveles más bajos de concentración de partículas para rangos inferiores a 0.6 µm y luego supera a CO para rangos mayores a dicha fracción. Vale notar, a partir de la Figura 5.3 que CO y parte de LA tienen una composición similar del suelo, de grava y arena (a simple vista mayormente grava o pedregullo), mientras que el CLF y otra porción del terreno cercano a LA están emplazados en suelos limosos con arcilla, secos y blandos, más propensos a aportar aerosoles de la tierra para ser resuspendidos en el aire. Éstos típicamente presentan tamaños entre 1 y 10 µm, lo que concuerda con los resultados hallados para la zona del CLF. Por su parte, la variedad descripta de suelos en los alrededores de LA puede ser responsable del comportamiento bimodal de los aerosoles hallados allí durante el día en cuestión, con característica similar a CO para los aerosoles más finos y similar a CLF para el rango entre aproximadamente 1 y 10 µm.

El 16 de noviembre de 2016, LL (Figura 5.11.b) presenta mayores concentraciones de partículas para la mayoría de las fracciones de material particulado respecto a CO, excepto sólo para algunos rangos de partículas de la fracción fina (inferiores a 0.6 µm). Para aerosoles menores a 2 µm, el comportamiento de las concentraciones en modo partículas es similar para estos dos sitios en las mediciones de este día.

Se observa un aumento, a lo largo de la mayor parte de los rangos de tamaños, en las concentraciones medidas el día 30 de noviembre de 2016 (en los sitios de AERA y CO) respecto de las medidas en días anteriores (en distintos sitios: CO, CLF, LM), lo cual parece indicar que ese día se produjo un aumento generalizado en las concentraciones de partículas en el observatorio, al menos en los sitios muestreados (Figura 5.11 e). El 15 de noviembre 2018, sucedió la situación inversa al 2016 respecto CO y LL, el sitio que presentó un predominio de partículas de mayor tamaño fue CO y el de menor

tamaño fue LL. Este hecho, se generó debido a la influencia de las partículas superiores a 30 µm, que se detectaron en ambos sitios, aunque con un leve aumento de partículas inferiores a 0.3 µm que si bien sucedió en LL y CO, en los LL fue levemente superior (Figura 5.10. j,k).

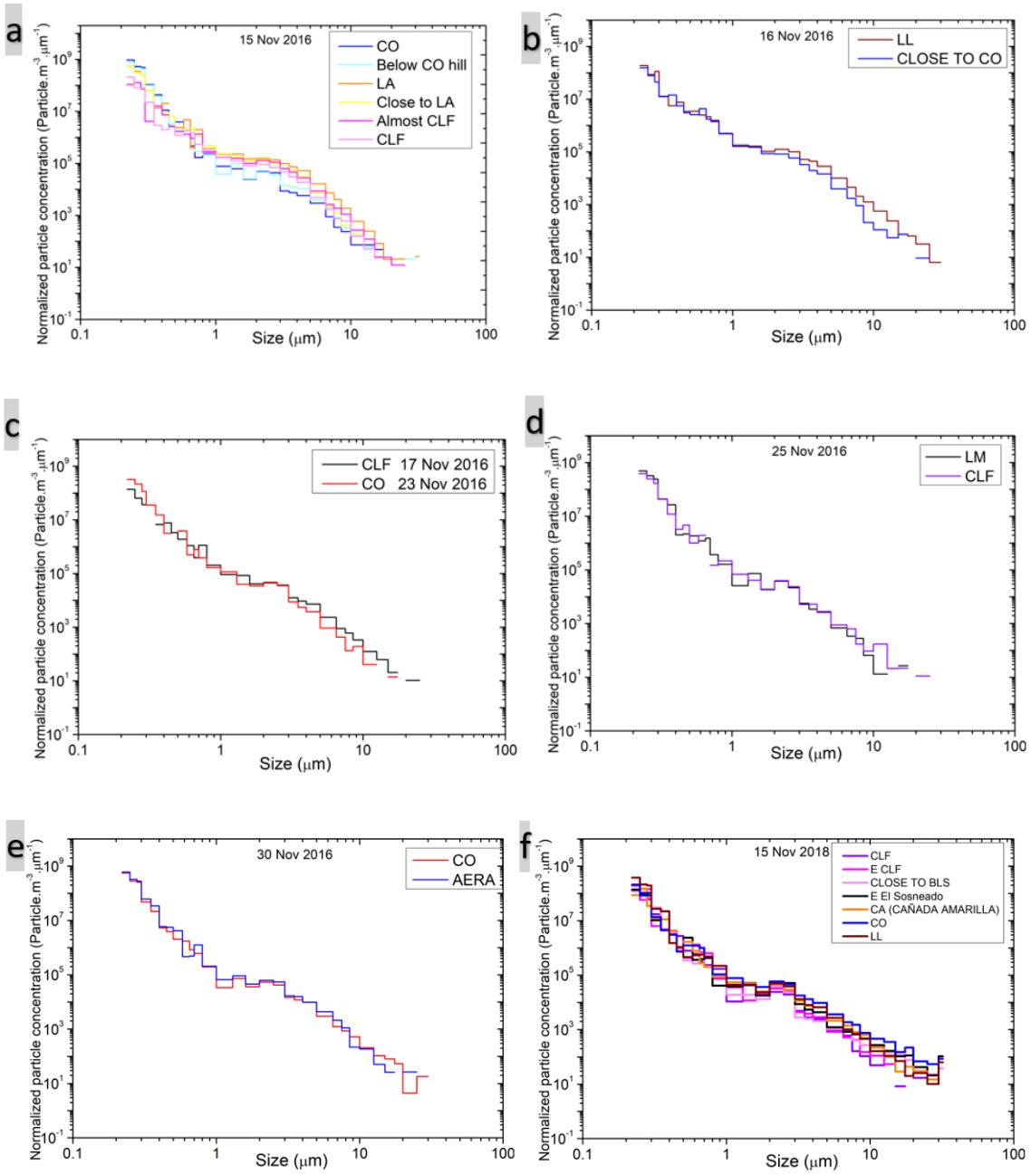


Figura 5.11. Concentración media de partículas para las mediciones realizadas en noviembre de 2016 y 2018 en diversos puntos del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo, basada en los datos de Grimm 1.109 expresados en escala logarítmica.

A partir de la Figura 5.12, en las concentraciones en masa detectadas el 15 de **noviembre de 2018**, se observa un **predominio de la fracción más gruesa (PM>10)** principalmente en **BLS, CO, LA y LL**, superando **el 50%** de las concentraciones totales detectadas en cada sitio. En los datos correspondientes a los distintos días de **noviembre 2016** se observa un predominio del material particulado correspondiente a **PM10** (PM10 = PM2.5-10+PM2.5), particularmente en la fracción PM2.5-10. Las concentraciones de masa PM2.5-10 representan la fracción dominante en noviembre de 2016 en todas las fechas y sitios muestreados, con excepción de un par de mediciones tomadas en la zona de CO donde predomina la concentración de masa PM>10 y de una medición en el CLF para la cual PM2.5-10 y PM>10 son iguales. Aún en estos casos, PM10 es mayor que PM>10, lo cual no se verificó en varias ocasiones en 2018 donde PM>10 superó el 50% del PMtotal en varias ocasiones, alcanzando valores de hasta el 82,9%. Tanto para noviembre de 2016 como para noviembre de 2018, en CO se obtuvieron valores de porcentaje de la fracción PM>10 especialmente altos en comparación con los de otros sitios (aunque no en todos los casos). El 23 y 25 de noviembre 2016 se observa una mayor proporción de PM2.5, en CO, LM y CLF, alcanzando hasta el 41.6% (en LM), respecto a las demás fracciones de tamaños y a su vez, respecto a los días previos (15,16 y 17 de noviembre 2016) en que sólo había dado un valor alto para CO el día 15 de noviembre. Aunque en términos de concentración total se observan valores bajos respecto a las fechas anteriores. Las concentraciones de aerosoles más altas de las mediciones efectuadas y analizadas, fueron halladas en horas de la tarde entre las 17 hs y las 19 hs, principalmente en LA en 2016 y en CO en 2018, superando los 25 $\mu g/m^3$ en ambos casos. En estos casos, las mayores concentraciones de masa ocurrieron en el rango de aproximadamente 3-6 µm para LA y entre 18-20 µm y 30-32 µm para CO (Figura 5.10.j). Vale mencionar que una significativa contribución de las partículas del rango de tamaños más grandes en la concentración de masa por tamaños, como la detectada en CO el 15 de noviembre de 2018, no significa que estas partículas sean muy abundantes en el total del material particulado muestreado por el instrumento Grimm 1.109. La razón es que al ser más masivas representan un mayor aporte a la concentración de masa, pero su contribución a la concentración de partículas es pequeña según se puede observar en la Figura 5.11.f. En dicha figura puede apreciarse que la concentración de partículas de CO sobrepasa a la de todos los demás sitios el 15 de noviembre de 2018. En noviembre 2018, CO presentó el valor de velocidad media de vientos más elevado en comparación con el resto de los sitios, siendo la misma de 19.4 km/h (Tabla 5.3), correspondiendo con la predominancia de PM superior a 10 µm. A su vez en dicho sitio durante las dos mediciones efectuadas a las 16:10 y 18:38 hs, la velocidad media del viento fue de 43,13

km/h y 30,74 km/h, ampliamente superior a la velocidad detectada en el resto de los sitios. Para noviembre 2016 los valores medios de la velocidad del viento no fueron demasiado elevados, en ningún sitio alcanzaron los 40 km/h, a su vez se observa que la fracción de PM>10 en la totalidad de los casos es menor que en noviembre 2018, exceptuando CLF, donde la velocidad media rondó los 7 km/h.

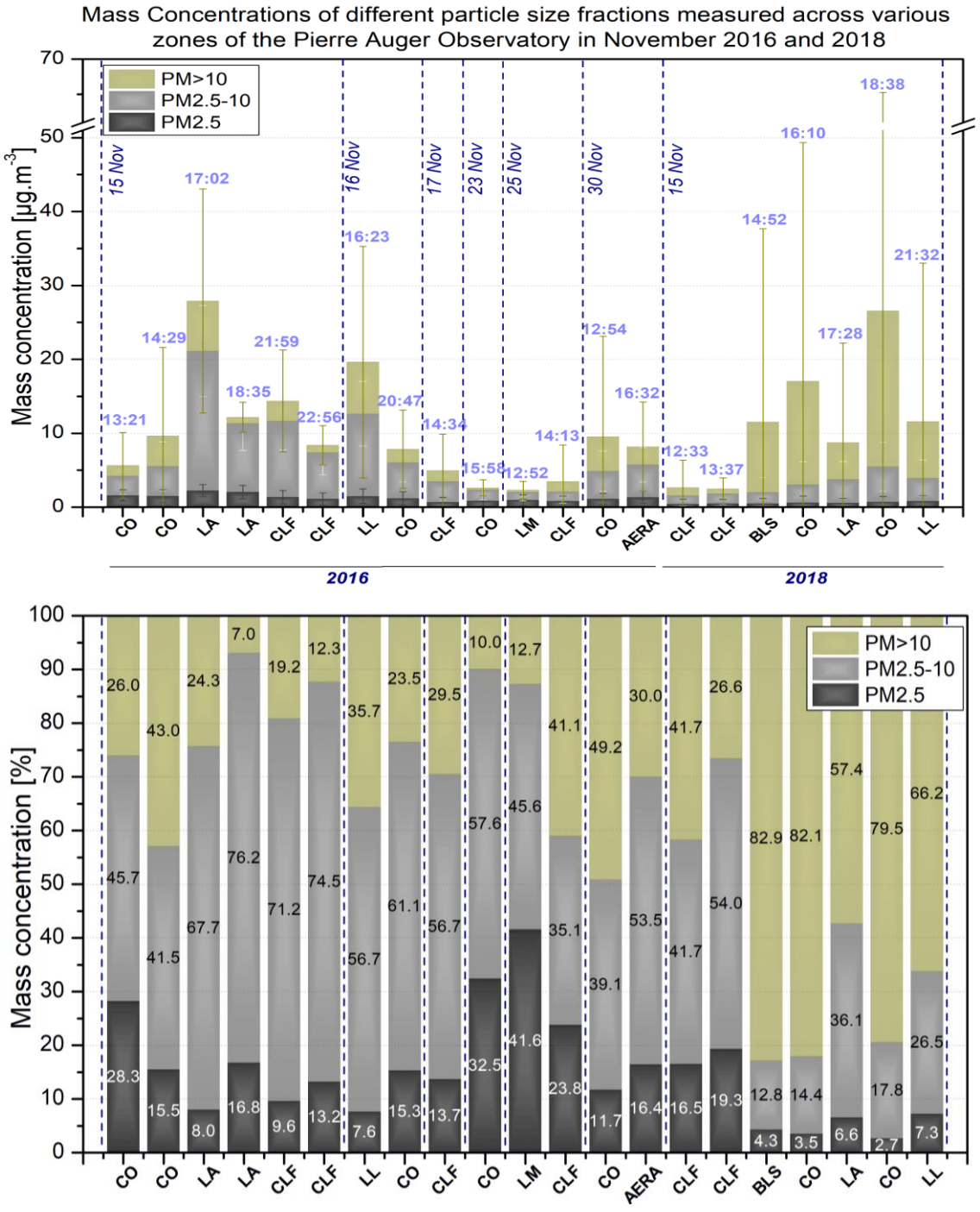
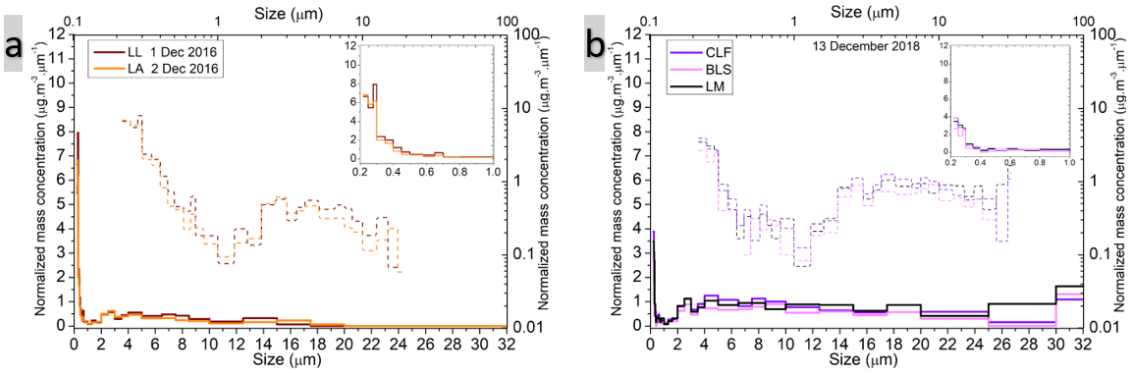


Figura 5.12. (Superior) Concentraciones de masa de las distintas fracciones de material particulado (PM2.5, PM2.5-10 y PM>10) para las distintas zonas de muestreo ubicadas

en el Observatorio Pierre Auger. Los datos en color azul corresponden a la hora local Argentina en la cual se iniciaron las mediciones en cada sitio (las cuales duran entre unos 20 y 30 minutos) (Hora local = GMT-3 hs). (Inferior) Gráfico de Columnas Apiladas que muestra el porcentaje de concentración de masa por rangos de tamaños (PM2.5, PM2.5-10, PM10) en la concentración PMtotal (que representa el 100%) obtenida a partir de cada medición con el instrumento Grimm 1.109 en los sitios y horarios indicados para noviembre de 2026 y 2018.

5.1.5.1.2. Diciembre 2016, 2018 y 2022

El **1 y 2 de diciembre 2016** (Figura 5.13.a) se observa un perfil de concentraciones de partículas en masa normalizadas para LL y LA, respectivamente. Se destaca una **mayor concentración de la fracción fina (menor a 0.3 µm**) y escasas concentraciones de partículas de mayor tamaño. **En el 2018** (Figura 5.13 b y c), principalmente el 14 de diciembre, se observa un crecimiento de la concentración de partículas de mayores tamaños en LL y LA, respecto al 2016. También se observa una atenuación en partículas inferiores a 0.3 µm en LL. En el rango de tamaños de **2 a 10 µm**, XLF presenta valores que en algunos casos alcanzan al doble de la concentración registrada en LA, CO y LL en el mismo día. En el 12 de diciembre del 2022 (Figura 5.13.d), LL presenta un crecimiento en concentraciones de partículas **superiores a 2 µm** respecto a LA y CO, e incluso a la medición efectuada en LL el 1 de diciembre 2016 y 14 de diciembre 2018. En la Fig 5.13.d se encuentran incluidas las dos mediciones consecutivas de LA en la misma curva. En la Figura 5.13.e se observa que, el 12 de diciembre del 2022, el sitio XFL presentó mayores valores en todas las fracciones de tamaño en comparación a CLF, AERA y LM, obteniendo valores similares a CO en el rango de tamaños entre **2 y 7.5 µm,** aunque valores inferiores a LL.



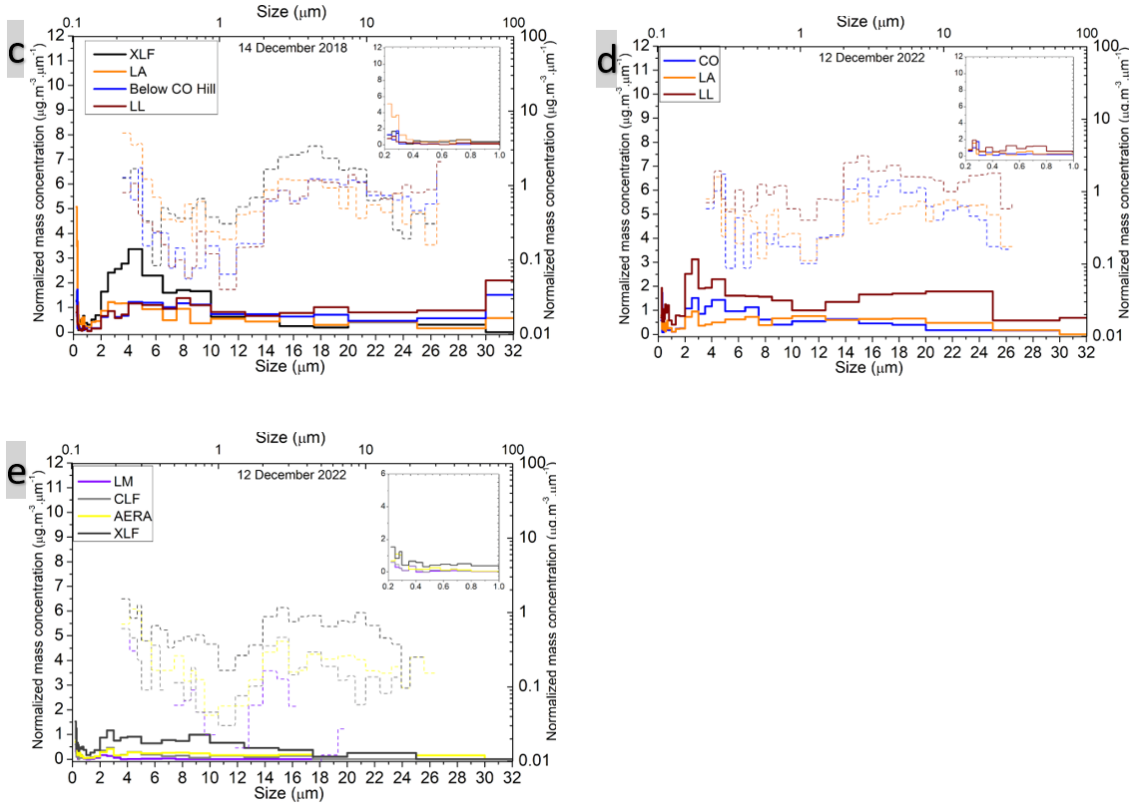


Figura 5.13. Concentración media de masa de partículas para las mediciones realizadas para distintas fechas de diciembre de 2016, 2018 y 2022 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109. Escala lineal: líneas continuas, eje x inferior, eje y izquierdo. Escala logarítmica: líneas punteadas, eje x superior, eje y derecho. En cada gráfico, en la esquina superior derecha, se amplía el rango de diámetro más bajo de 0 a 1 µm *(en escala lineal).*

En cuanto a concentraciones de partículas **LL y LA presentaron perfiles similares** el 1 y 2 de diciembre en el año 2016 (Figura 5.14.a). Para el 13 de diciembre de 2018 (Figura 5.14.b), **LM y CLF presentaron un perfil similar** para distintos rangos de tamaños de partículas, excepto para el rango de 25 a 30 µm en el cual LM resultó superior. El sitio de BLS mostró concentraciones levente inferiores para casi todos los rangos de tamaños de partículas.

Para el 14 de diciembre de 2018 (Figura 5.14.c) en LA se observa el predominio de PM1 respecto a XLF, CO y LL y para fracciones de material particulado **mayor a 10 µm** se destaca el sitio de **LL.** Del total de los sitios muestreados el 12 de diciembre de 2022

(Figura 5.14.d), LL destaca por mayor concentración de partículas en todos los rangos de tamaños en comparación con el resto de los sitios. Las secciones cortadas en los gráficos se deben a que no se detectaron partículas en dichos momentos, por ejemplo, en el caso de LM en la Figura 5.14.d.

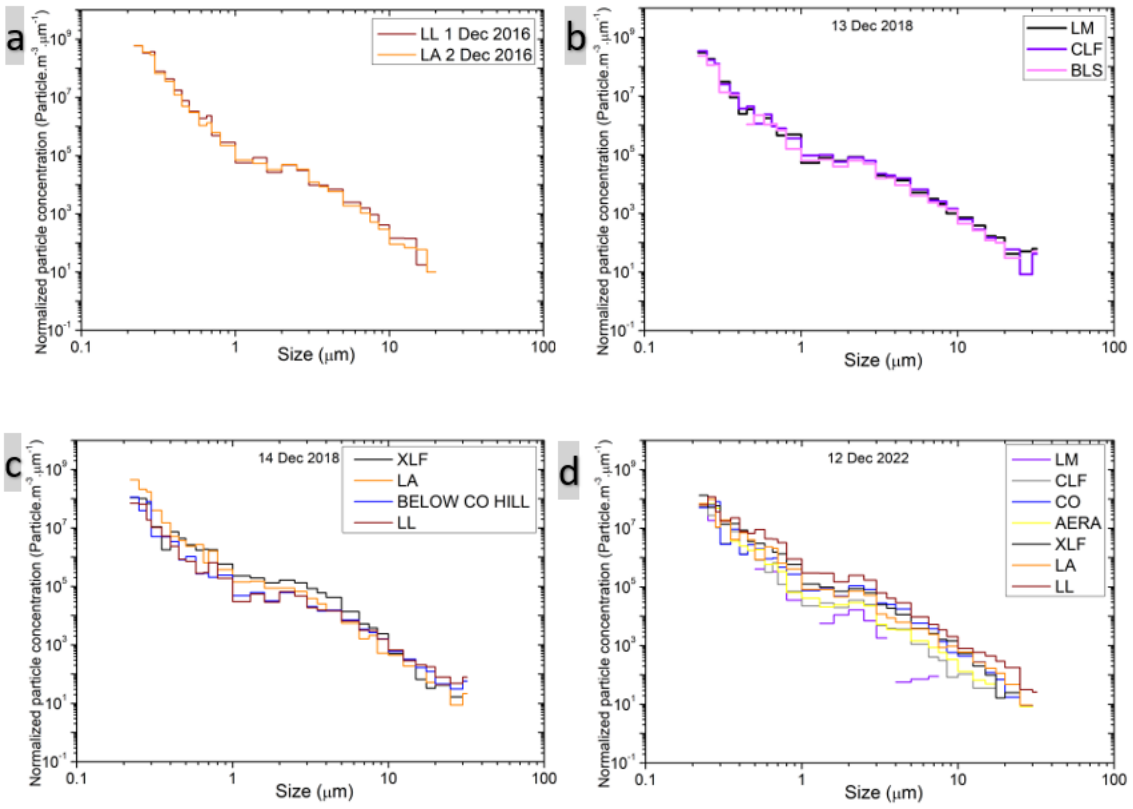
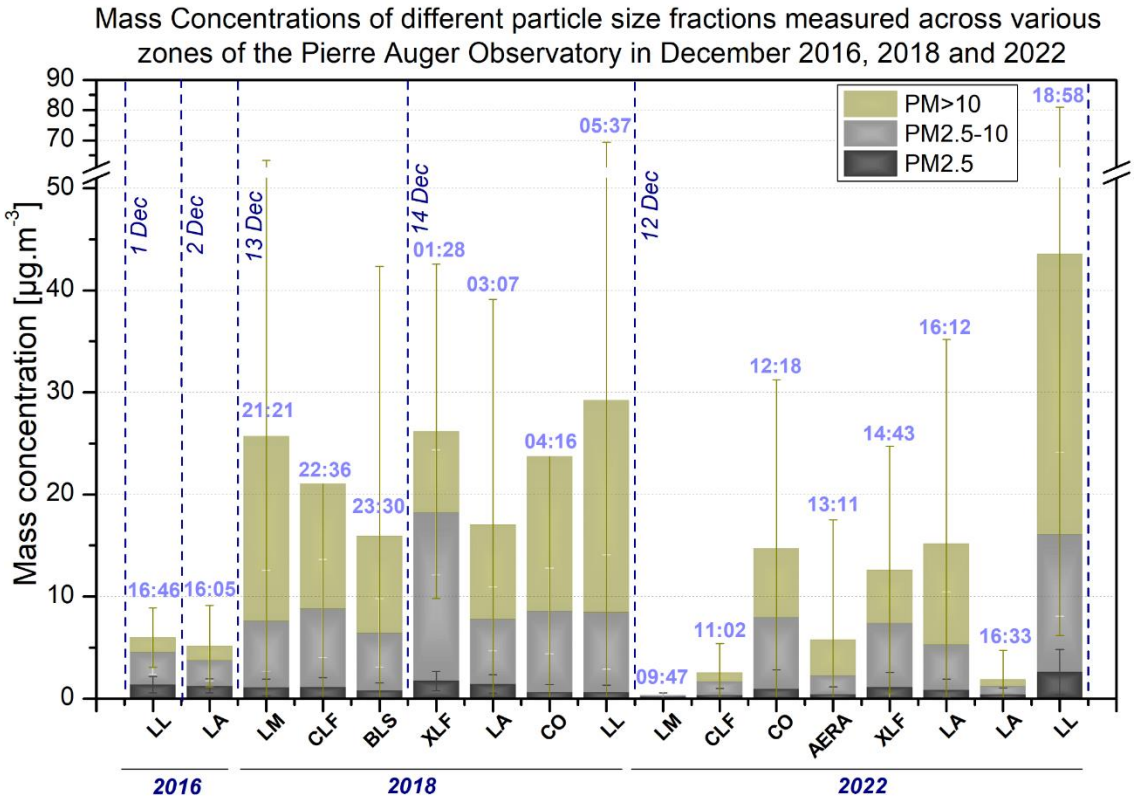


Figura 5.14. Concentración media de partículas para las mediciones realizadas para distintas fechas de diciembre de 2016, 2018 y 2022 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109 expresados en escala logarítmica.

En la Figura 5.15 se observa que el sitio que presentó mayores concentraciones fue LL el 12 de diciembre del 2022, destacándose la fracción PM mayor a 10 (63.1% del total muestreado en dicho sitio), dicho factor pudo haber sido debido a la velocidad del viento media de 33.12 km/h en la zona, sumado al horario en el que se efectuaron las mediciones 18:58 hs, el cual coincide con los momentos en los que la capa límite planetaria comienza a descender de altura. El 13 y 14 de diciembre del 2018, la totalidad de los sitios medidos presentan concentraciones de material particulado que superan los 15 µg/m^3, a diferencia del 1 y 2 de diciembre del 2016, donde las concentraciones en LL y LA se encuentran cercanas a los 5 µg/m^3. Un factor importante a tener en cuenta es que las mediciones efectuadas en el 2018 fueron nocturnas, lo cual suma un factor

contribuyente a dichas concentraciones, el cual es la altura de la capa límite planetaria, la cual en horas de la noche tiende a disminuir concentrando el material particulado cerca de la superficie terrestre (Tursumbayeva et al., 2022). A su vez, durante la noche la altura de la capa límite planetaria sufre menos variaciones que durante el día, ya que en horarios nocturnos al no haber radiación solar incidente, no ocurren las apreciables variaciones en el calentamiento de la superficie terrestre causado por la variación de dicha radiación durante el día (siendo dicho calentamiento el responsable de la convección que eleva la turbulencia y mezcla el aire hasta mayores altitudes). Así, durante la noche, el enfriamiento de la superficie produce una atmósfera más estable y densa. Es por tanto esperable que, en ausencia de cambios significativos en los parámetros meteorológicos durante una campaña nocturna, las concentraciones de aerosoles registradas durante la misma muestren menos variabilidad entre sí por efecto del horario, dependiendo más estrechamente de la calidad del aire propia de cada sitio en estudio (favoreciéndose así su desacople del horario de medición y el correspondiente estado de la capa límite).



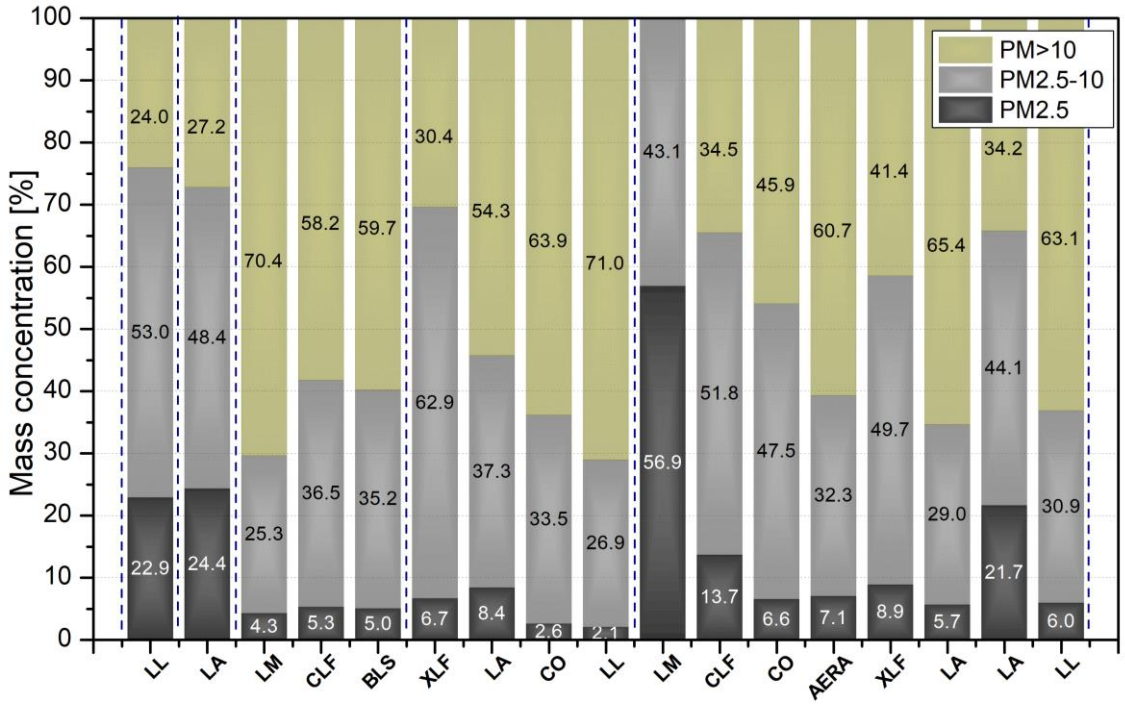


Figura 5.15. (Superior) Concentraciones de masa de las distintas fracciones de material particulado (PM2.5, PM2.5-10 y PM>10) para las distintas zonas de muestreo ubicadas en el Observatorio Pierre Auger. Los datos en color azul corresponden a la hora local Argentina en la cual se iniciaron las mediciones en cada sitio (las cuales duran entre unos 20 y 30 minutos) (Hora local = GMT-3 hs). (Inferior) Gráfico de Columnas Apiladas que muestra el porcentaje de concentración de masa por rangos de tamaños (PM2.5, PM2.5-10, PM10) en la concentración PMtotal (que representa el 100%) obtenida a partir de cada medición con el instrumento Grimm 1.109 en los sitios y horarios indicados para diciembre 2016, 2018 y 2022.

5.1.5.1.3. Marzo 2017 y 2023

Del 6 de marzo de 2017 (Figura 5.16.a) al 7 de marzo de 2017 (Figura 5.16.b) en **LL**, se observa un **aumento** considerable en la fracción de partículas finas comprendidas en el rango entre **0.2 a 0.3 µm**. Concentraciones en dicho rango por debajo de las de LL pero aún elevadas, se registraron en CLF, CO y AERA.

El 8 de marzo de 2017 (Figura 5.16.c) no se observó un rango de tamaños de partículas destacable en LA, manteniendo un perfil más homogéneo, a diferencia del día anterior donde en LL, CLF, CO y AERA se destacaron principalmente en el rango de tamaños de partículas finas menores a 0.3 µm. El 28 de marzo de 2023 (Figura 5.16.d) se observa

un aumento en concentraciones normalizadas de partículas principalmente en fracciones superiores a 2 µm en LL y entre LL y la Junta (LJ). En LJ se observa el predominio de partículas entre 0.4 y 5 µm. Dichos aumentos coinciden con aumentos en la velocidad del viento presentados para la fecha, alcanzando valores de 50 km/h, lo cual favoreció la resuspensión del material particulado. El día siguiente (29 de marzo 2023), disminuyó la velocidad del viento y se observan valores más atenuados, aunque se sigue observando un ínfimo crecimiento en la fracción de partículas comprendida entre 0.4 y 5 µm, principalmente en la zona de LJ y CLF.

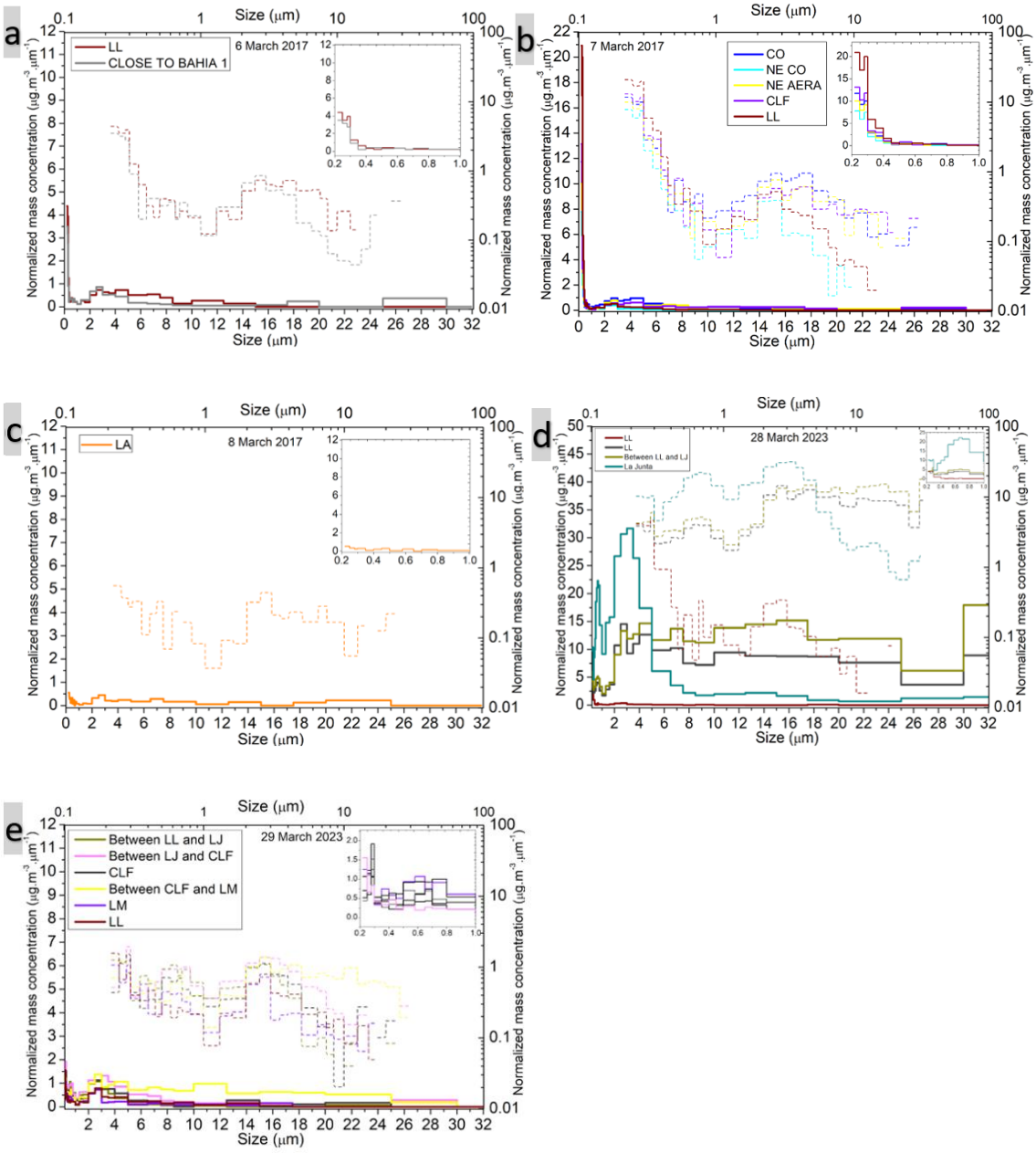
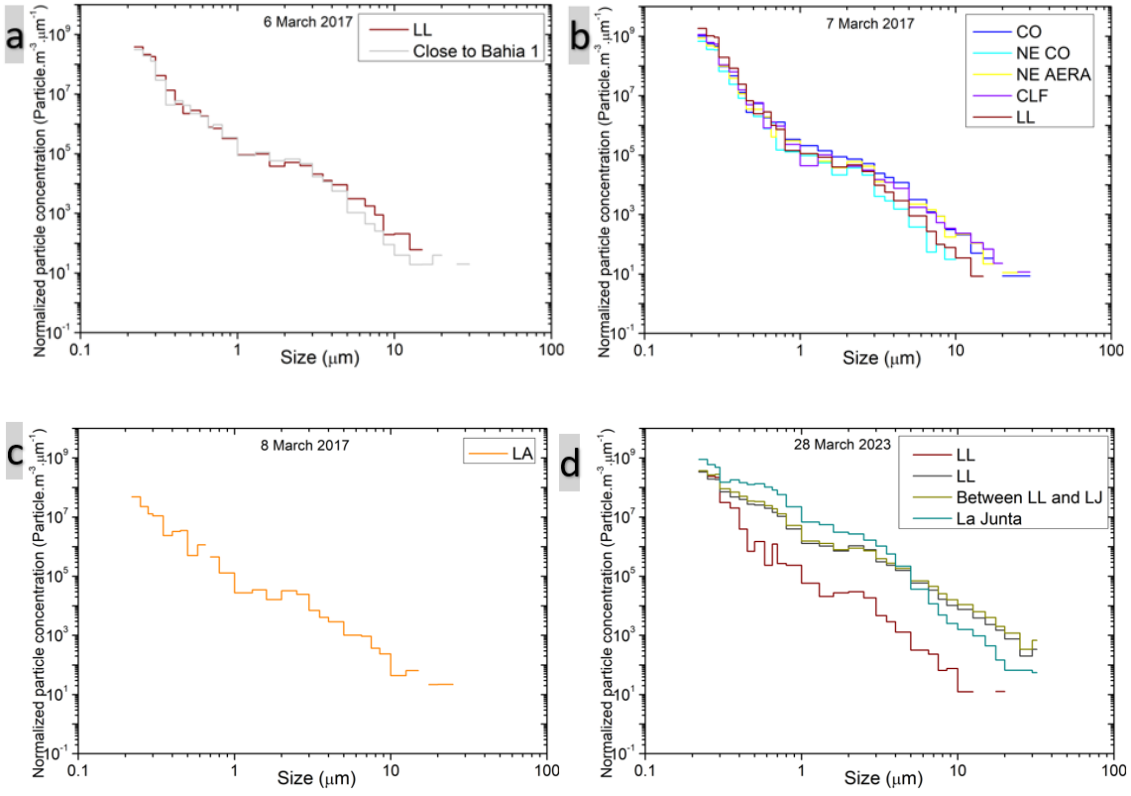


Figura 5.16. Concentración media de masa de partículas para las mediciones realizadas para marzo 2017 y 2023 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando

distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109. Escala lineal: líneas continuas, eje x (inferior), eje y (izquierdo). Escala logarítmica: líneas punteadas, eje x superior, eje y derecho. En cada gráfico, en la esquina superior derecha, se amplía el rango de diámetro más bajo de 0 a 1 µm *(en escala lineal).*

En la Figura 5.17.d **se observa una marcada diferencia entre las concentraciones de partículas medidas** a partir de 0.3 µm en la primera medición efectuada **en horas del mediodía en LL**, la cual resulta ampliamente menor que las identificadas en la zona de LJ y LL en horas más tardes, **cuando la velocidad del viento aumentó considerablemente**.



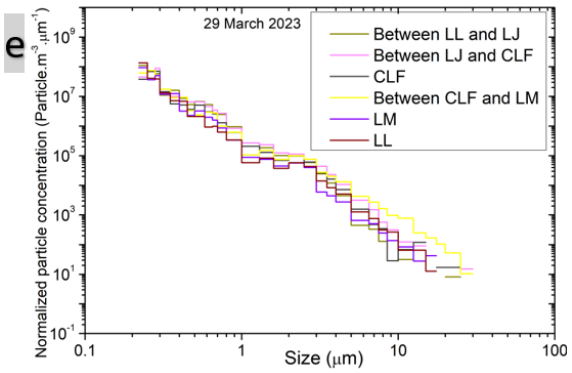


Figura 5.17. Concentración media de partículas para las mediciones realizadas para marzo 2017 y 2023 en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger, considerando distintos intervalos de tamaño y normalizada por el ancho del intervalo (distribución media de tamaño de masa), basada en los datos de Grimm 1.109 basada expresados en escala logarítmica.

En la Figura 5.18.a, se observan **altos valores de concentraciones en masa detectados en LL y LJ** el 28 de Marzo 2023, **superando los 200 µg/m^3 en LL** (+ del 60% correspondiendo a PM>10,Figura 5.18.b) **y los 100 µg/m^3 en LJ**. El resto de las mediciones efectuadas en los distintos sitios durante el 6, 7 y 8 de marzo del 2017 y 29 de marzo 2023, no superaron los 10 µg/m^3.

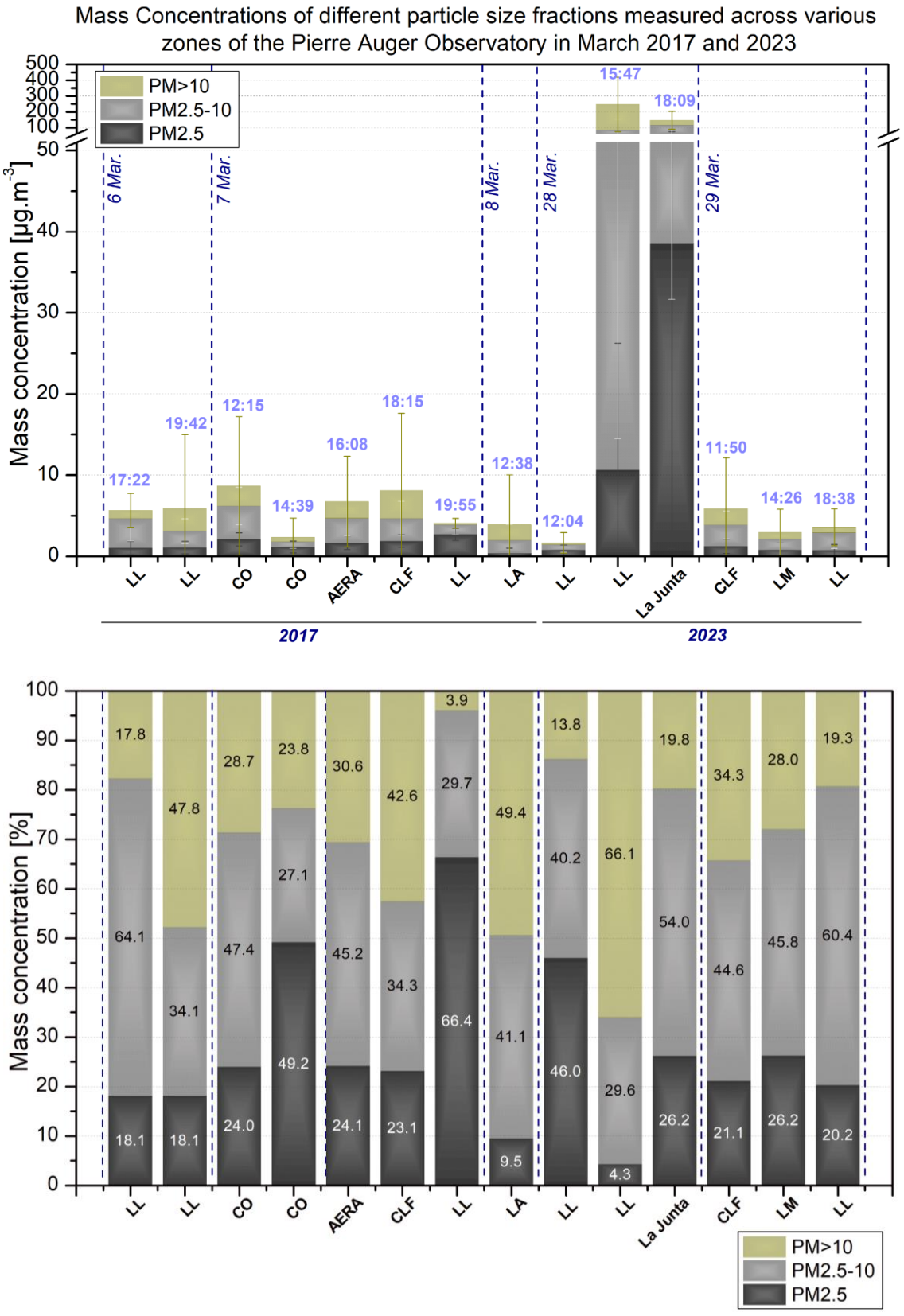


Figura 5.18. (Superior) Concentraciones de masa de las distintas fracciones de material particulado (PM2.5, PM2.5-10 y PM>10) para las distintas zonas de muestreo ubicadas

en el Observatorio Pierre Auger. Los datos en color azul corresponden a la hora local Argentina en la cual se iniciaron las mediciones en cada sitio (las cuales duran entre unos 20 y 30 minutos) (Hora local = GMT-3 hs). (Inferior) Gráfico de Columnas Apiladas que muestra el porcentaje de concentración de masa por rangos de tamaños (PM2.5, PM2.5-10, PM10) en la concentración PMtotal (que representa el 100%) obtenida a partir de cada medición con el instrumento Grimm 1.109 en los sitios y horarios indicados para marzo 2017 y 2023.

5.1.5.2. Relaciones entre las concentraciones halladas y la capa límite planetaria

Tursumbayeva et al. (2022), demuestra a partir de estudios de material particulado que la concentración de aerosoles se ve influenciada por la altura de la capa límite planetaria (PBLH). A partir del modelo ERA5 (Reanálisis Atmosférico de Quinta Generación: reanálisis global del clima, Centro Europeo de Predicción Meteorológica a Medio Plazo) (Hersbach, H., 2023), se analizaron las alturas de la capa límite planetaria, modeladas para los distintos muestreos en los sitios correspondientes y horarios específicos. En la Figura 5.19 a, se puede observar que, en horas de la tarde, la PBL presenta las alturas más elevadas, llegando a superar los 4.5 Km., dicho factor puede verse afectado por las temperaturas máximas diarias registradas entre las 15 y las 17 hs., debido a que el fuerte calentamiento de la superficie del suelo eleva las masas de aire, aumentando la turbulencia en superficie, elevando así la PBLH y disminuyendo la humedad relativa, lo cual puede favorecer la resuspensión de material particulado y la dispersión del mismo frente a condiciones de altas velocidades de viento. Por otro lado, durante la noche la temperatura desciende, disminuyendo la turbulencia, aumenta la humedad relativa y por consiguiente, disminuye la PBLH, dicho factor puede contribuir a la concentración de aerosoles en superficie. Durante las mediciones nocturnas efectuadas el 13 y 14 de diciembre del 2018, entre las 21:00 hs y las 5:00 hs, la altura de la capa límite mantuvo valores bajos, entre 140 m AGL y 1370 m AGL, las concentraciones medias oscilaron entre los 15.95 $\mu g/m^3$ y 25.69 $\mu g/m^3$, representando las más elevadas dentro de los muestreos donde la velocidad media del viento no superó los 25 km/h, para un promedio de 20 min en cada medición. En cuanto a la relación entre la PBLH y las concentraciones de aerosoles observadas, como se muestra en la Figura 5.19 b y c, se puede resaltar que ambas variables presentan una tendencia inversa. Sin embargo, esta relación no se manifiesta de manera fuertemente marcada en los datos disponibles, lo que sugiere que no se trata de una correlación negativa robusta. Aunque teóricamente esta relación ha sido ampliamente estudiada y respaldada por diversos autores como un hecho

comprobado, la ausencia de mediciones continuas y de larga duración limita una confirmación más concluyente. Los gráficos muestran un coeficiente de correlación R^2 de 0.02 para la concentración másica de aerosoles y un R^2 de 0.03 para las partículas PM2.5. Esto indica una relación débil en los datos analizados.

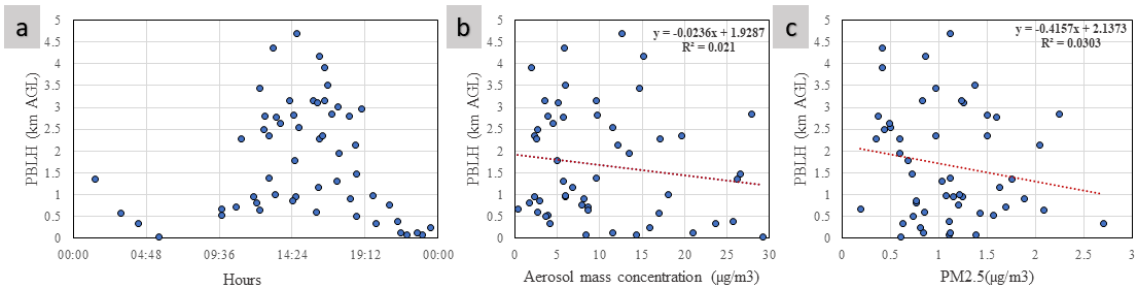


Figura 5.19. Tendencias de la altura de la capa límite planetaria (PBLH) durante los muestreos de aerosoles atmosféricos. a: PBLH vs horas del día. b: PBLH vs. Concentración media total de aerosoles detectados en cada muestreo y c: PBLH vs. PM2.5 media detectados en cada muestreo.

A partir de la Figura 5.20a se observa una leve tendencia decreciente en las concentraciones medias de material particulado obtenidas en campo a medida que aumenta la humedad relativa, y un comportamiento inverso cuando esta disminuye. Este patrón podría explicarse por el proceso de hidratación de los aerosoles bajo condiciones de mayor humedad, lo cual incrementa su tamaño y masa, favoreciendo su sedimentación gravitacional y reduciendo así su permanencia en suspensión en la atmósfera. En cuanto a la velocidad del viento (Figura 5.20 b), se observa que con el crecimiento de la misma, se presenta una leve tendencia en el aumento del material particulado presente en el ambiente, ya que valores superiores a 40 µg/m^3, fueron detectados frente a condiciones de velocidad del viento por encima de los 30 km/h.

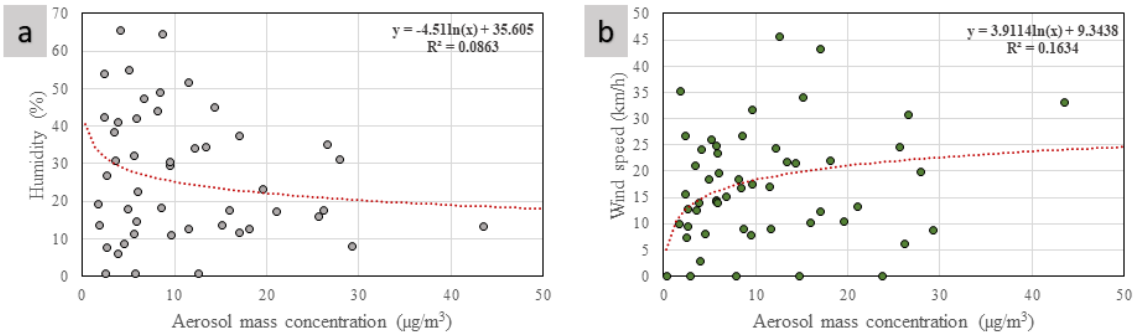


Figura 5.20. Correlación entre variables meteorológicas con la concentración media de aerosoles detectada en campo. (a) Humedad (b) Velocidad del viento.

5.1.5.2.1. Conclusiones preliminares

- Marzo fue el mes que presentó las concentraciones de material particulado más bajas en comparación con noviembre y diciembre, exceptuando las mediciones del día 28 de marzo 2023 en LL y LJ, donde la velocidad del viento alcanzó los 50 km/h, favoreciendo ampliamente la resuspensión de material particulado, llegando a detectar valores medios superiores a los 100 $\mu g/m^3$ en ambos sitios.
- Durante los tres meses, para la totalidad de los sitios, se han observado picos en fracciones de material particulado de 0.2 a 0.6 µm, dicho factor puede deberse a que, como fue descripto por Allekotte et al. (2002) en la sección 5.1.3. el suelo limoso y arcilloso predomina en la mayor parte del área del Observatorio.
- Para las fechas en donde crece la velocidad del viento se destaca un aumento de material particulado en fracciones mayores.
- Las mediciones nocturnas efectuadas en diciembre reflejan las concentraciones más elevadas halladas en comparación con datos registrados en horas del día, dichos patrones son relacionados con la menor altitud de la Capa Límite Planetaria.
- A niveles generales las mediciones efectuadas a partir de las 17 hs., en la mayoría de los casos, reflejan valores más elevados que las efectuadas en horas cercanas al mediodía.
- Se observan fluctuaciones de material particulado fuertemente marcadas por la velocidad de los vientos y por la hora del día.

5.1.5.3. Análisis de causas potenciales del origen del material particulado: Incendios

A la hora de evaluar el origen del material particulado, una de las fuentes más importantes corresponde a los incendios forestales. Dichas partículas, en ciertas ocasiones, pueden alcanzar la estratósfera y ser transportadas largas distancias, las partículas de mayor tamaño pueden alcanzar distancias menores, mientras que las partículas entre 0.16 y 0.22 µm pueden alcanzar sitios más lejanos, como lo muestra el estudio de González et al. (2020), donde hallaron un predominio de esta fracción de material particulado proveniente de incendios de Australia, en la Antártida. Las partículas predominantes de los incendios forestales (combustión de biomasa) corresponden principalmente a la fracción de Carbono Negro (como se mencionó en la sección 2.1.2). En la presente sección, se analiza el estudio de incendios en la zona del

Observatorio y alrededores durante los períodos de muestreos efectuados, complementado con los datos del viento obtenidos a partir del modelo HYSPLIT.

5.1.5.3.1. Noviembre 2016

En el período 13-15 de noviembre del 2016, ***no se registraron incendios*** en la zona del Observatorio Pierre Auger, ni cercanos a la misma. El 15 de noviembre, el viento comenzó con dirección Oeste para la primera medición tomada en CO y en horas de la tarde, a partir de las mediciones que se efectuaron en LA fue cambiando a dirección Este, manteniendo ambas direcciones. A partir de dicho ***cambio de dirección del viento*** se empezaron a observar, en general, valores más altos de PM total en los distintos sitios muestreados luego del sitio debajo del cerro CO (indicado en Tabla 5.4 y correspondiente al segundo dato de CO de Figura 5.12.a), lo cual podría estar relacionado con la potencial presencia de aerosoles de origen continental dado que vientos provenientes del este atraviesan mayores distancias a través del continente, en comparación con los provenientes del oeste que suelen provenir del Océano Pacífico (Micheletti et al., 2017). Otro factor a considerar es la presencia de nieve al Oeste del observatorio, en el límite entre Argentina y Chile, lo cual pudo haber influenciado a las bajas concentraciones de material particulado detectadas cuando las trayectorias venían de dicho sector, principalmente observado en CO, dado que bajo la capa de nieve se mantiene capturado el polvo terrestre (Micheletti et al., 2012). Otro aspecto a considerar es que, a partir de las mediciones realizadas en LA y según lo mostrado en la Figura 5.21, comienzan a identificarse trayectorias que se originan por encima de los 4000 m AGL. Dado que se trata de alturas considerablemente elevadas, estas trayectorias no pueden asociarse con procesos de resuspensión de PM.

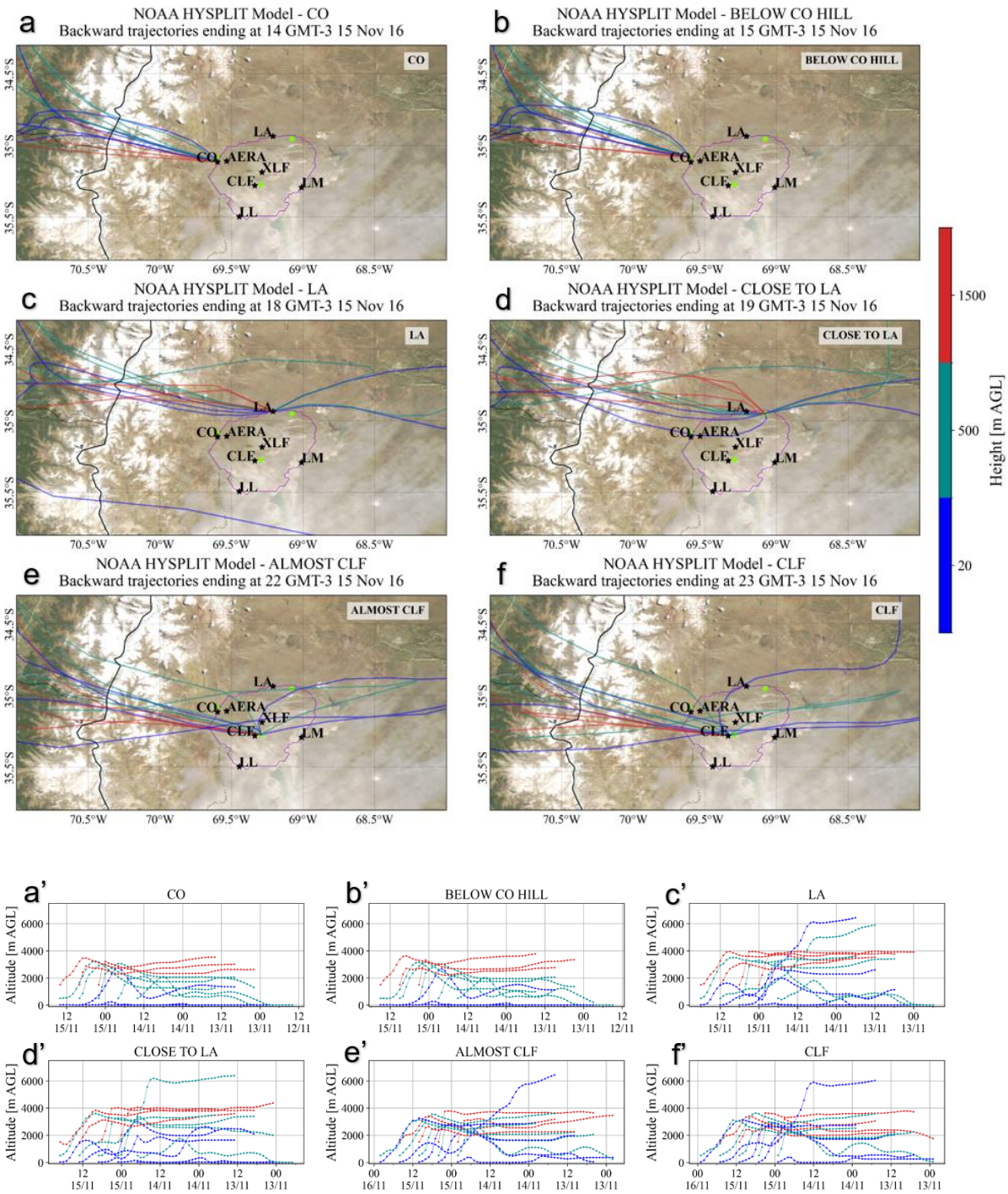
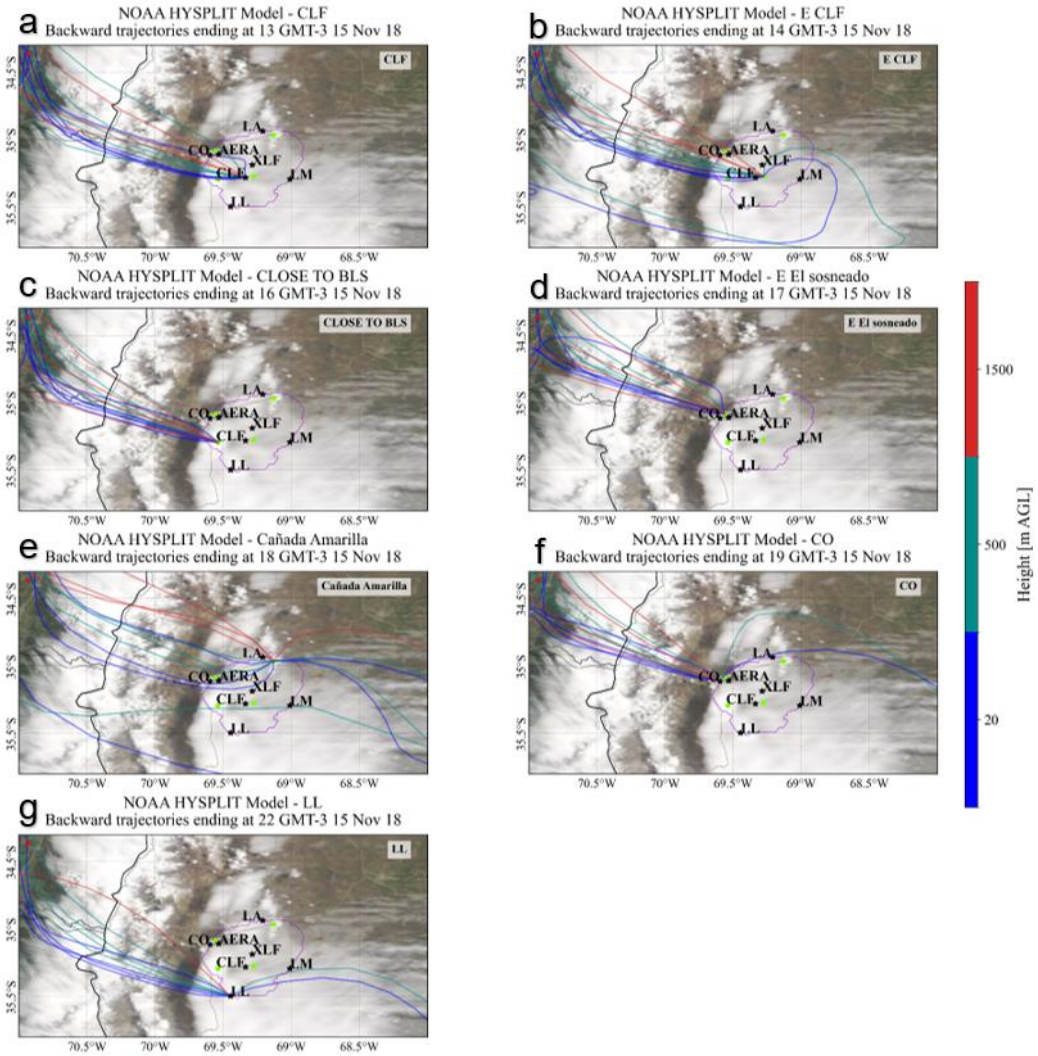


Figura 5.21. (a-f) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 15/11/2016. (a'–f') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para

cada sitio de muestreo: (a') CO, (b') Debajo del cerro CO, (c') LA, (d') Cerca de LA, (e') Cerca de CLF y (f') CLF.

5.1.5.3.2. Noviembre 2018

El 15 de noviembre de 2018 presenta un predominio en la fracción de material particulado de mayor tamaño (superior a PM10), coincidiendo con pasos de las masas de aire por sectores más bajos de la atmósfera, en algunos casos cercanos a la superficie terrestre, lo cual puede presentar indicios de resuspensión de material particulado. También se observan algunos incendios en Chile en dirección NO al Observatorio, coincidiendo con la dirección de las trayectorias de masa de aire, otro factor que pudo haber contribuido a dicho aumento.



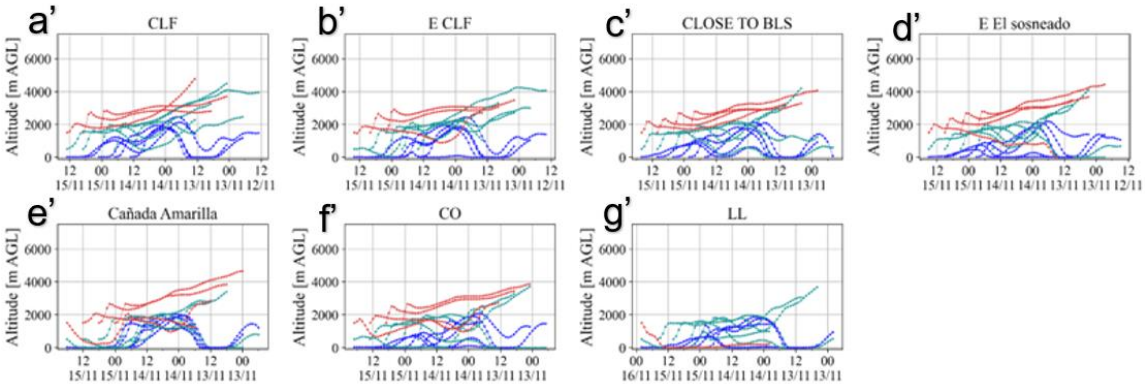


Figura 5.22. (a-g) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 15/11/2018. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP). (a'–f') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') CLF, (b') Este de CLF, (c') Cercano a BLS, (d') Este de El Sosneado, (e') Cañada Amarilla, (f') CO, (g') LL.

5.1.5.3.3. Diciembre 2018

Durante las fechas consideradas, no se observan incendios en la zona del Observatorio. Continua la presencia de las masas de aire del Noroeste, en algunos casos pasando por puntos de calor ubicados en Chile, para el caso de (CLF, BLS, debajo del cerro CO y LL). Se observa la presencia de nieve al oeste, en el límite entre Argentina y Chile.

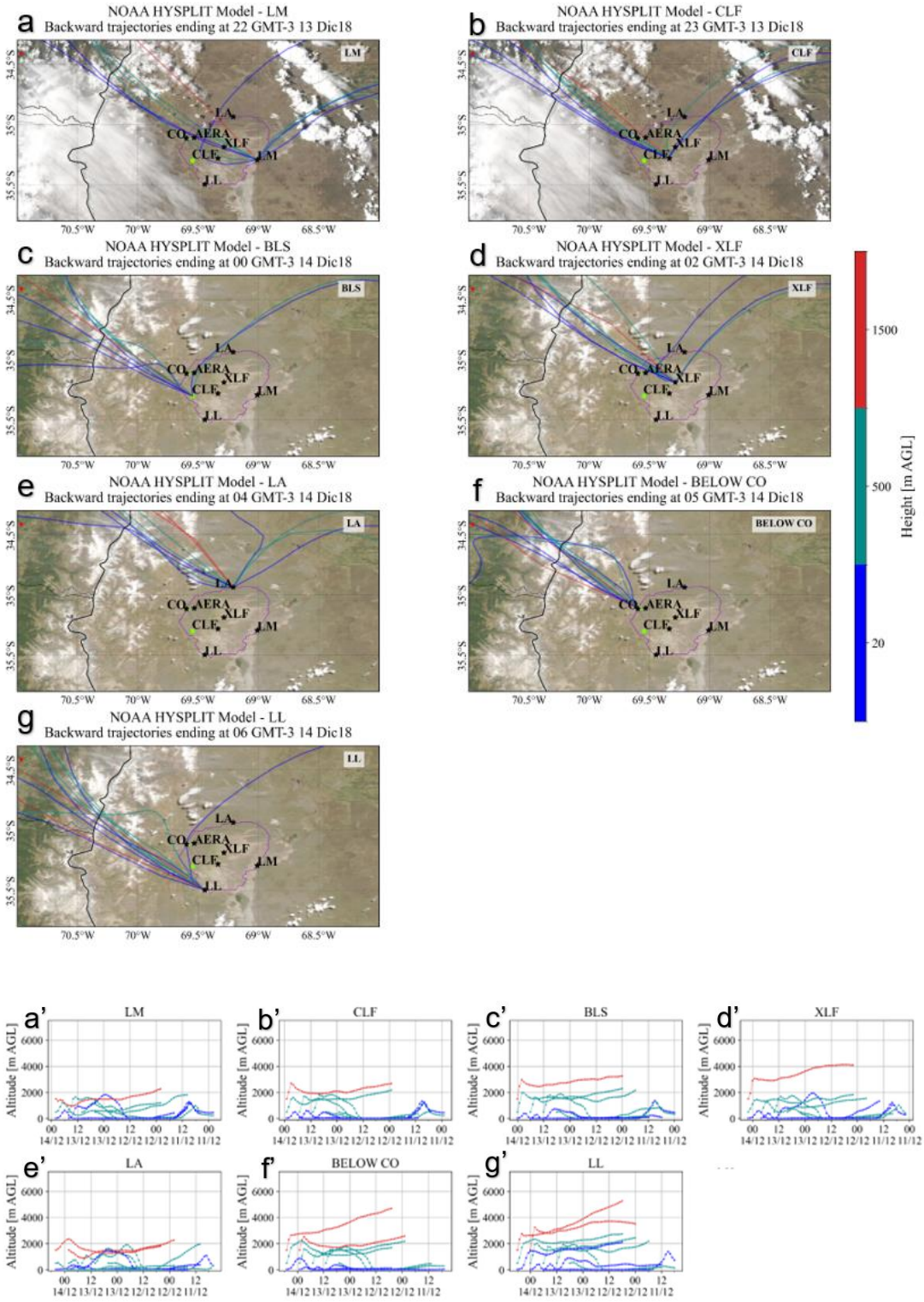


Figura 5.23. (a-g) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected

reflectance del día 13 y 14 de diciembre del 2018. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'–g') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') LM, (b') CLF, (c') BLS, (d') XLF, (e') LA, (f') Debajo de CO, (g') LL.

5.1.5.3.4. Diciembre 2022

De acuerdo a los mapas observados en la Figura 5.24, se destaca el predominio de las masas de aire del Oeste y Oeste Noroeste para la totalidad de los sitios medidos el 12 de diciembre del 2022. Algo a destacar es que no se observa la presencia de gran cantidad de nieve en la cordillera de los Andes en comparación con diciembre del 2018, dicho factor puede deberse a que las temperaturas medias de diciembre 2022 fueron superiores a las del 2018 (Tabla 5.3), sumado a que si bien en ambos años predominó el fenómeno de la Niña (sequías), la anomalía negativa de precipitaciones del 2022 fue superior a la del 2018 (Figura 5.8). En cuanto a los gráficos de la Figura 5.24 se observa que las retrotrayectorias de masas de aire comienzan en alturas superiores a los 4000 m AGL, un factor que puede acarrear masas de aire que no contengan aerosoles de resuspensión de la zona. A pesar de dichos factores a niveles generales las concentraciones de material particulado detectadas en diciembre 2022, no superaron a las de diciembre 2018. Aunque un aspecto a destacar radica en que las mediciones de diciembre 2018 fueron nocturnas, por lo cual pudieron verse afectadas por la menor altura de la capa límite planetaria, como se mencionó anteriormente. Por otro lado, no se observaron incendios en la zona estudiada para diciembre 2022.

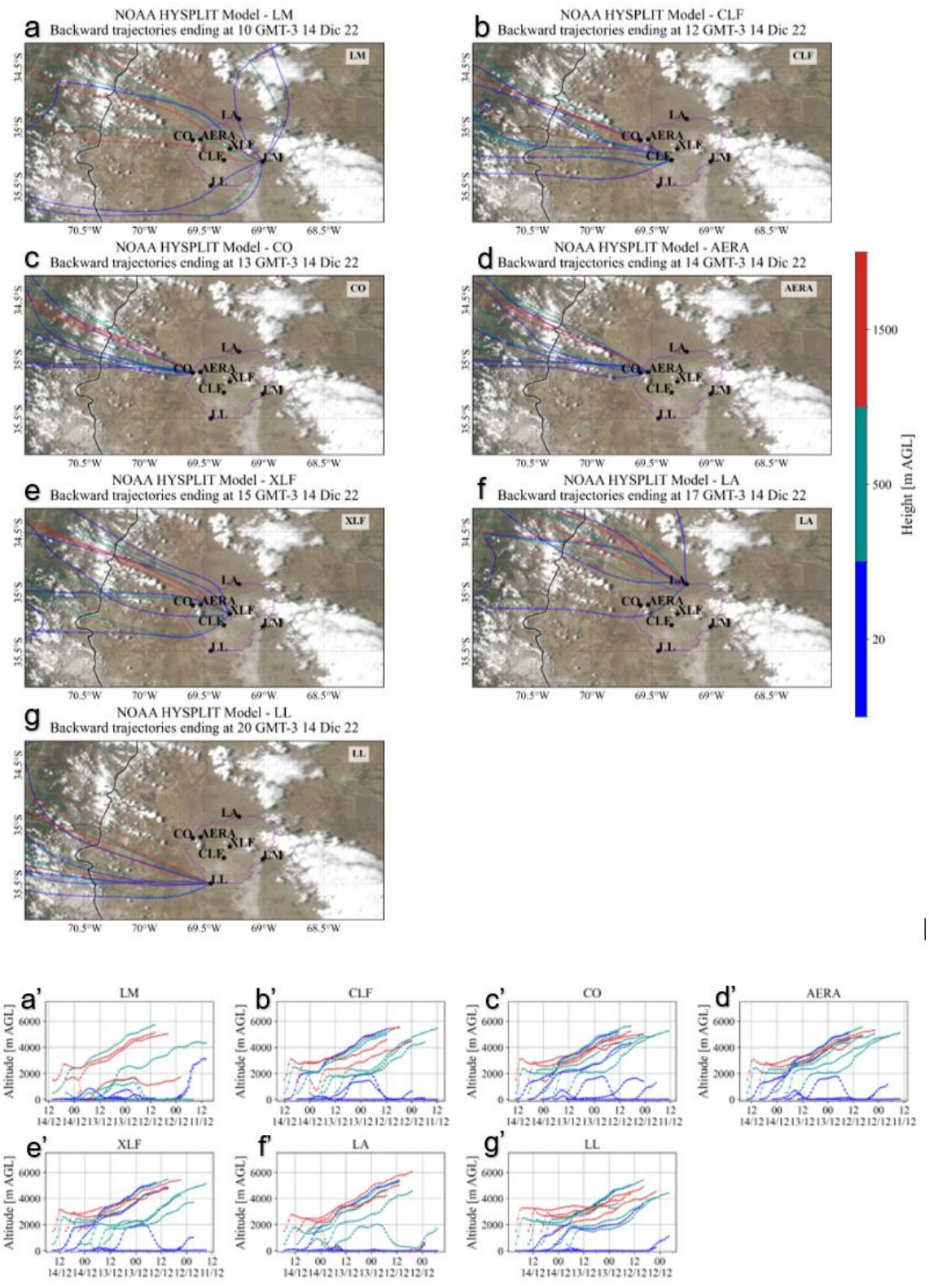


Figura 5.24. (a-g) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO,

CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 14 de diciembre del 2022. (a'–g') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') LM, (b') CLF, (c') CO, (d') AERA, (e') XLF, (f') LA, (g') LL.

5.1.5.3.5. Marzo 2017

Para la totalidad de los sitios, se destaca el origen de las masas de aire del NO, N y NE. No se detectaron incendios en la zona del Observatorio, ni en sitios cercanos al mismo, solo dos focos de calor al NO en Chile. Otro factor a destacar es la escasez de nieve en la Cordillera de los Andes. Según los gráficos de la Figura 5.25 algunas retrotrayectorias recorrieron distancias muy cerca de la superficie terrestre y otras a alturas superiores, lo cual pudo haber aportado aerosoles de resuspensión. No se observa que la mayoría de las masas de aire hayan atravesado los puntos de calor detectados en Chile.

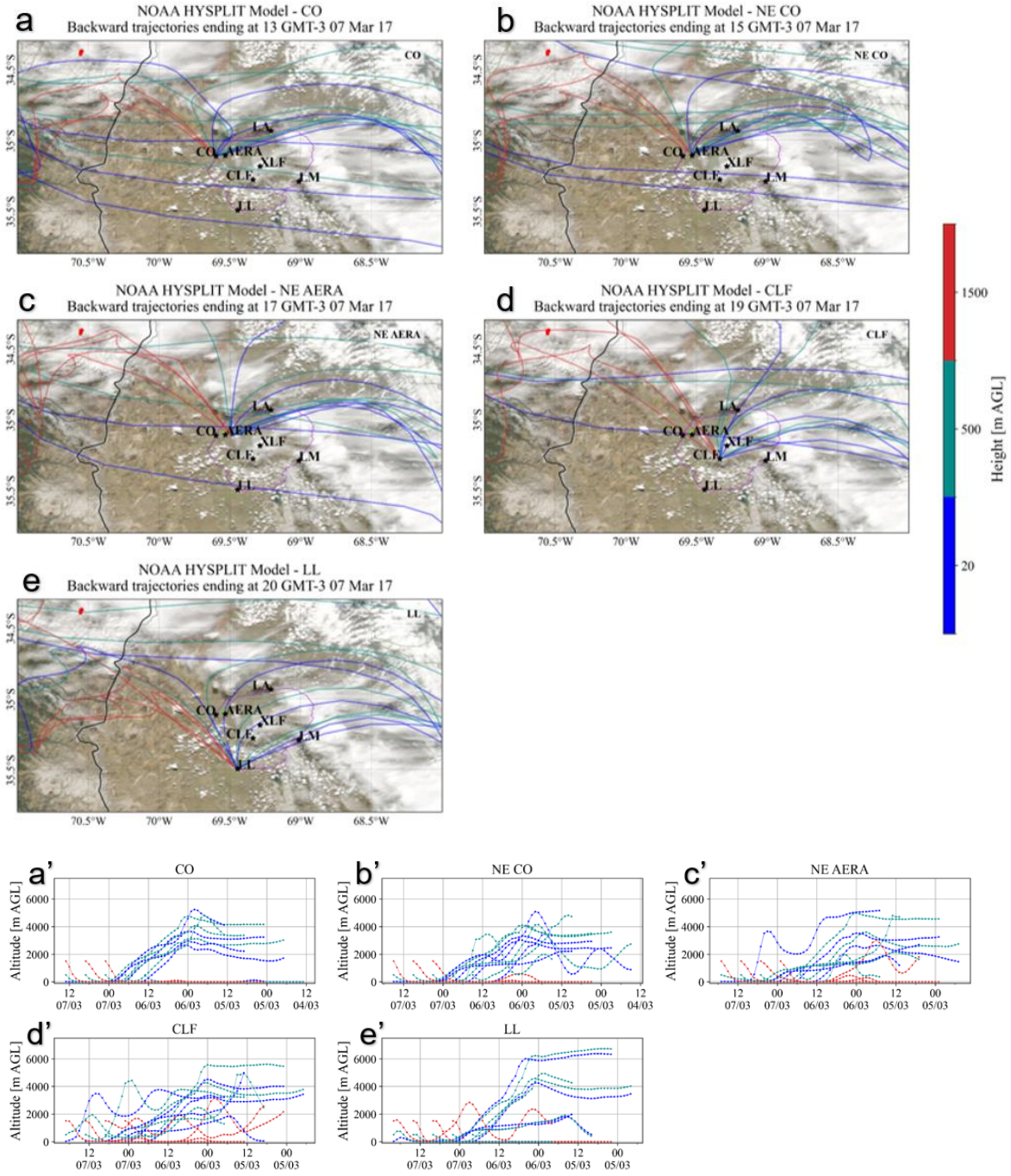


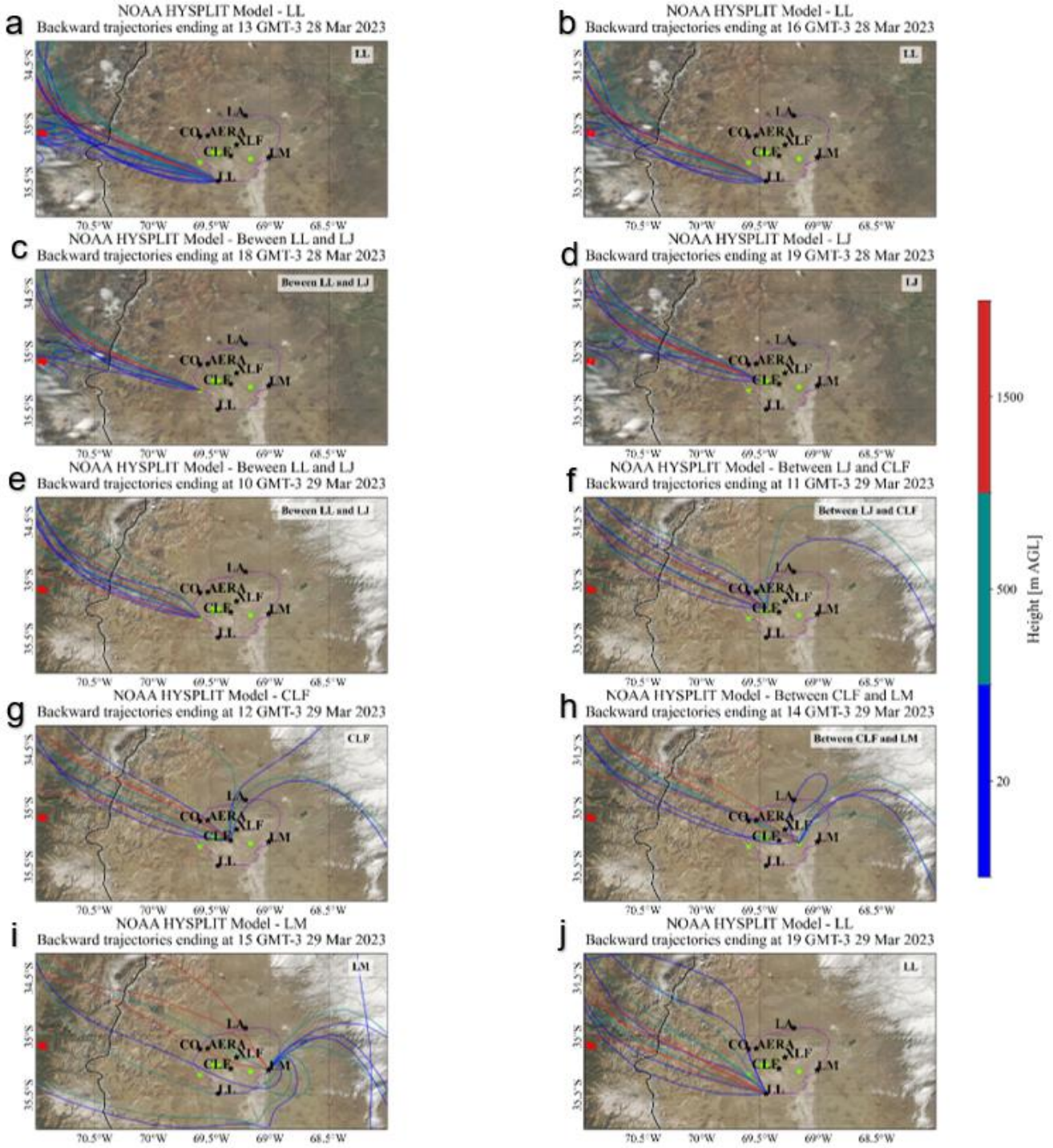
Figura 5.25. (a-e) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance del día 7 de marzo del 2017. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'–e') Perfiles

altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') CO, (b') Noreste de CO, (c') Noreste de AERA, (d') CLF, (e') LL.

5.1.5.3.6. Marzo 2023

Para la totalidad de los sitios, se destaca el origen de las masas de aire del NO principalmente el día 28 de marzo de 2023. A partir de las 11 hs del 29 de marzo del 2023 se comienza a observar un leve cambio en las direcciones del viento para las mediciones efectuadas entre La Junta y CLF, donde comienza a aparecer la dirección N-NE. Se observan algunos puntos de calor al Oeste (dentro de Chile) del Observatorio que pudieron llegar a influir en LL el 28 de marzo de dicho año. Sumado a las altas velocidades de viento que se presentaron en horas de la tarde (~15-18 hs) y las altas concentraciones de material particulado detectadas, si bien en su mayoría pudo haber sido debido a la resuspensión de material particulado, también otra potencial fuente puede haber tenido origen en dichos incendios detectados, los cuales se observan en los mapas presentados en la Figura 5.26. Dicho episodio sucedió principalmente en LL y LJ.

Si bien el Observatorio Pierre Auger está situado cerca de la Cuenca Neuquina, que es la más importante del país para la explotación de hidrocarburos, tema tratado en el Capítulo 6 de esta Tesis (ver por ejemplo, Figura 6.20), trabajos realizados sobre el origen de las masas de aire que arriban al observatorio han mostrado que la dirección SO-S-SE (donde se ubica dicha cuenca) resulta despreciable a lo largo de todo el año en su contribución, en comparación con otras direcciones desde las que arriban las masas de aire con alta frecuencia (Micheletti et al., 2017; The Pierre Auger Collaboration & Curci, 2014). Es por ello que, si bien las actividades de extracción de hidrocarburos en Vaca Muerta en la Cuenca Neuquina emiten material particulado a la atmósfera, principalmente durante la perforación, el transporte de residuos y las operaciones de las refinerías, su efecto puede considerarse pequeño en valores medios (anuales y mensuales) en comparación con el de las quemas locales tratado en esta Tesis. Por otra parte, para los días específicos de mediciones llevadas a cabo en el observatorio, las trayectorias de masas de aire obtenidas mediante el empleo de HYSPLIT no muestran predominancias de la dirección SO-S-SE, por lo cual para esos días un potencial aporte de aerosoles desde la Cuenca Neuquina no fue considerado en el análisis.


a
NOAA HYSPLIT Model - LL
Backward trajectories ending at 13 GMT-3 28 Mar 2023
LL
b
NOAA HYSPLIT Model - LL
Backward trajectories ending at 16 GMT-3 28 Mar 2023
LL
c
NOAA HYSPLIT Model - Beween LL and LJ
Backward trajectories ending at 18 GMT-3 28 Mar 2023
Beween LL and LJ
d
NOAA HYSPLIT Model - LJ
Backward trajectories ending at 19 GMT-3 28 Mar 2023
LJ
e
NOAA HYSPLIT Model - Beween LL and LJ
Backward trajectories ending at 10 GMT-3 29 Mar 2023
Beween LL and LJ
f
NOAA HYSPLIT Model - Between LJ and CLF
Backward trajectories ending at 11 GMT-3 29 Mar 2023
Between LJ and CLF
g
NOAA HYSPLIT Model - CLF
Backward trajectories ending at 12 GMT-3 29 Mar 2023
CLF
h
NOAA HYSPLIT Model - Between CLF and LM
Backward trajectories ending at 14 GMT-3 29 Mar 2023
Between CLF and LM
i
NOAA HYSPLIT Model - LM
Backward trajectories ending at 15 GMT-3 29 Mar 2023
LM
j
NOAA HYSPLIT Model - LL
Backward trajectories ending at 19 GMT-3 29 Mar 2023
LL
LA
CQ
AERA
XLF
CLE
LM
JL
34.5°S
35°S
35.5°S
70.5°W
70°W
69.5°W
69°W
68.5°W
1500
500
20
Height [m AGL]

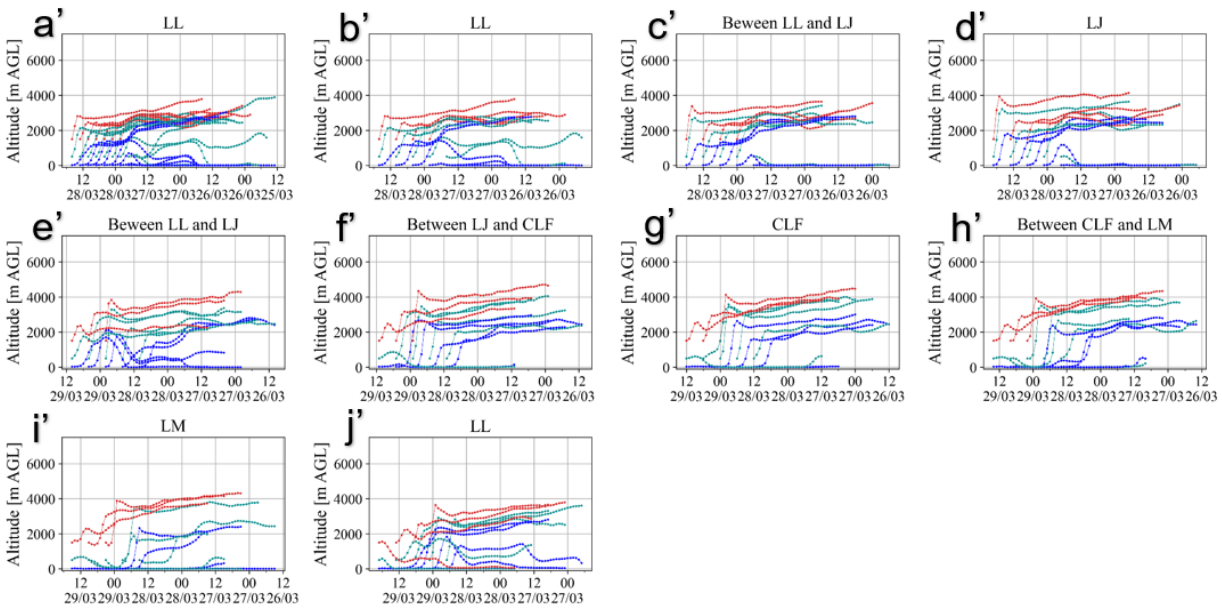


Figura 5.26. (a - j) Retrotrayectorias de masas de aire calculadas cada 6 horas con arribo en los distintos puntos de toma de muestra en 20, 500 y 1500 m AGL. El horario tomado fue el de la toma de muestra en dicho punto, en hora local de Malargüe (GMT-3), y se contó hacia atrás con un total run time de 48 hs. Los puntos verdes hacen referencia a los puntos de muestreos tomados en cercanías de las estaciones (LA, CO, CLF, XLF, AERA, LM, LL). La imagen satelital corresponde al sensor MODIS/Terra corrected reflectance de los días 28 y 29 de marzo del 2017. Los puntos rojos corresponden a incendios, obtenidos a partir del producto VNP14IMG (VIIRS/SNPP), los cuales en este caso no se observan porque no hubo incendios en el período. (a'– j') Perfiles altitudinales de las retrotrayectorias para cada sitio de muestreo: (a') LL, (b') LL, (c') Entre LL y LJ, (d') LJ, (e') Entre LL y LJ, (f') Entre LJ y CLF, (g') CLF, (h') Entre CLF y LM, (i') LM y (j') LL.

5.1.5.3.7. Conclusiones preliminares

Durante los períodos de toma de muestras, no se detectaron incendios considerables dentro del Observatorio Pierre Auger ni en cercanías del mismo. Principalmente se presentaron algunos focos de calor en Chile, al Oeste del observatorio. En relación con los valores de material particulado elevados detectados el 28 de marzo del 2022 en LL y LJ, si bien coinciden con altas velocidades del viento, también se observó que las

trayectorias de masas de aire previo al arribo efectuaron su paso por focos de calor detectados en Chile.

En diciembre del 2022 se presentaron condiciones propicias para que puedan presentar valores de material particulado superiores a las de diciembre del 2018, debido a la menor cobertura de nieve en la cordillera de los Andes potencialmente causada por menores precipitaciones a causa del fenómeno de la Niña, por otro lado, se detectaron algunos focos de calor en Chile. Pero, como las mediciones del 2022 fueron diurnas y las del 2018 nocturnas, un aspecto que pudo haber influenciado a que se encuentren valores superiores en diciembre 2018 radica en una menor altura de la capa límite planetaria en horas de la noche, lo cual concentra los aerosoles cerca de la superficie terrestre.

5.1.5.3.8. Análisis de variación espacio-temporal del AOD en el Observatorio Pierre Auger, en relación con incendios y la vegetación.

A modo de complementar el estudio sobre la variabilidad espacio-temporal de los aerosoles en el Observatorio Pierre Auger, se complementan las mediciones en campo de concentración de material particulado con datos satelitales de espesor óptico de aerosoles, para distintas zonas del observatorio y estaciones del año. Si bien las mediciones se realizaron durante los meses de marzo, noviembre y diciembre en el período comprendido entre 2016 y 2023, resulta de interés obtener datos de valores medios de AOD no sólo para dichos meses específicos sino para todos los meses del año, para lo cual se consideró el período ampliado 2016-2024. Años previos al presente estudio, integrantes del Grupo Atmósfera del IFIR, realizaron un análisis de los aerosoles presentes en el observatorio durante los años 2010-2013, el cual fue extendido luego para el período 2005-2015. Durante dicho estudio llegaron a las siguientes conclusiones (Micheletti et al., 2017):

- La distribución espacial de los aerosoles (obtenida mediante el empleo del algoritmo MAIAC, de 1 km de resolución espacial) no resulta homogénea espacial ni temporalmente.
- Durante la primavera y el verano, se alcanzan los valores promedio y de desviación estándar más altos dentro de un rango bajo de AOD. Los meses fríos (mayo, junio, julio) podrían aproximarse a una situación de distribución homogénea de aerosoles en toda el área del observatorio, con valores de AOD muy bajos.

- Existe una correlación a lo largo del año entre la composición del suelo y el AOD. Las áreas denominadas limosas presentan los valores de AOD más altos, mientras que las áreas principalmente de grava y arena muestran los valores más bajos. Estas zonas se observan en la Figura 5.3 (abajo), la cual se complementa con la Figura 5.3 (arriba). Denotando así valores más elevados para la zona de LL, LM y XLF.
- Se encontró una correlación entre el tipo de suelo, la vegetación y el AOD. Los valores más altos de AOD se encuentran generalmente en zonas con mayor vegetación. La zona con mayor vegetación se puede observar con mayor facilidad en la Figura 5.3.
- Septiembre presenta valores medios especialmente altos de AOD sobre el arco de vegetación que rodea Coihueco, lo que sugiere que el aumento de los niveles de aerosoles durante este mes se debe principalmente a la quema local de vegetación. Además, vale mencionar la posible presencia de aerosoles provenientes de la quema de biomasa en ubicaciones más distantes, que podrían ocurrir al inicio de la primavera y llegar al observatorio transportados por el viento, como se propuso en trabajos previos (Aab et al., 2024) y como se mostró para otros lugares de la región central de Argentina (Della Ceca et al., 2018).
- La estación FD de Coihueco es la que presenta los valores más bajos de AOD.

A partir de la Figura 5.28 (panel superior), la cual muestra los valores medios mensuales de AOD detectados en el Observatorio Pierre Auger y zonas cercanas al mismo, se puede destacar que en el período comprendido entre el año 2016 y 2024, se observa una disminución del AOD progresiva desde principios de año (verano) hasta mediados de año (junio-julio, invierno), comenzando luego nuevamente a aumentar el AOD a partir de agosto, con un incremento notable en septiembre y en los meses de primavera hasta fin de año, tal como se había encontrado en trabajos previos para otros períodos de datos de AOD (MAIAC/MODIS) analizados (Micheletti et al., 2017). El período de otoño-invierno comprendido por los meses de abril, mayo, junio, julio y agosto (5 meses) es el que presenta los menores valores de AOD. El período comprendido entre septiembre y enero, representando estaciones de primavera y verano, donde las temperaturas son más elevadas, presenta valores más elevados de AOD. Según reportes (comunicación privada) del personal del Observatorio Auger, las quemas en los campos de la zona tienen lugar generalmente poco antes de la primavera (agosto y septiembre, principalmente, y a veces algunas pueden ya ocurrir en julio). En primavera, también,

pueden arribar aerosoles de quemas de biomasa desde el norte de Argentina o desde países limítrofes, principalmente Bolivia, Brasil y Paraguay (Curci, 2014). Trabajos previos mostraron que en septiembre ocurre un notorio viraje hacia el NE en la dirección de las masas de aire que arriban al Observatorio Auger, que durante el invierno provenían predominantemente desde el Oeste (océano). Esto sugiere una mayor presencia de polvo continental contenido en las masas de aire a partir de septiembre y concuerda con la hipótesis sobre el arribo de aerosoles de quema desde el norte, así como con el posible transporte de aerosoles urbanos situados en ciudades que se encuentran al norte - noreste del observatorio (como San Rafael y Mendoza Capital) (The Pierre Auger Collaboration, 2014; Micheletti, 2017). Otro factor a considerar es que CO, AERA y LA (ubicados en la zona de suelos arenosos y en parte rocosos para el caso de LA), presentan valores más bajos de AOD que los sitios LL, CLF, XLF y LM.

Otro factor a considerar es que los valores de CO, AERA y LA son más bajos que en los sitios LL y XLF (suelos limoso-arcillosos tipo barrizal) y en CLF y LM (suelos limoso-arcillosos, secos y livianos) (The Pierre Auger Collaboration, 2014).

En la Figura 5.27 (panel inferior) muestra la variabilidad mensual del AOD a 550 nm en el área del Observatorio Pierre Auger durante el período 2016–2024, expresada como el desvío estándar. En general, los valores son bajos (0.00–0.14), ya que a su vez los valores medios de AOD también lo son. Se observa una menor variabilidad en otoño e invierno (abril–agosto), mientras que en verano y primavera (diciembre–marzo y septiembre–noviembre) los valores tienden a aumentar. La zona cercana a CLF y XLF, donde suelen ocurrir los incendios en invierno se mantiene con valores de desvío estándar más elevados en los distintos meses del año. A su vez el mes que presenta mayor desvío estándar resulta enero. Espacialmente, los mayores contrastes se concentran en el sector central del observatorio, cercano a CLF y XLF en tanto que la zona norte (LA) y oeste (CO) presenta mayor homogeneidad, acompañada de valores medios más bajos de AOD en el período estudiado.

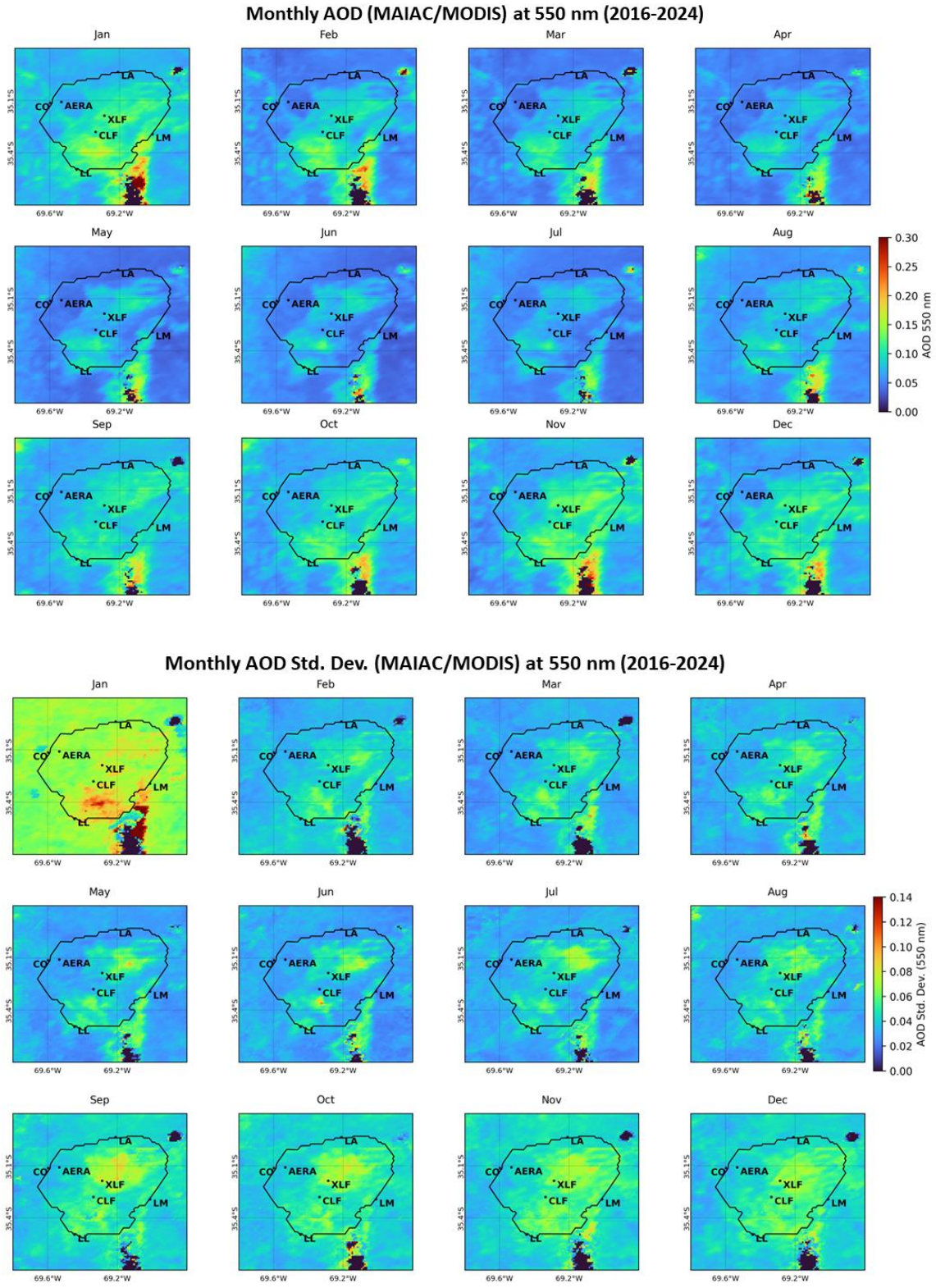


Figura 5.27. Promedios mensuales del AOD a 550 nm (panel superior) y su desviación estándar (panel inferior) en el Observatorio Pierre Auger durante el período 2016–2024, obtenidos a partir del producto MAIAC/MODIS de los satélites Aqua y Terra.

A modo de realizar un análisis más detallado, resulta importante evaluar estas variaciones medias mensuales año a año, con el objetivo de evitar sesgos en el estudio. La Figura 5.28 confirma la variabilidad estacional de los aerosoles para la mayoría de los años, presentándose los valores de AOD más bajos en los meses de abril-agosto –con mínimos alcanzados en muchos casos en abril-mayo- y los más elevados a partir de septiembre hasta diciembre-enero –con máximos que ocurren generalmente en septiembre-octubre. Los meses de febrero y marzo muestran una situación intermedia. Dicho acontecimiento coincide con lo hallado en trabajos efectuados previamente por otros miembros del grupo de Física de la Atmósfera, Radiación Solar y Astropartículas del IFIR, empleando datos de AOD de MAIAC para el período 2010-2013 inicialmente y para el período 2005-2015 posteriormente. A su vez se observa como CO, AERA y LA presentan una tendencia muy similar, encabezando los sitios con menor AOD detectado a lo largo del tiempo entre el período 2016-2024. Por otra parte, LL es el sitio que encabeza los valores de AOD detectados a lo largo de estos nueve años de análisis, siguiendo XLF. CLF y LM presentan valores medios en comparación con el resto de los sitios. A niveles generales las concentraciones en la totalidad de los sitios se encuentran debajo de un AOD de 0.15, por lo cual el ambiente resulta con bajo contenido de material particulado, representando un sitio limpio, excepto de contaminación. Solo en algunos casos puntuales el AOD superó levemente dicho valor en XLF y LL.

El trabajo realizado en el marco de esta Tesis actualiza los trabajos anteriores, considerando un intervalo de años más próximo a la actualidad, a saber, 2016-2024, para el análisis de los datos de AOD de MAIAC en distintas zonas del observatorio, a la vez que verifica un patrón de distribución horizontal de los niveles de aerosoles para los distintos meses del año, repetido a lo largo de los años en los distintos períodos analizados.

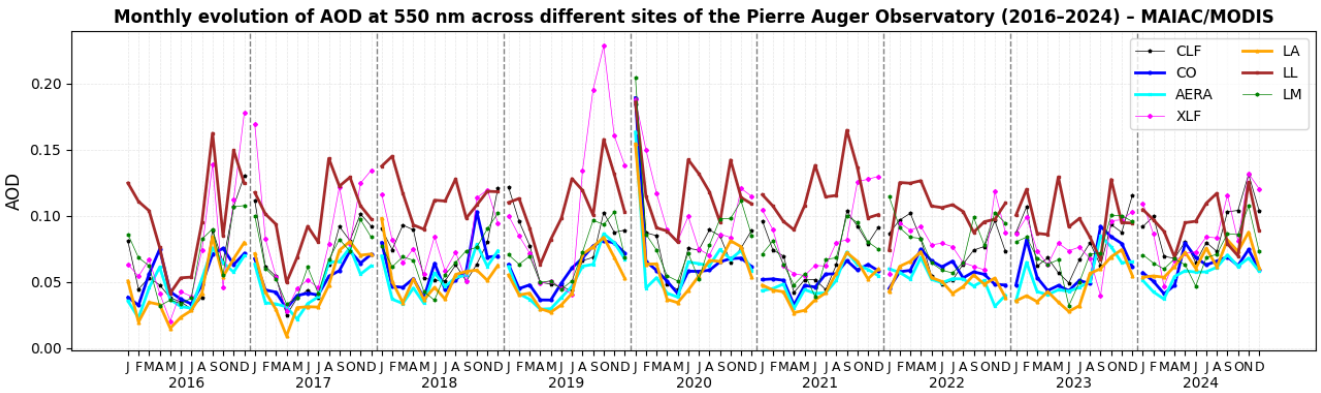


Figura 5.28. Evolución mensual del AOD a 550 nm en distintos sitios del Observatorio Pierre Auger durante el período 2016-2024, a partir de datos del producto

MAIAC/MODIS (Aqua-Terra). Sitios analizados: CLF, CO, LA, AERA, XLF, LM y LL.

Un aspecto a considerar es que en la Figura 5.28, se puede observar una anomalía llamativa para los meses septiembre y octubre del 2019, donde XLF, supera a LL, dicho factor se debe a los incendios presentes en la zona cercana a XLF durante ese período. Observando dicha figura, se puede destacar que la mayoría de los sitios presentan valores de AOD por debajo de 0.10. Mientras que LL en la mayoría de los casos supera los 0.10, alcanzando valores de 0.17., sobre todo en septiembre 2016 y septiembre 2021, los cuales coinciden con un gran número de incendios detectados en el Observatorio Pierre Auger, presentando cerca de 132 focos de calor para el primer año y 239 para el segundo, como se observa en la Figura 5.29. También se obtuvieron valores altos de AOD en LL y XLF (y también en los demás sitios se aprecian subidas que alcanzan picos comparativamente menores) para las primaveras de 2017 y 2019 y el verano (enero-febrero) de 2020, en coincidencia con la acumulación de focos de incendios en esos períodos y/o en los previos. Los incendios se evaluaron en el área del Observatorio Pierre Auger y hasta ~23 km en sus alrededores.

A partir de la Figura 5.29, se puede observar que el mayor número de incendios de cada año se da en los meses de agosto, julio y septiembre. Destacándose que en los últimos años (2022-2024) los incendios disminuyeron considerablemente en el Observatorio Pierre Auger y cercanías al mismo (~23 km a la redonda). Por otro lado, relacionando la Figura 5.29 con la Figura 5.28, se puede destacar que el AOD presenta picos en la totalidad de los sitios para agosto y septiembre en 2016, coincidiendo con los meses donde se identificaron un mayor número de focos de calor detectados por VIIRS/SNPP. Un aspecto similar se observa para el 2017, alcanzando el valor más alto en LL para el mes de agosto, un mes donde se detectaron más de 250 focos de calor. Para los últimos años, 2022, 2023 y 2024, se destaca que las variaciones de AOD en los distintos sitios del observatorio no fueron tan elevadas, en comparación con los años previos, a su vez el valor de AOD en LL se observa más atenuado para estos años, cual puede llegar a relacionarse con la menor frecuencia de incendios locales detectada en estos períodos.

Si se relacionan las concentraciones de aerosoles halladas en campo, utilizando el equipo GRIMM 1.109, en las distintas campañas de monitoreo con los valores de AOD e incendios presentados, se puede observar que el mes de marzo (2017 y 2023) presentó las concentraciones más bajas (no logrando superar en ningún sitio los 10 $\mu g/m^{3,}$, descartando la fecha del 28 de marzo 2023 en la cual la concentración hallada en campo fue estrictamente influenciada por elevadas velocidades del viento, como se

mencionó anteriormente) en comparación con noviembre y diciembre, dicho hecho coincide con los valores de AOD bajos (<0.05) detectados mediante el recurso satelital (MAIAC/MODIS) en los distintos sitios del Observatorio y los escasos focos de calor (9), para marzo 2017. En el caso de marzo 2023, se observa una disminución general de AOD en la totalidad de los sitios (siendo <0.05 para LA y AERA y <0.10 para el resto de los sitios), si bien se detectaron 51 focos de incendios durante el mes, los mismos fueron detectados del 14 al 19 de marzo 2023 y las mediciones se efectuaron los días 28 y 29 de dicho mes. Por otro lado, noviembre (2016 y 2018) y diciembre (2016, 2018 y 2022) no resultan en general meses con demasiados incendios.

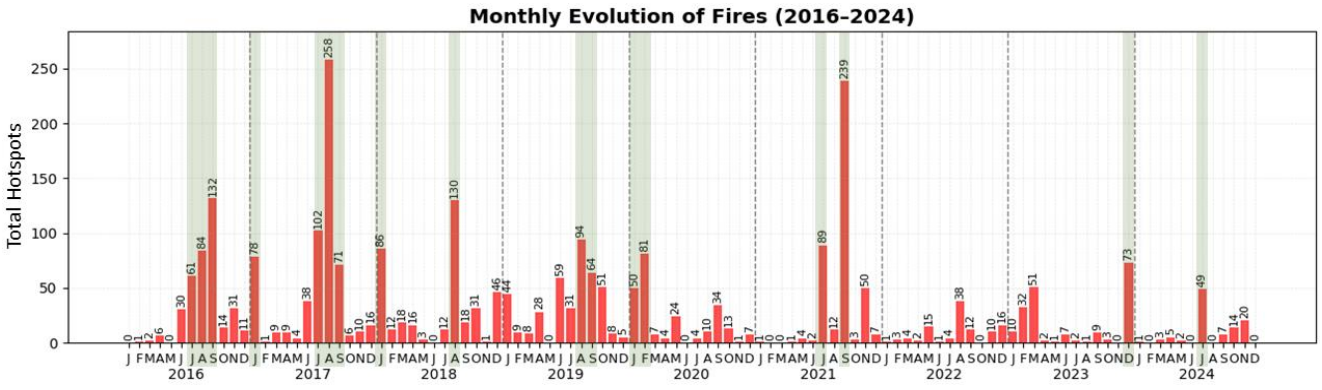


Figura 5.29. Evolución mensual de los focos de calor detectados en el Observatorio Pierre Auger e inmediaciones (~23 km alrededor del mismo), durante el período 2016-2024, a partir de datos del producto VNP14IMG generado por VIIRS/SNPP. Los recuadros en verde oscuro muestran los meses con mayor cantidad de puntos de calor detectados.

A modo de evaluar la localización geográfica de los focos de calor presentados en la Figura 5.29, se observa la Figura 5.30, a partir de la cual se puede observar el NDVI y la localización de los focos de calor, junto con la potencia radiativa del fuego (FRP). Los mapas confirman que los incendios acumulados se generaron en el período comprendido entre julio y septiembre para los años 2016-2024 en el Observatorio Pierre Auger y cercanías al mismo. Un aspecto importante a destacar es la confirmación que la localización de estos incendios se encuentra principalmente en las zonas de vegetación (las cuales durante los meses de verano poseen un NDVI superior a 0.3).

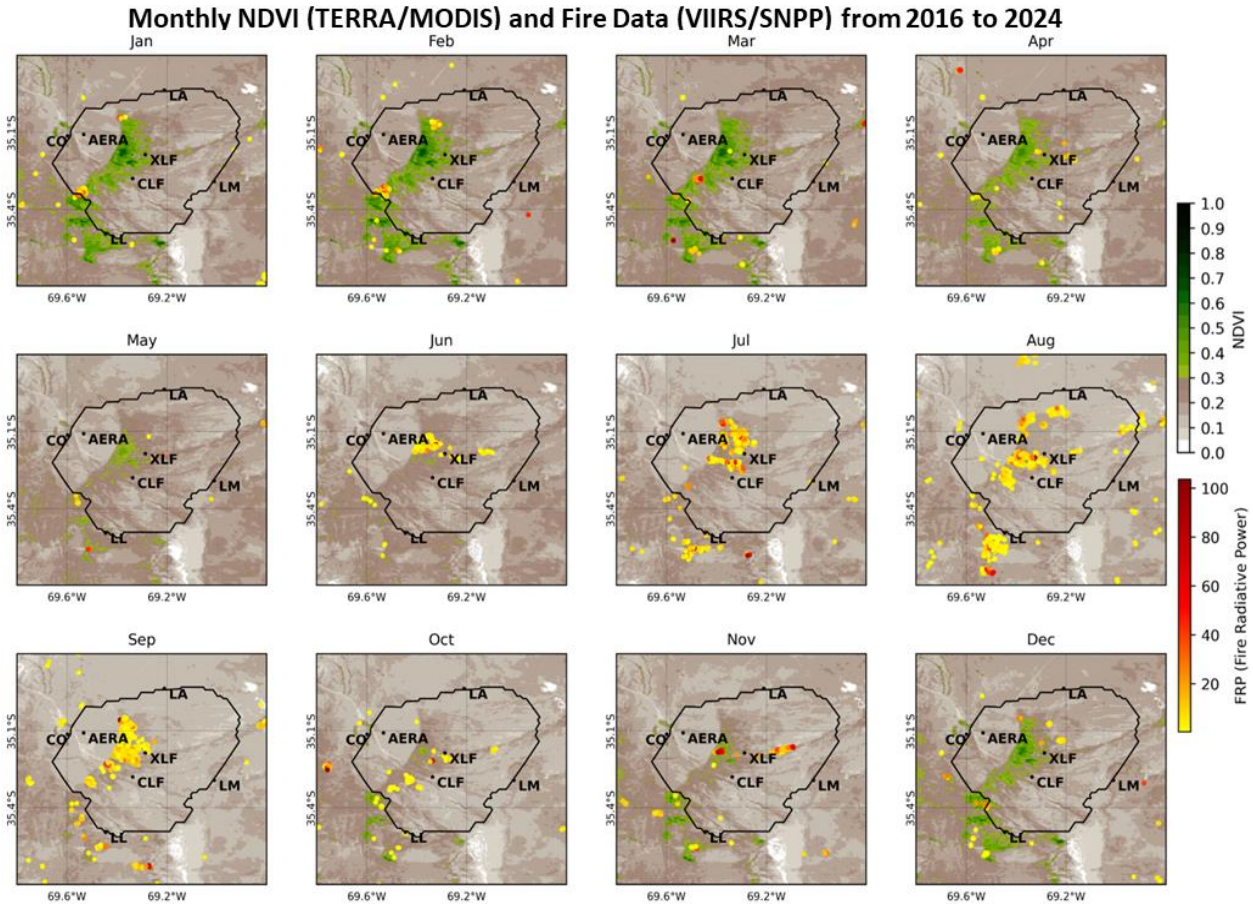


Figura 5.30. Promedios mensuales del NDVI en el Observatorio Pierre Auger durante el período 2016-2024, obtenidos a partir del producto MOD13Q1, generado por TERRA/MODIS.

Durante los meses de invierno los valores de NDVI rondan debajo de 0.3, la vegetación se presenta mayormente durante los meses de diciembre-abril. Si bien en el período invernal la vegetación tiende a disminuir debido a la presencia de la nieve y condiciones de temperaturas bajas que afectan a la flora del lugar, los incendios son un factor no menor que también pueden estar afectando a la misma y a los aerosoles que se encuentran presentes en el ambiente. La liberación de nuevas partículas, como producto de las quemas de biomasa, afecta principalmente a la zona de LL y XLF, debido a la cercanía que poseen respecto a las mayores densidades de focos de incendios detectados en el observatorio y alrededores (~23 km a la redonda). Otro motivo por el cual los sitios de LL, XLF, CLF, resultan más afectados por las mencionadas quemas que los sitios de CO, AERA, LA, es la dirección de los vientos, que soplan predominantemente desde el NO en julio y agosto y desde el NE, N y NO en septiembre (The Pierre Auger Collaboration, 2014), arrastrando los aerosoles originados en la zona

de vegetación distribuida en forma de arco donde ocurren las quemas (Figuras 5.3 y 5.30) hacia los primeros sitios mencionados y en cambio dejando despejados los últimos (situados al oeste y al norte de dicho arco de vegetación). Notar que el XLF está ubicado directamente sobre el arco conformado por vegetación.

5.1.5.3.9. Conclusiones preliminares

A partir de los estudios presentados, se observó:

1. **Variabilidad estacional del AOD**:
    - Durante la primavera y el inicio del verano (septiembre-enero), los valores de AOD son más elevados.
    - En los meses fríos (abril-agosto), el AOD es generalmente bajo y se aproxima a una distribución homogénea.
    - Hacia fin del verano y principios de otoño, especialmente febrero-marzo, se obtienen valores de AOD intermedios.
2. **Relación entre tipo de suelo, vegetación y AOD**:
    - Zonas con suelos limosos presentan valores más altos de AOD en comparación con áreas de grava y arena.
    - Se observa una correlación entre mayor cobertura vegetal y valores elevados de AOD.
3. **Impacto de los incendios en los valores de AOD**:
    - Aunque en general el AOD es bajo en el observatorio (≤0.15), en LL y XLF se han registrado los valores más altos, especialmente en septiembre.
    - Los picos de AOD en ciertos años coinciden con un alto número de incendios, como en septiembre de 2016 y 2021, donde se detectaron 132 y 239 focos de calor, respectivamente.
    - En septiembre y octubre de 2019, XLF superó a LL en AOD debido a incendios en la zona.

- Abril y Mayo (meses de otoño) son meses donde tiende a disminuir el AOD, hay pocos incendios y la vegetación es menor que en meses de verano. Por lo tanto, se puede observar que tanto la vegetación, como los incendios son factores que afectan al AOD. Por ejemplo, principalmente se observa en el pico de AOD de septiembre 2021 en LL, donde hay NDVI bajos (<0.3) y alto número de incendios (239 focos de calor detectados por VIIRS/SNPP). Esta relación encontrada en este caso para las variables (bajo NDVI y alto número de focos de incendios) se produce porque las quemas intencionales en los campos son realizadas a fines del invierno y principios de la primavera, antes de que ocurra el desarrollo de la nueva vegetación a partir de la primavera.

4. **Tendencia reciente de los incendios y AOD**:

   - Los incendios en la zona del Observatorio Pierre Auger han disminuido en los últimos años (2022-2024), lo que se refleja en valores más bajos de AOD.

   - La menor frecuencia de incendios podría estar contribuyendo a una reducción de la variabilidad del AOD en los diferentes sitios del observatorio.

   - Los incendios se concentran principalmente entre julio y septiembre, por lo tanto, no son en general los responsables del aumento del AOD observado en verano, con excepciones como el año 2020 cuando se produjeron numerosos focos de incendios durante enero y febrero, con su consecuente correlato en altos niveles de AOD registrados en los datos satelitales.

5. **Relación entre el verano, la vegetación y el AOD**:

   - La vegetación también influye en el AOD, sobre todo se observa en verano, donde los valores medios mensuales coinciden con valores elevados de NDVI (>0.3). Dicho factor puede estar relacionado con aerosoles de origen biológico generados por la misma vegetación, influyendo en el AOD. Si bien otros estudios (Xie & Sun, 2021) demuestran una correlación negativa entre el NDVI y el AOD ya que establecen que la vegetación actúa como un filtro natural que captura partículas en suspensión en la atmósfera. Las hojas y otras superficies de las plantas pueden atrapar aerosoles, reduciendo la concentración de

material particulado en el aire. La mayor contribución en el AOD en vez de darse por la vegetación, puede estar relacionada con un segundo factor. Durante los meses de verano no hay presencia de nieve, lo cual favorece la resuspensión de material particulado, aumentando así la carga de aerosoles en el ambiente. Considerando que son zonas rurales en las cuales, en determinadas ocasiones, el viento llega a superar los 50 km/h. Otro factor que respalda dicha premisa es que efectuando mediciones en campo el 28 de marzo de 2023, se logró observar como las concentraciones del GRIMM 1.109 sobrepasaban los 100 $\mu g/m^3$ en un día con alta velocidad del viento.

6. Relación entre la climatología del Observatorio Pierre Auger y el AOD

   - En la Tabla 5.2 se observa que las velocidades del viento más altas se alcanzan en los meses de agosto y septiembre. En agosto (The Pierre Auger Collaboration, 2014; Michelleti, 2017) los vientos provienen mayormente desde el Oeste, desde el Océano Pacífico, por lo que los valores de AOD se mantienen bajos, pero en septiembre, el viraje hacia el Norte y NE de los vientos, sumado a velocidades de los vientos más altas, contribuye a resuspender polvo continental. Adicionalmente, agosto y septiembre presentan humedad relativa (HR) más baja (luego de los meses de otoño-invierno de abril a julio en que la HR daba valores alrededor del 60%), constituyendo otro factor para la resuspensión del polvo seco. Por último, podemos notar que en septiembre se produce un aumento importante en las temperaturas (luego de las bajas temperaturas del invierno) y una disminución en la precipitación durante este mes, alcanzando el valor medio mensual más bajo en el ciclo anual. Todos estos factores operan de manera concurrente para aumentar los niveles de aerosoles en el mes de septiembre, especialmente mediante los mecanismos de propagación de los incendios y diseminación de sus aerosoles por parte de los fuertes vientos, así como de resuspensión del polvo continental durante este mes más seco.

En conclusión, el AOD en el Observatorio Pierre Auger presenta una clara variabilidad estacional, con máximos en primavera-verano y mínimos en otoño-invierno. Aunque debido a los incendios en meses como agosto y septiembre presenta picos de AOD que

se correlacionan con incendios, los cuales superan a los picos que se presentan en verano (cuando los incendios merman). Por otro lado, la resuspensión de material particulado puede ser una fuente importante de aerosoles durante el verano. El sitio que presentó valores ampliamente elevados de AOD durante los últimos 9 años fue LL. También para el sitio donde se emplaza el XLF se obtuvieron valores altos de AOD, con algunos picos muy altos que se correlacionan con épocas de incendios en el área donde se encuentra este sitio. De forma contraria, los sitios con valores más bajos de AOD fueron LA, CO y AERA. El tipo de suelo de LL corresponde a suelo con granulometría fina, lo cual respalda la premisa de la resuspensión de material particulado, por otro lado, LA y CO, poseen granulometría más gruesa del tipo arenoso y con grava, un factor que dificulta su resuspensión debido a su mayor peso.

5.1.6. Conclusiones Generales

A modo de concluir con el presente capítulo se observó que:

- Las concentraciones de material particulado, medidas en campo, en marzo fueron más bajas que en noviembre y diciembre, salvo el 28 de marzo, cuando altas velocidades del viento favorecieron la resuspensión de partículas. Los picos de material particulado se observaron en fracciones de 0.2-0.6 μm, relacionadas con el tipo de suelo del área. Las mediciones nocturnas de diciembre mostraron mayores concentraciones debido a una capa límite planetaria más baja. Se observaron fluctuaciones en la concentración de material particulado asociadas con la velocidad del viento y la hora del día.

No se detectaron incendios importantes cerca del Observatorio durante las campañas de muestreo.

El análisis del AOD reveló que:

1. Los valores más altos de AOD se dieron en primavera y verano, mientras que en otoño e invierno fueron bajos, presentando picos en períodos de incendios.
2. Si bien los valores de AOD resultaron en general bajos, con máximos en torno a 0.23, entre 2016 y 2024 se observaron niveles más bajos en CO, AERA y LA; valores intermedios en XLF y CLF; y los más elevados en LL.
3. El tipo de suelo (limoso), sobre todo en LL correlaciona con mayores valores de AOD.

4. Los incendios incrementaron el AOD, especialmente en septiembre, con picos relacionados a un alto número de focos de calor.
5. La frecuencia de incendios ha disminuido desde 2022, reduciendo la variabilidad del AOD.
6. La vegetación, aunque asociada con aerosoles biológicos, podría tener un efecto reductivo sobre las concentraciones de material particulado. Por lo cual la resuspensión de material particulado puede llegar a presentar un mayor aporte en el AOD durante el verano.
7. En septiembre se observa la combinación de varios factores meteorológicos que contribuyen al aumento de los niveles de aerosoles: mayor velocidad de los vientos con un viraje hacia el Norte y Noreste, disminución de la humedad relativa y de las precipitaciones, así como un incremento de la temperatura. Esta concurrencia de condiciones favorece tanto la expansión de incendios y la dispersión de sus aerosoles como la resuspensión de polvo seco de origen continental, coherente con los picos de AOD registrados históricamente en este mes.

En base al panorama brindado por ambas metodologías, la de medición in-situ de concentración de aerosoles y la de análisis satelital con resolución de 1 km, se pudo verificar la presencia de inhomogeneidades horizontales.

Ambos métodos mostraron diferencias entre sitios en la presencia de aerosoles, siendo CO, AERA y LA los de menores niveles, XLF y CLF intermedios, y LL los más elevados. No obstante, en ciertos momentos las concentraciones en sitios de menor nivel pueden superar temporalmente a las de LL, reflejando la influencia de factores atmosféricos, como viento, humedad, resuspensión de polvo y transporte de aerosoles provenientes de incendios en distintas regiones, en la distribución y variabilidad de los aerosoles. El presente estudio es relevante, tanto para las Ciencias Atmosféricas como para aplicaciones en el área de la Astrofísica. Particularmente, la determinación de inhomogeneidades horizontales y de sus patrones espacio-temporales es de importancia para el tratamiento de los aerosoles, que intervienen mediante los procesos de dispersión y absorción en la transferencia radiativa atmosférica de la luz de fluorescencia, en los modelos de reconstrucción de lluvias de rayos cósmicos, con la consecuente obtención de los parámetros de los rayos cósmicos incidentes (como su energía, dirección de arribo, composición).

6. AEROSOLES EN ROSARIO Y ZONAS ALEDAÑAS

6.1. ANÁLISIS DEL ORIGEN DE LOS AEROSOLES HALLADOS IN-SITU CON EQUIPO HARVARD

6.1.1. Análisis de la influencia potencial de aerosoles de origen industrial en las masas de aire con arribo en la ciudad de rosario y zonas aledañas

El presente estudio fue expuesto en las Jornadas de Ciencia, Tecnología e Innovación 2022 de la Universidad Nacional de Rosario (Rosario, 27–28 de octubre de 2022) y en la 107ª Reunión de la Asociación Física Argentina (Bariloche, 27–30 de septiembre de 2022).

RESUMEN

Como se presentó en la sección 2.1.1. los aerosoles atmosféricos pueden tener diversa procedencia, es decir, pueden ser originados tanto por fuentes naturales, como antropogénicas. Entre las fuentes antropogénicas que resulta interesante analizar se encuentran las correspondientes a la actividad industrial.

Con el objetivo de inferir el origen potencial de los aerosoles recolectados en los muestreos efectuados con el equipo Harvard en distintos sitios localizados en la ciudad de Rosario y zonas aledañas, se investigaron las corrientes de masas de aire para 6 períodos seleccionados de invierno 2021, verano 2022, primavera 2023 y otoño 2023. A partir del modelo HYSPLIT, se analizó el paso de las masas de aire por zonas de alta y baja densidad industrial. Adicionalmente, se efectuaron comparaciones con la concentración de los aerosoles detectadas en campo.

El tránsito de las masas de aire a través de regiones de alta densidad industrial previo a la llegada de los aerosoles a los sitios muestreados, no implica necesariamente un incremento en la concentración de los mismos en las zonas de destino. Dicho factor se debe a que las concentraciones de aerosoles, se encuentran influenciadas por factores secundarios, como lo son las precipitaciones, que pueden alterar su distribución y composición. No obstante, el presente estudio permite inferir el posible origen de los aerosoles, relacionándolos con las trayectorias que efectuaron las masas de aire que potencialmente los transportaron.

6.1.1.1. Metodología

6.1.1.1.1. Retrotrayectorias de masas de aire

Las masas de aire que arribaron a cada sitio estudiado, se analizaron mediante la herramienta Hysplit (NOAA - Air Resources lab), detallado en la sección 3.3.1. Se consideró una nueva trayectoria cada una hora, durante 72 hs para cada sitio, lo cual resulta en un total de 72 retrotrayectorias por sitio. El período de recorrido (Total run time) utilizado, es de 48 hs de inicio a fin en cada trayectoria.

En los sitios donde el período de muestreo considerado es mayor o menor a 72hs, se consideró la misma metodología para el presente análisis. Es decir, una nueva trayectoria cada una hora con un total run time de 48 hs, la cantidad de retrotrayectorias totales coinciden con el número de horas del período de muestreo considerado en el sitio. La altura de arribo de aerosoles tomada corresponde a 500 m AGL. Se eligió 500 m AGL debido a que se estimó como una altura típica de la capa límite planetaria a latitudes medias (altura máxima que limita la zona de mayor densidad de aerosoles contando desde la superficie terrestre), siendo que cada muestreo incluye períodos diurnos y nocturnos y que la capa límite planetaria varía a lo largo de las horas del día y de las estaciones del año. El motivo por el cual no se tomó una altura menor se debe a que a bajas alturas comienzan a influir estructuras edilicias y otros factores que representan obstáculos en la cinemática de los aerosoles, lo cual aportaría a la disminución de la representatividad de los resultados.

Los distintos períodos de tiempos considerados se representaron mediante R1, R2, R3 y R4. A dichos períodos, se les asignó un determinado valor dependiendo el SET de muestreo y el sitio muestreado. Se llama set al conjunto de muestreos realizados simultáneamente en distintos sitios en cada etapa (primera y segunda, las cuales incluyen distintos sitios de una dada campaña (de invierno, verano, otoño, primavera).

6.1.1.1.2. Elaboración de matrices

A partir del análisis de las retrotrayectorias, se identificaron, mediante el software QGIS 3.24, las zonas industriales atravesadas por las masas de aire antes de su llegada a los sitios de estudio del Gran Rosario durante los períodos en los que se llevaron a cabo los muestreos en los mismos. Para ello, se realizó la intersección entre la variable

correspondiente a las zonas industriales, previamente segmentadas en Z1, Z2 y Z3, y las retrotrayectorias R1, R2, R3 y R4, para cada sitio en cuestión.

Se aplicó una metodología de clasificación discreta, en la cual el valor 1 indica la presencia de una intersección entre la trayectoria de la masa de aire y la zona industrial, es decir, que la masa de aire transitó por dicha zona (verdadero = sí). La ausencia de valor representa la categoría 0 (falso = no), lo que indica que la masa de aire no efectuó su paso por sectores industriales. Por otro lado, en los casos en que la frecuencia de paso de las masas de aire por zonas industriales fue elevada, se asignó el valor 2.

Posteriormente, se realizó la suma de los valores obtenidos para cada fila correspondiente a cada sitio con el objetivo de identificar la retrotrayectoria con mayor influencia industrial. En este proceso, no se incluyeron los sectores centro y sur de la ciudad de Rosario, dado que, aunque contribuyen a la carga de aerosoles, no representan zonas industriales significativas, predominando en estos sectores las fuentes de área y urbanización. En cambio, sí se detectan varias industrias en el cordón industrial sur de Santa Fe, ubicado fuera de los límites de la ciudad de Rosario, las cuales fueron tenidas en cuenta en el análisis. Por otra parte, no se consideró en la suma el valor asignado a las Islas del Delta del Paraná.

6.1.1.2. Resultados

6.1.1.2.1. Descripción de sitios de muestreo

La descripción completa de las mediciones in-situ (equipamiento empleado y sitios muestreados) se encuentra en la sección 3.1.

6.1.1.2.2. Categorización de la producción industrial en Argentina

La industria argentina está localizada fundamentalmente en la región Centro del país.

Se han identificado siete zonas de alta concentración industrial: La Plata-Ensenada, Gran Buenos Aires Sur (incluyendo parte de la Ciudad de Buenos Aires), Gran Buenos Aires Norte (incluyendo parte de la Ciudad de Buenos Aires), Zarate-Campana, Gran Rosario, Gran Córdoba y Gran Mendoza.

Según la clasificación efectuada por la Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación (2019), las provincias de Argentina se encuentran segmentadas según el grado de desarrollo industrial que poseen:

- Primer grupo: con ***desarrollo alto y diversificado***, conformado por las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Mendoza, Santa Fe y la Ciudad de Buenos Aires, que concentran el 85% del valor industrial del país.

- Segundo grupo: con ***desarrollo medio***, incluye a las provincias de Chubut, Entre Ríos, Misiones, Salta, San Juan, San Luis, y Tucumán, que representan el 10% del producto industrial nacional.

- Tercer grupo: corresponde a las demás jurisdicciones, con un ***desarrollo industrial relativamente bajo***.

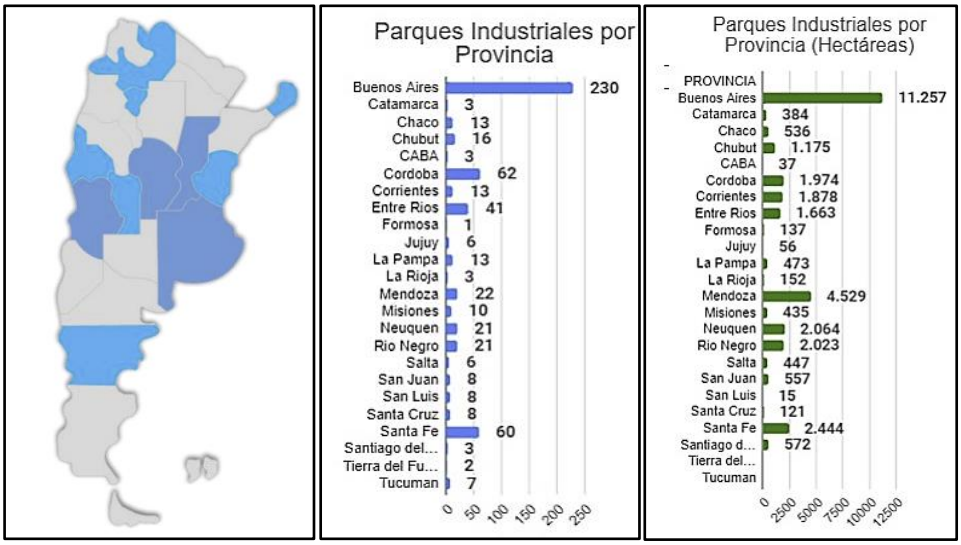


Figura 6.1. Izq. Segmentación por grupos de actividad industrial en Argentina. Los colores de las provincias representan: Grupo 1 (Provincias con alta actividad industrial: azul oscuro), Grupo 2 (Provincias con actividad industrial media: celeste), Grupo 3 (Provincias con baja actividad industrial: gris). Centro- Número de parques industriales por provincia. Der. - Hectáreas ocupadas por los parques industriales. Información obtenida de Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación (2019).

Analizando por ramas de actividad, se destaca el sector de "***alimentos y bebidas***", que representa el 31,8% del valor de la producción nacional, con una distribución muy amplia a lo largo de Argentina. Las actividades de la "***industria química***" y la "***refinación de petróleo y gas***" representan otro 30% del total. Estas actividades, se encuentran principalmente concentradas en la región central. En tercer lugar, se menciona la fabricación de "***metales, acero y aluminio***", y la producción de "***automotores y***

autopartes", representando, cada rubro, más del 5% de la producción nacional. En conjunto, estas actividades reúnen un 76% de la producción industrial nacional, el 24% restante se encuentra representado por industrias varias.

Según el estudio efectuado por la Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación (2019), las cuatro provincias que presentan un impacto al ambiente, superior al nivel medio nacional son: Neuquén, Mendoza, Buenos Aires y Salta. La incidencia de los sectores de Química, Petróleo y Gas en la estructura productiva de estas provincias eleva el índice de impacto resultante. En contrapartida, las cuatro provincias con menor impacto son Jujuy, Misiones, Río Negro y Corrientes, con incidencia ambiental baja desde el punto de vista industrial.

La cantidad de material particulado emitido por una industria no sólo está determinada por el tipo de proceso productivo y el nivel de producción, sino también por factores adicionales, como el diseño adecuado de la maquinaria y la implementación de prácticas operativas optimizadas. Una vez que estos elementos han sido correctamente incorporados, adquieren relevancia las medidas de control de emisiones adoptadas por la empresa. Desde una perspectiva técnica, esto se traduce en la utilización de dispositivos de retención de material particulado adecuados para cada caso. Desde el punto de vista normativo, implica la realización de mediciones periódicas de las emisiones de contaminantes (aerosoles y gases) con el fin de detectar posibles desviaciones, mantener un control sistemático a través de un inventario de emisiones, y evaluar la eficacia de las políticas ambientales implementadas o de las modificaciones introducidas en los equipos.

Esto implica que, en industrias con el mismo sistema productivo y una capacidad de producción equivalente, las emisiones de contaminantes no serán idénticas debido a la variabilidad en la aplicación de los factores mencionados.

6.1.1.2.3. Segmentación de zonas de influencia industrial

Con el objetivo de abordar el análisis, se definieron 4 zonas de influencia, según cercanía al centro de la ciudad de Rosario (lat.: -32.944242, long.: -60.650539):

- ZONA 1: Industrias que se encuentran dentro de un radio de 40 km respecto al centro de Rosario.
- ZONA 2: Industrias que se encuentran entre 40 km-150 km respecto al centro de Rosario.

- ZONA 3: Industrias que se encuentran entre 150 km-400 km respecto al centro de Rosario.
- ZONA 4: Industrias que se encuentran a más de 400 km respecto al centro de la ciudad de Rosario.

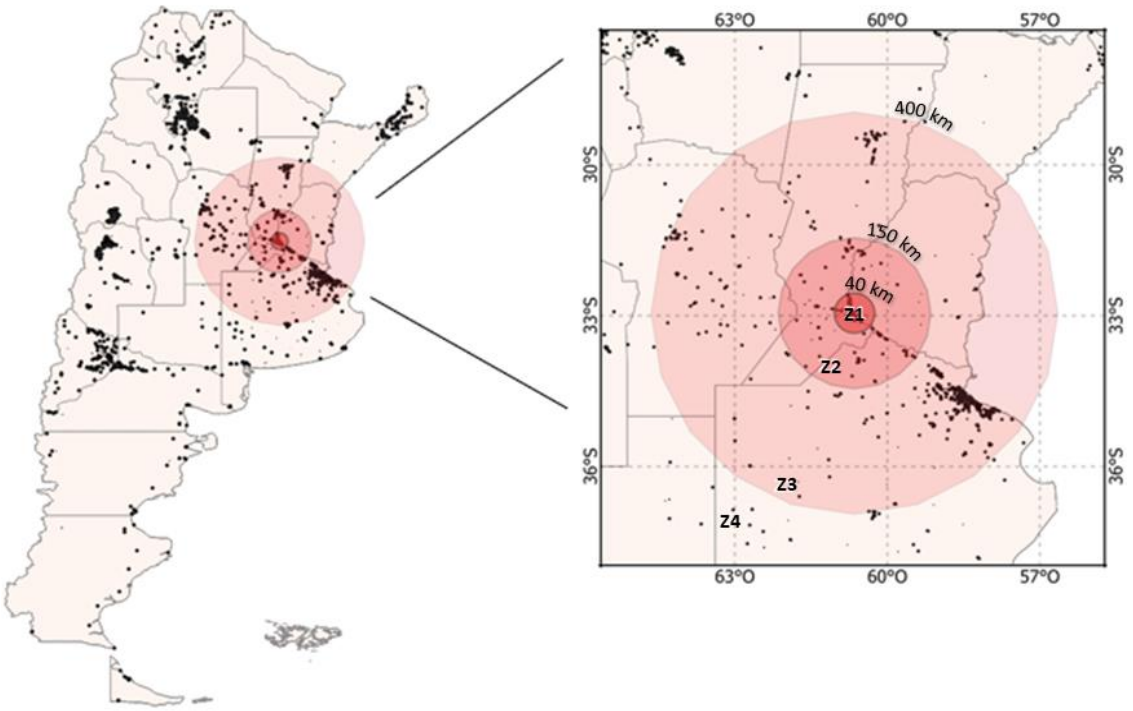


Figura 6.2. Mapa de Argentina con zonas de influencia industrial delimitadas. representadas mediante los discos concéntricos de radio r centrados en el centro de la ciudad de Rosario ((lat.: -32.944242, long.: -60.650539, alt.: 25 msnm) zona 1 (r ≤ 40 km), zona 2 (40 km < r ≤ 150 km), zona 3 (150 km < r ≤ 400 km) y la zona 4 que incluye el territorio nacional que queda por fuera de los mismos. Cada punto negro representa una industria.

6.1.1.2.3.1. DESCRIPCIÓN DE ZONAS

- **ZONA1: Región central.**

Conformada principalmente por:

San Lorenzo: Ciudad cabecera del Departamento homónimo localizado al sureste de la provincia de Santa Fe, constituido por las siguientes localidades: Puerto General San

Martín, San Lorenzo, Fray Luis Beltrán, Villa Garibaldi y Capitán Bermúdez. Se encuentra integrado al cordón industrial La Plata (Buenos Aires) - Puerto Gral. San Martín,. Compone, en el límite Norte de dicho cordón, la mayor concentración de actividades industriales en el país.

- Puerto San Martín: Forma parte del Departamento de San Lorenzo. Representa el principal puerto exportador agro-industrial del país. Aporta uno de los productos brutos internos más importantes del mundo. También la tecnología de punta más importante de la Argentina hace su aporte con oleoductos y gasoductos que transportan materia prima de otras provincias para el sector productivo local y regional.

Los rubros industriales mayoritarios del departamento de San Lorenzo son:

Aceiteras, Cerealeras, Refinerías, Química. A partir de la Figura 6.3, se pueden observar las industrias del departamento de San Lorenzo.

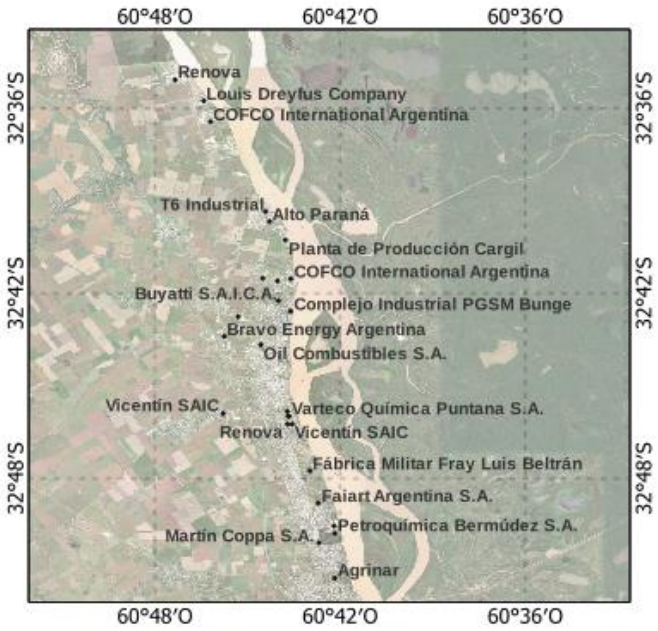


Figura 6.3. Industrias localizadas en el departamento de San Lorenzo, Santa Fe, Arg. Fuente: Mapa creado con información del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

- Rosario

Ciudad descrita en la sección 3.1.2.1. Desde el punto de vista industrial, la ciudad de Rosario se encuentra dividida en 6 distritos:

Distrito Oeste: Caracterizada por la presencia de Acerías, fabricación de equipos industriales, varias empresas de logística y distribución.

Distrito Sudoeste: Cerealera, Fabricación de heladeras, equipamiento industrial y autopartes.

Distrito Sur: Caracterizada principalmente por el área portuaria donde se efectúa carga y descarga de graneles sólidos y líquidos. Comparte zona con el distrito Centro, la mayor superficie del puerto se encuentra ocupando la zona sur de Rosario.

Distrito Norte: Empresa constructora de ladrillos cerámicos (126.000 m^2) y Central Térmica.

Distrito Noroeste: Producción de alimentos y siderúrgica.

Distrito Centro: Principalmente fuentes de área (locales comerciales) y tránsito vehicular. Terminal Puerto Rosario con carga y descarga graneles sólidos y líquidos. La ciudad se encuentra rodeada por tres parques industriales que no forman parte de la misma: Área industrial de desarrollo Roldán, Área Industrial Villa Gobernador Gálvez y Área Industrial Alvear.

Según lo establecido por el Centro de Información Económica de la Municipalidad de Rosario (CIE) (2020), la principal actividad industrial de la ciudad es la **metalmecánica** representando el 38,7% de la industria manufacturera, seguido por la industria alimenticia la cual aporta el 17,9% de la facturación industrial. Principalmente localizadas en las periferias de la ciudad, en los distritos Noroeste, Oeste, Sur y Suroeste de la ciudad.

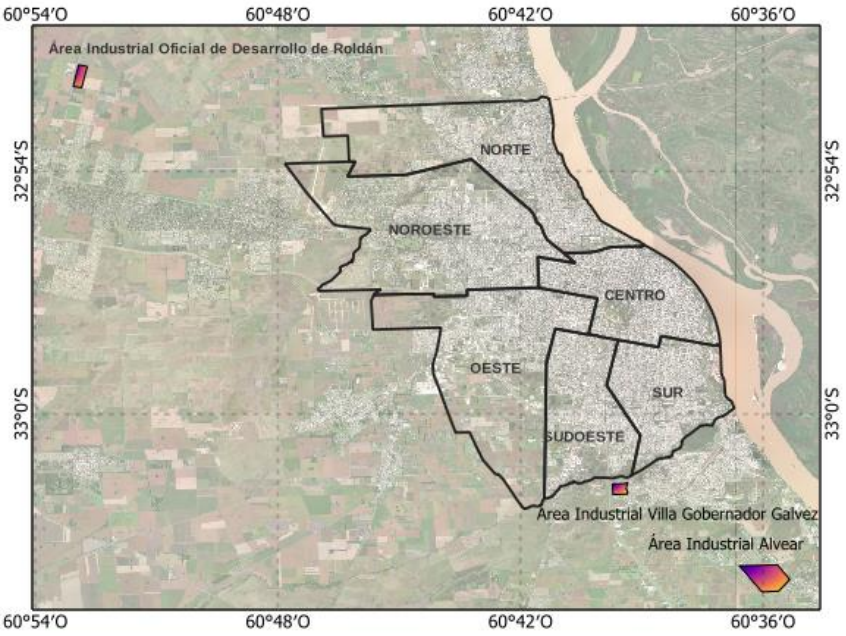


Figura 6.4. Distritos de la ciudad de Rosario y parques industriales cercanos.

Industrias en zonas aledañas a la ciudad de Rosario

Dentro de la ZONA 1 en dirección NOROESTE a Rosario: Plantas cerealeras, aceiteras y autopartes.

Dentro de la ZONA 1 en dirección OESTE a Rosario: Acerías. Dentro de la ZONA 1 en dirección SUR a Rosario: Plantas cerealeras y aceiteras, Fábrica de jabones y detergentes, Frigorífico, Fabrica de yerba mate, Producción de automóviles.

- **ZONA 2: Anillo perimetral a la región central.**

Este sector se encuentra subdividido en varias secciones de acuerdo con su ubicación cardinal:

- *Sur (Z2S)*

  Este sector alberga diversas industrias, entre ellas aceiteras/cerealeras, fitoquímicas y alimenticias.

- *Sureste – Tramo Rosario – Baradero (Z2SE)*

Predomina la industria siderúrgica, seguida por empresas químicas, carboquímicas, centrales térmicas, metalúrgicas, cementeras, petroleras y productoras de carbón residual del petróleo y coque.

- *Suroeste (Z2SO)*
  Presencia de algunas aceiteras dispersas.

- *Norte: Santo Tomé, Santa Fe y Paraná (Entre Ríos) (Z2N)*
  Zona con diversidad industrial, incluyendo metalúrgicas, alimenticias, areneras, celulósicas, aceiteras, fabricantes de cartón, centrales térmicas y frigoríficos.

- *Noroeste (Z2NO)*
  Pocas industrias dispersas, principalmente del sector alimenticio y aceitero/cerealero.

- *Noreste (Z2NE)*
  Escasa presencia industrial, con algunas aceiteras.

- *Oeste (Z2O)*
  Algunas industrias dispersas, incluyendo papeleras y fabricantes de plaguicidas, además de la presencia de cinco parques industriales.

- *Este (Z2E)*
  Predominan las áreas rurales, sin industrias de mediano o gran porte identificadas.

- **ZONA3**

  - Noreste (ZARATE- CAMPANA) (Z3NE):

  Cuenta con seis parques industriales y diversas industrias, incluyendo cementeras, celulósicas, cerveceras, refinerías, automotrices y metalúrgicas. (Figura 6.5).

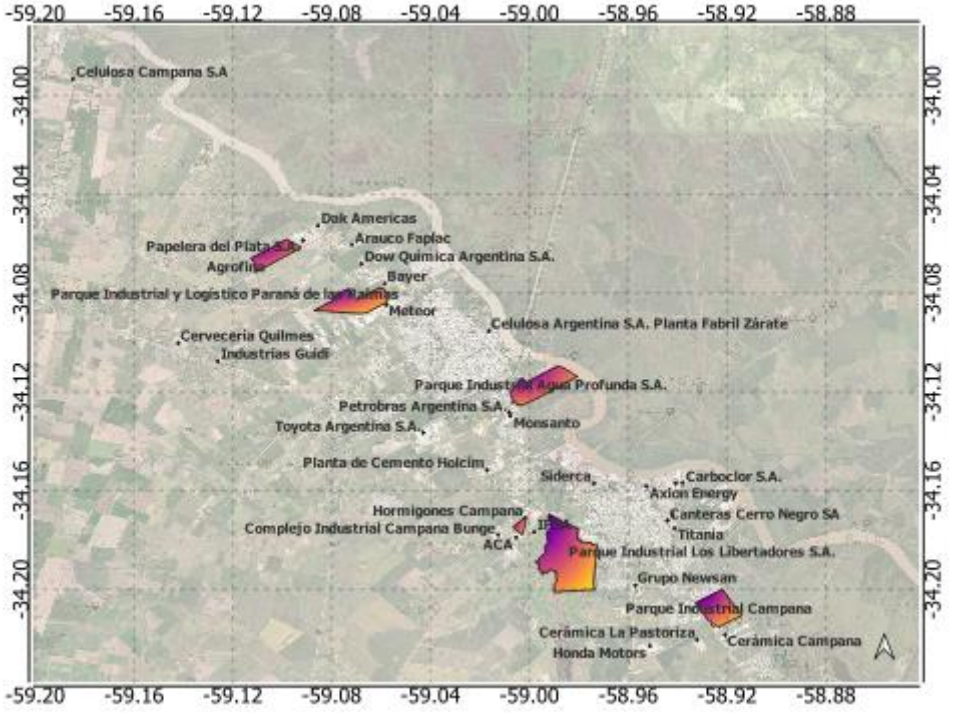


Figura 6.5. Mapa de Industrias (puntos) y parques industriales (polígonos) localizados en Zárate y Campana, Provincia de Buenos Aires.

- *OESTE, Córdoba (Z3O):*

La provincia de Córdoba se caracteriza por los siguientes sectores productivos: Oleaginosas (8 establecimientos), automotriz (28% del país), 475 empresas dedicadas a la producción de maquinaria agrícola.

- *NORTE, Santa Fe y Paraná, Provincia de Santa Fe (Z3N):*

En la ciudad de Santa Fe y Paraná se encuentran varias industrias. (Papelera, cerealera/aceitera, alimenticia).

- *ZONA 4:*

Diversidad de Industrias, las cuales son caracterizadas de acuerdo a la provincia en la que se encuentren.

Cada provincia que conforma Argentina exhibe la predominancia de ciertos sistemas productivos. Una de las variables que afecta a la emisión de aerosoles es el tipo de proceso productivo que se realice, por lo cual resulta relevante conocer cuáles son las actividades preponderantes de cada provincia, para luego efectuar una correcta interpretación de la influencia de las mismas en las masas de aire que tienen su paso por cada una de ellas. El indicador utilizado para evaluar la actividad industrial es el Valor Agregado Bruto (VAB), en sencillas palabras, es el valor final de la producción (output) menos el valor de lo que se utilizó para producir (inputs). Este indicador permite evaluar la actividad económica, ya sea de un sector en especial o de toda la economía (Jara, 2015). Se considera la correlación existente entre la actividad económica y la producción, es decir a mayor producción aumenta la actividad económica. Según la Secretaría de Política Económica, Subsecretaría de Programación Regional y Sectorial (2020) a continuación se detallan, en la Tabla 6.1, las actividades productivas predominantes de cada provincia.

Tabla 6.1. Valor Agregado Bruto (VAB) por provincia y principales actividades productivas.

Provincia	**%VAB Nacional**	**Procesos productivos principales**
Buenos Aires	**30,2%**	Caucho, Plástico, Siderurgia, Agroquímica y otras 47 cadenas con fuerte peso
CABA	**22,1%**	Farmacéutica, Alimentos, Textil
Santa Fe	**9,3%**	Soja, Maquinaria agrícola, fuerte participación en 28 cadenas.
Córdoba	9%	Agricultura (soja, maíz, trigo, oleaginosas), ganadería bovina, lácteos, maquinaria agrícola, autopartes, industria metalúrgica.
Mendoza	4,2%	Vitivinícola, Frutas de carozo, Hortícola, Frutas finas, Olivícola
Neuquén	3,4%	Hidrocarburos
Tucumán	2,0%	Limón, Azúcar, Bioetanol, Citrícola, Automotriz, Oleaginosas

Río Negro	2,0%	Peras y manzanas, Hidrocarburos
Santa Cruz	2,0%	Minería metalífera, Ovina, Hidrocarburos
Chubut	1,8%	Hidrocarburos, Crudo convencional, Aluminio
Misiones	1,8%	Yerba mate, Té, Tabaco, Forestal
Entre Ríos	2,5%	Arroz, Avícola, Cítricos dulces, Apícola, Frutas finas
Corrientes	1,2%	Cítricos dulces, Yerba mate, Limón, Arroz
Salta	1,6%	Legumbres, Tabaco, Limón
San Juan	1,2%	Minería metalífera, Vitivinícola, Olivícola
Chaco	1,1%	Textil algodonera, Forestal, Ganadería, Oleaginosas, Maíz
Jujuy	0,7%	Azúcar, Minería metalífera
Tierra del Fuego	0,7%	Electrónica, Hidrocarburos
San Luis	0,8%	Maní, Siderurgia
Santiago del Estero	0,9%	Caprina, Legumbres, Maíz
La Pampa	0,9%	Sorgo
Catamarca	0,5%	Olivícola, Minería metalífera, Vitivinícola, Textil
Formosa	0,4%	Arroz, sin peso relevante en otras cadenas
La Rioja	0,4%	Olivícola, Vitivinícola

6.1.1.2.4. Análisis de influencia industrial

A continuación, se presenta el análisis de influencia industrial en el material particulado atmosférico en distintos sitios del Gran Rosario, a partir del análisis de trayectorias de masas de aire que arriban a dicho sitio durante el período correspondiente a cada SET de muestreos.

6.1.1.2.4.1. SET 1 – Invierno

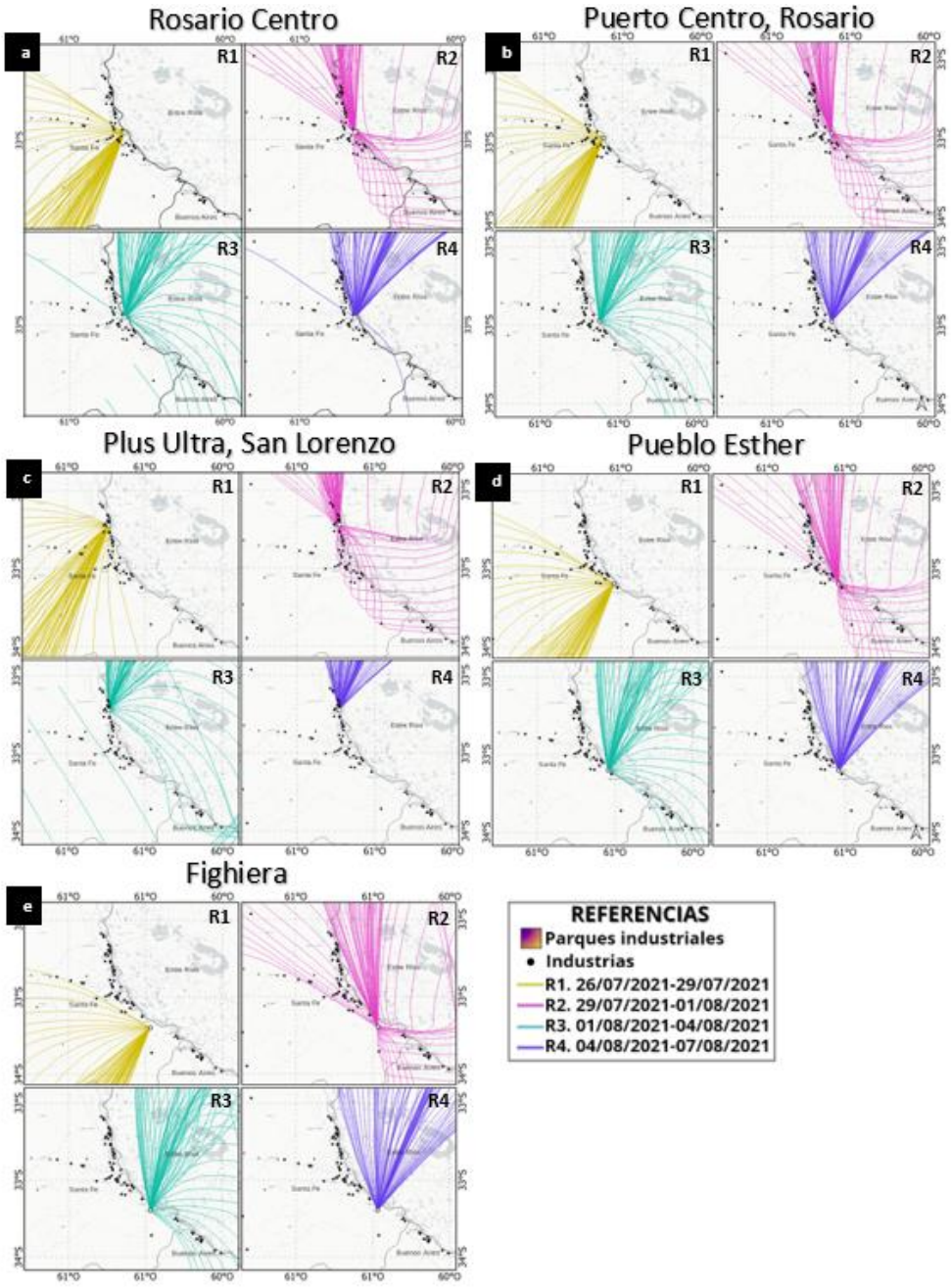


Figura 6.6. Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Paraguay 1242, Rosario, Argentina. b) Puerto Centro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c)-Plus Ultra, San Lorenzo. d) Pueblo Esther, Santa fe, Arg y e) Moreno 810, Fighiera, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.1.1. Zonas de arribo de masas de aire SET 1 – Invierno

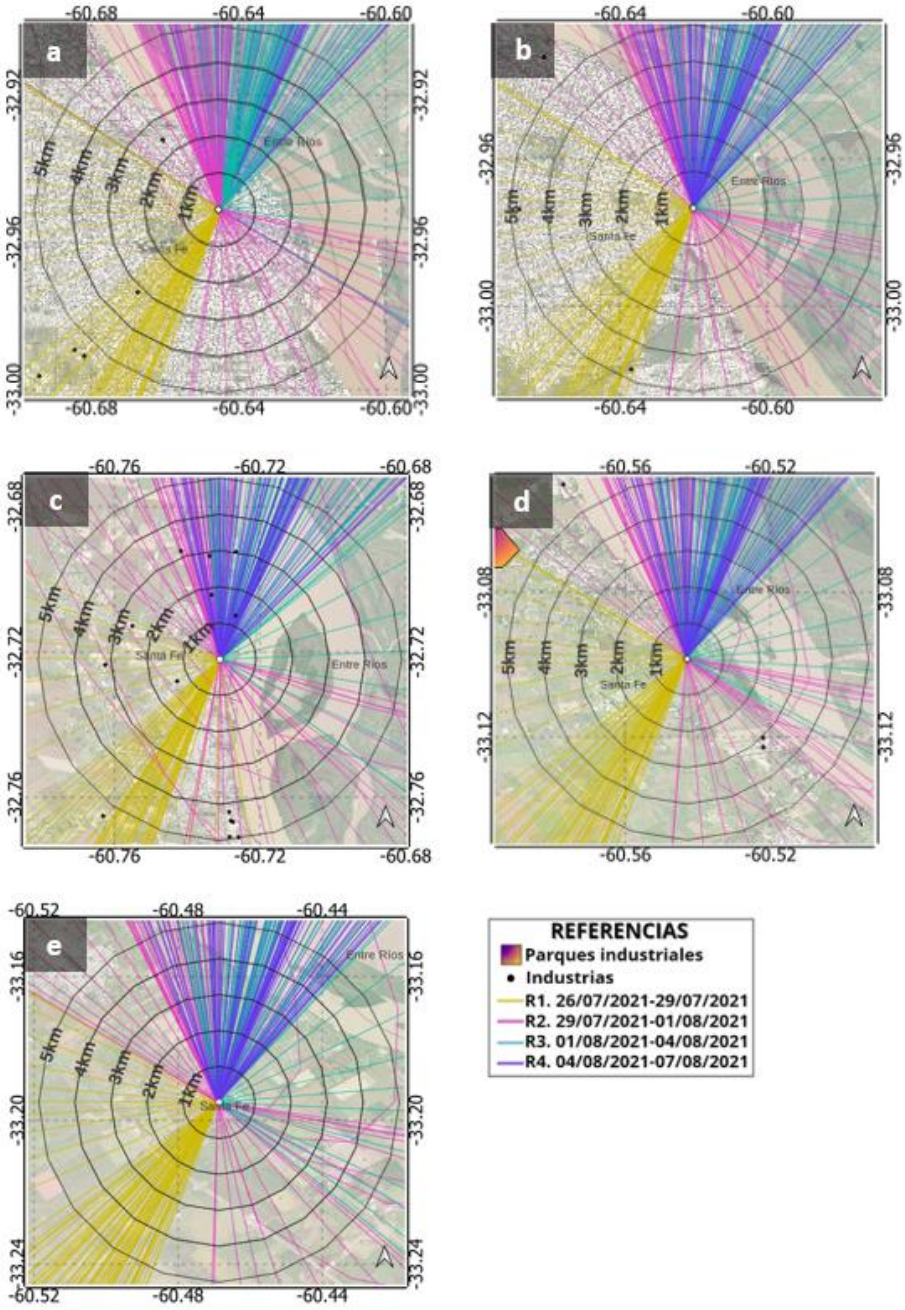
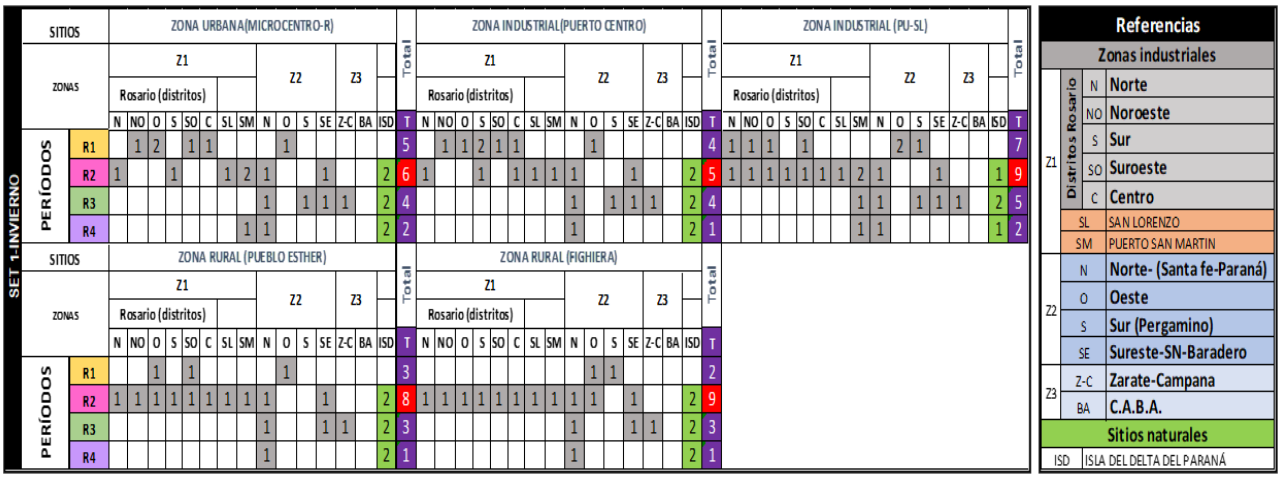


Figura 6.7. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. a) Rosario Centro, Argentina. b) Puerto centro Rosario, Arg. c) Plus Ultra, San Lorenzo, Arg. d) Pueblo Esther, Santa Fe, Arg y e) Fighiera, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.1.2. OBSERVACIONES SET 1 - Invierno

A continuación, se presenta la matriz de incidencia industrial:

Tabla 6.2. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET1-Invierno. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set.



Durante el SET 1- Invierno se observa que en la zona 1 (Z1), es donde ocurre la mayor variación en cuanto a la participación de las distintas industrias en las masas de aire. Es decir, las industrias cercanas al sitio de toma de muestra son las que marcarán una mayor diferencia en los aportes de aerosoles entre los distintos sitios, que las lejanas (ubicadas a una distancia perimetral superior a 40 km del centro de la ciudad de Rosario).

A partir de la Tabla 6.2, se puede destacar que el mayor aporte potencial de aerosoles originados en industrias cercanas a los distintos sitios fue efectuado durante el segundo período (R2).

El período que le sigue es el R1 debido a que se observa la influencia de industrias que se encuentran en las zonas perimetrales de Rosario, con una menor influencia en Fighiera y Pueblo Esther. Los períodos de bajo aporte industrial se encuentran representados por R3 y R4, donde la frecuencia de paso de las masas de aire por zonas industriales es baja. Cabe destacar que en los períodos R2, R3, R4 una fracción de las masas de aire efectúan su paso por el sitio natural (Islas del Delta del Paraná) previo al arribo. A diferencia del R1, donde principalmente provienen del sector Suroeste en la totalidad de los sitios.

- <u>Puerto Centro, Rosario:</u> gran influencia potencial de aerosoles en los primeros dos períodos (R1 y R2), posiblemente se podría destacar el período R1 debido a que para este período no hay retrotrayectorias que vengan del Río Paraná, por lo cual puede verse influenciado parcialmente por el material particulado

generado a partir de las operaciones propias del puerto, por ej. la Carga y Descarga a granel de cereales u otros materiales. (Figura 6.8-Izq.). También en el presente período presenta una alta frecuencia de paso de masas de aire por el parque Industrial Villa Gobernador Gálvez, el cual se encuentra a 7,3 km del Puerto en dirección suroeste (Figura 6.8-der).

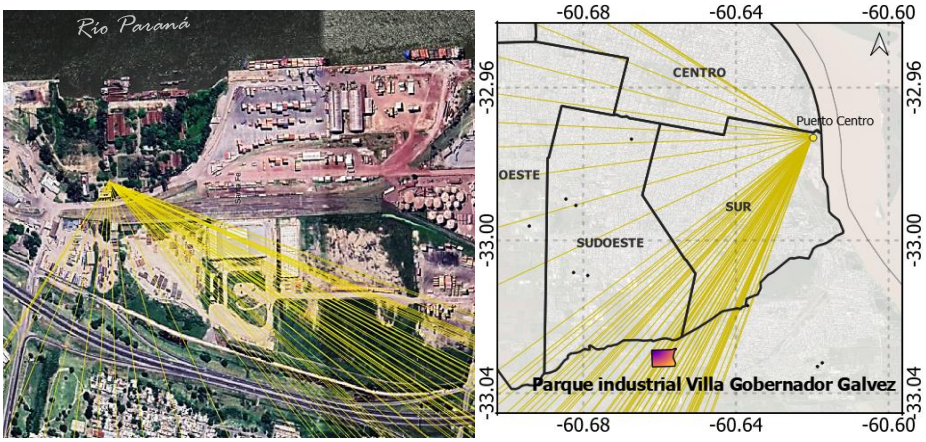


Figura 6.8. Izq. Paso de masas de aire (R1) por zonas de descarga de camiones. Puerto Centro, Rosario. Der. Mapa de retrotrayectorias de masas de aire R1 (Líneas amarillas) con alta frecuencia de paso por el Parque industrial Villa Gobernador Gálvez (Polígono tornasol) previo al arribo a Puerto Centro.

El período R2 es el único que presenta aportes del cordón industrial de San Lorenzo y Puerto San Martín y se agrega la influencia de empresas del sureste de Z1 y Z2, dentro de la cual se encuentra el parque industrial Alvear y otras industrias. Para el período R3 pasan a predominar los aportes de las industrias del sector sureste y Z-C disminuyendo la influencia de San Lorenzo y Puerto San Martín. En R4 la totalidad de las masas de aire provienen de las islas del delta del Paraná, teniendo una baja influencia las industrias del norte de Z2, localizadas en la localidad de Santa Fe y Paraná.

- Plus ultra, San Lorenzo, sitio industrial: Corresponde a uno de los sitios más complejos de analizar, debido a que se encuentra en plena zona industrial. El periodo R1 puede verse influenciado por las emisiones de refinerías cercanas al sitio, el puerto y por aportes por parte de las pymes y el tráfico de San Lorenzo. En la Figura 6.7-c se observan varias fuentes industriales cercanas dentro de un radio de 5 km. El período R2 resulta el de mayor influencia industrial, donde se observan altas frecuencias de paso por Puerto San Martín, industrias localizadas en Timbúes y al norte de Z2.

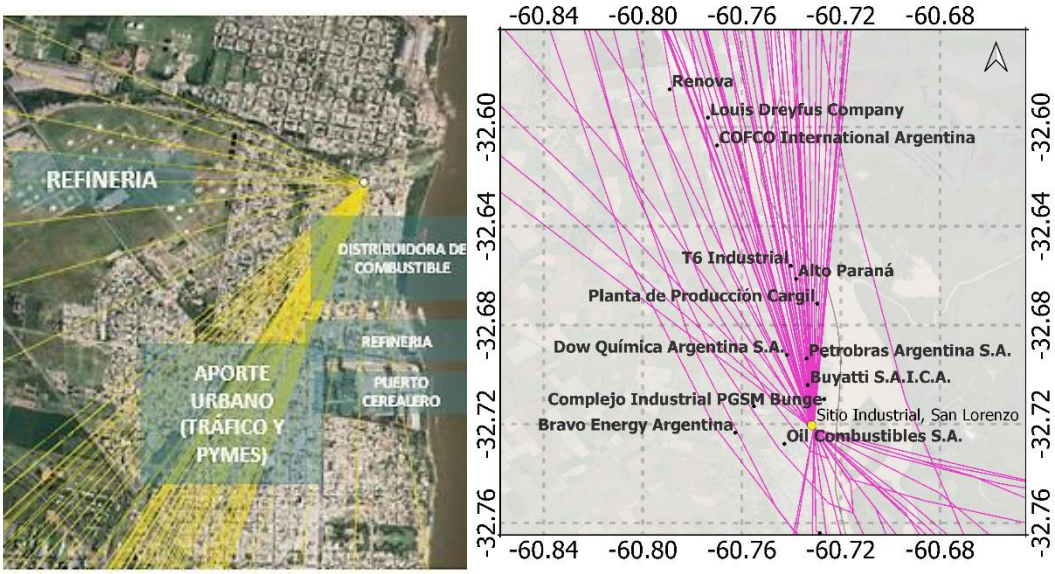


Figura 6.9. Izq. Paso de masas de aire de R1 (Líneas amarillas) por zonas industriales y urbanas previo al arribo en Plus ultra, San Lorenzo, Rosario. La figura corresponde al SET1- invierno. Der. Retrotrayectorias (líneas fucsias) de R2 con alta frecuencia por industrias (Puntos Negros) de Puerto San Martín.

- Pueblo Esther: Se destacan los períodos muestreados R1 y R2, como los que representan un mayor aporte industrial. A partir de la Figura 6.7-d se observa el paso de las masas de aire correspondientes a R1, por el parque industrial Alvear localizado a 5,4 km, la mayor frecuencia de masas de aire viene de zonas rurales al oeste del sitio. R2 si bien trae aparejado uno de los aportes industriales mayores, en comparación con otros períodos del set, las altas frecuencias se observan con origen en la Isla del Delta del Paraná. R3 continua con la tendencia de las industrias del sureste y R4 presenta una baja influencia de industrias cercanas y una alta influencia de las islas del Paraná.

- Fighiera, Santa Fe, Arg: Presenta una situación análoga a Pueblo Esther, destacándose R2, y exceptuando el paso de las masas de aire por la ciudad de Rosario en R1.

6.1.1.2.4.1.3. RESUMEN SET1- INVIERNO

A modo resumen, durante el SET1 de invierno, los períodos con mayor influencia industrial debido al paso de las masas de aire son:

- R2, 29/7/2021-01/08/2021: Se destaca por el aporte de las industrias de zona norte de Rosario, entre otros distritos de la ciudad de Rosario. También hay masas de aire que llegan desde la zona sur del gran Rosario, así como también la Influencia de San Lorenzo, Puerto San Martín y SE de Z2. Se observa alta influencia de las islas del delta del Paraná (no aportando las mismas aerosoles de origen industrial).

- R1, 26/07/2021-29/07/2021: Se observan los aportes de los distintos distritos de la ciudad de Rosario (excepto en el sitio Fighiera), y en algunos casos zona oeste de Z2 y Z2SE. No se observa el paso de las masas de aire por las islas del Delta del Paraná.

Los períodos con menor incidencia de las emisiones industriales en las masas de aire que arribaron a los distintos sitios son 01/08/2021-04/08/2021 (R3) y 04/08/2021-07/08/2021 (R4).

El SET1-Invierno no representa un período de alta influencia industrial debido a que en R2, R3 y R4 predominan las masas de aire que provienen de la Isla del Delta del Paraná con alta frecuencia. R1 es el único período donde no hay aportes provenientes de las islas del Delta del Paraná, pero presenta una fuerte incidencia del aporte rural (masas de aire que atraviesan zonas de campo) en el caso de Fighiera y Pueblo Esther, mientras que, en los demás sitios, los aportes industriales para el período considerado (R1) provienen de las zonas Oeste y Suroeste.

6.1.1.2.4.2. SET 1 - VERANO

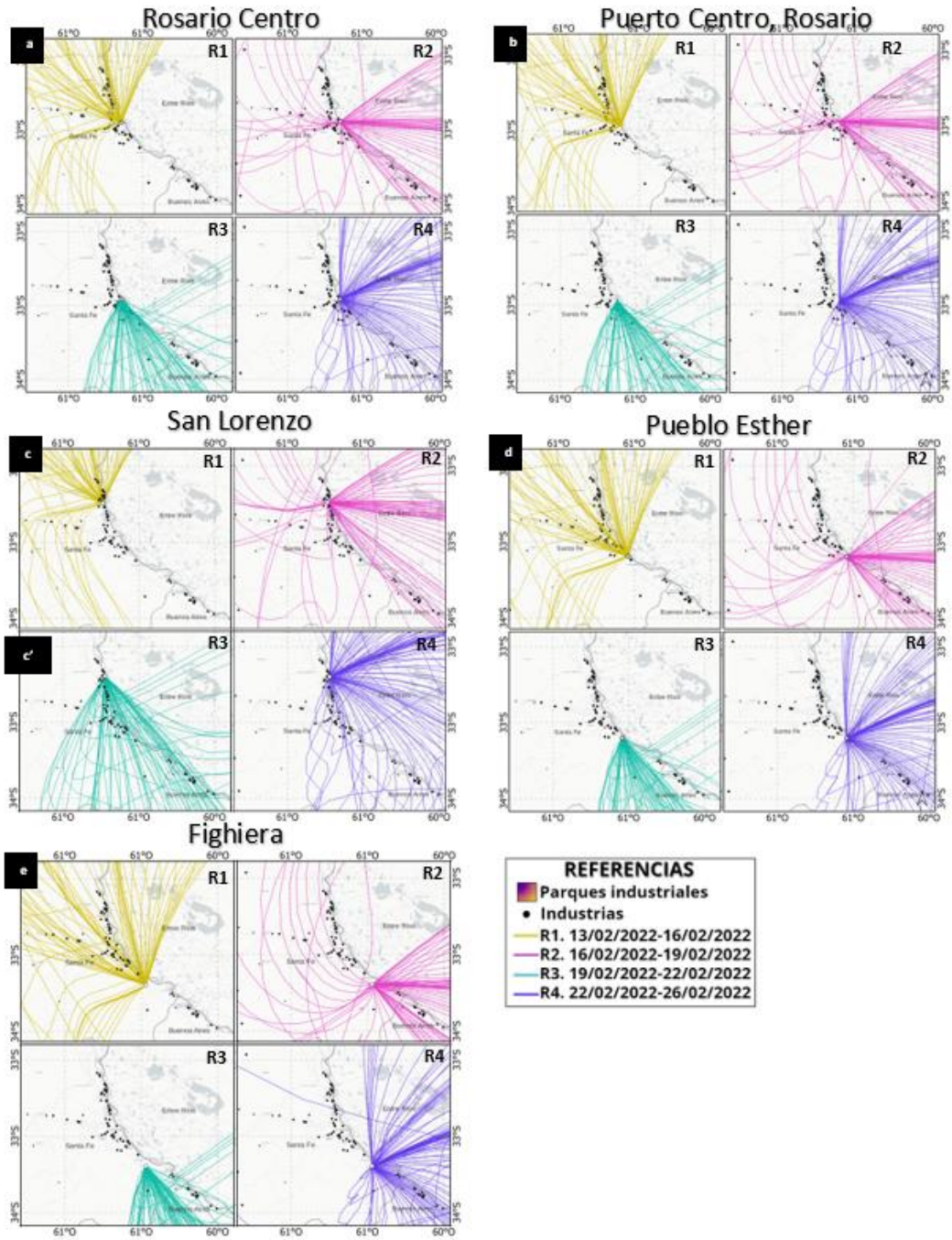


Figura 6.10. - Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Paraguay 1242, Rosario, Argentina. b) Puerto Centro, Rosario, Argentina (Zona Industrial), c) San Lorenzo, c') Muelle Linda Vista, Puerto San Martín, d) Pueblo Esther, Santa Fe, Arg y e) Moreno 810, Fighiera, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.2.1. Zonas de arribo de masas de aire SET-1 VERANO.

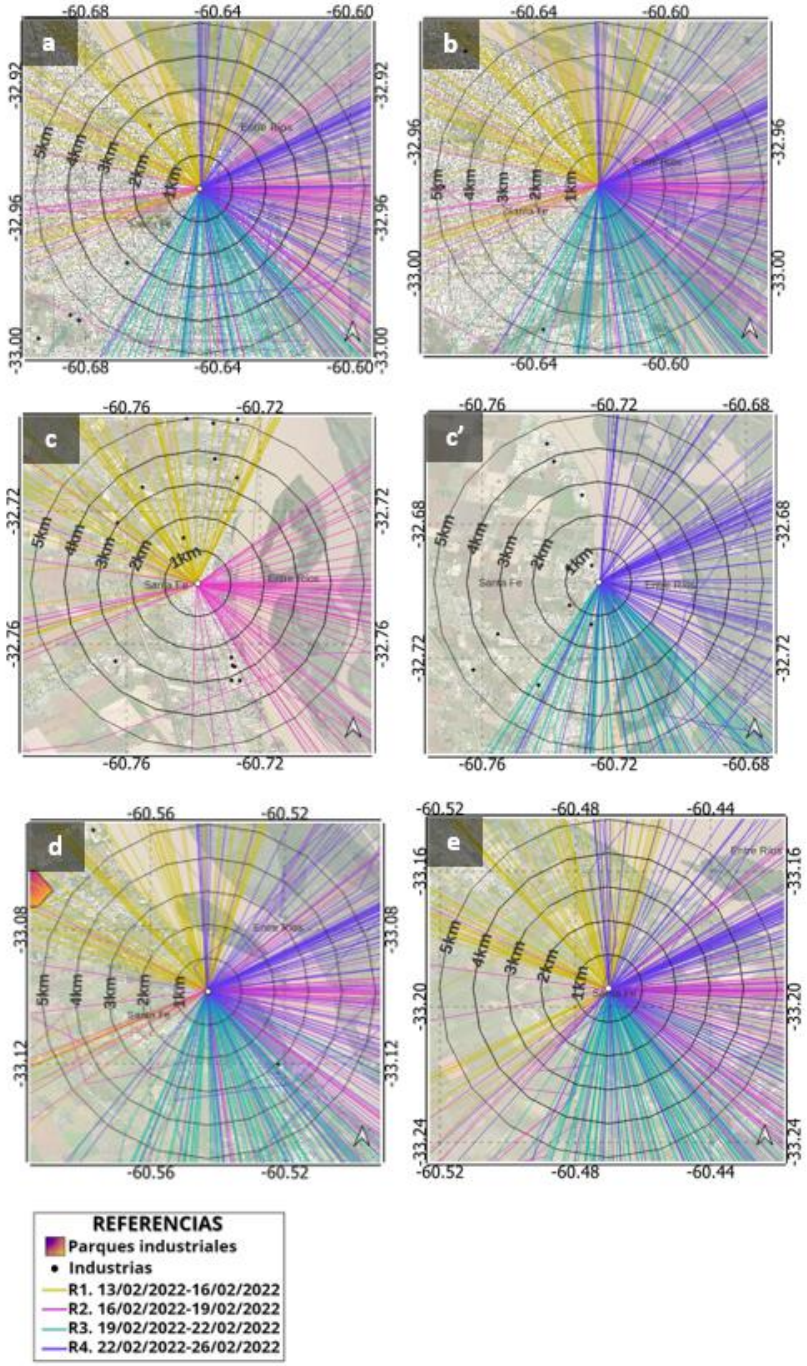
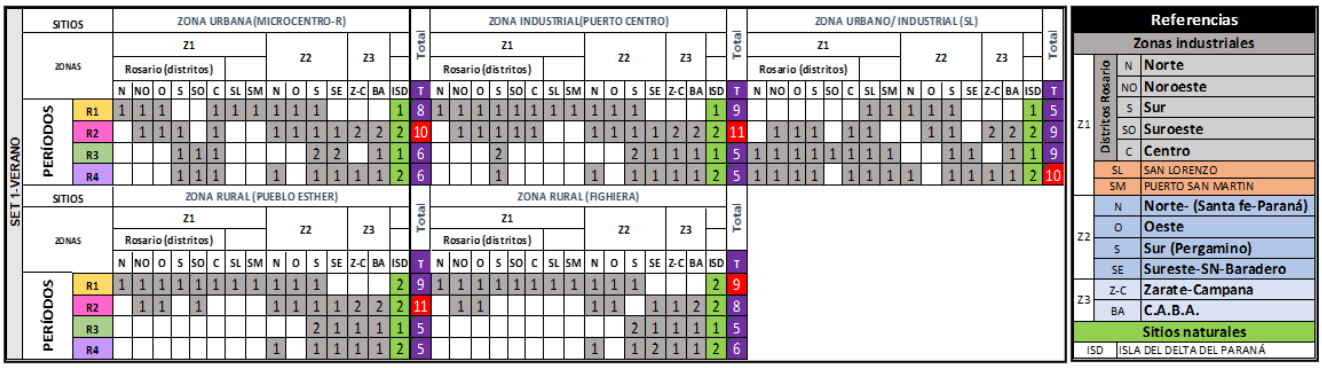


Figura 6.11. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. a) Rosario Centro, Argentina. b) Puerto centro Rosario, Arg. c) Zona urbana, San Lorenzo, Arg, c') Muelle Linda Vista, Puerto San Martín, d) Pueblo Esther, Santa Fe, Arg y e) Fighiera, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.2.2. OBSERVACIONES SET 1- VERANO

A continuación, se observa la matriz correspondiente al SET1-Verano, donde se relacionan las trayectorias que arriban a cada sitio para los períodos en cuestión y su paso por las zonas industriales y sitios naturales.

Tabla 6.3. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET1-Verano. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set.



A partir de la Tabla 6.3, se destaca el período R2 (16/02/2022 - 19/02/2022), donde se observa una tendencia de paso de masas de aire por diversas zonas industriales en varios sitios, lo cual implica una mayor variedad de aerosoles de origen industrial. Dicho período muestra la máxima incidencia industrial en todos los sitios, excepto en Fighiera cuya máxima incidencia de masas de aire que atraviesan industrias se da durante el período R1.

En el Muelle Linda Vista, se observa el período R3 (19/02/2022- 22/02/2022), que las masas de aire pasan por la totalidad de los distritos de Rosario con una gran frecuencia, en cambio en el R4 (22/02/2022 al 26/02/2022) se observa una alta frecuencia de las masas de aire por las islas del Delta del Paraná y también engloban el paso por la ciudad de Rosario.

Los últimos dos períodos (R3 y R4), resultan los de menor influencia industrial en los sitios de Rosario centro, Puerto centro, Pueblo Esther y Fighiera, debido a que las masas de aire pasan solo por algunos sectores de la ciudad de Rosario y no lo realizan por el Departamento de San Lorenzo, aunque se destaca el paso por la zona Z2SE, Z-C y C.A.B.A, las cuales son zonas de alta densidad industrial.

- Rosario Centro: El mayor aporte industrial corresponde al R2, el cual presenta alta frecuencia de paso de masas de aire por las zonas de C.A.B.A., Zárate-Campana. Continuando el R1, donde si bien ya no se observa el paso de las masas de aire por los sitios mencionados anteriormente en R2, se adiciona el paso por el cordón industrial de Puerto San Martín y San Lorenzo. Por último, con menor aporte de zonas industriales el R3 y R4, donde disminuye la frecuencia de paso por C.A.B.A, Z-C y el cordón industrial de San Lorenzo. Se observa en R3 alta frecuencia de paso por el Parque Industrial Alvear y Parque de Villa Gobernador Gálvez, localizados a 13,6 km y 8,6 km respectivamente al sitio de Rosario Centro.

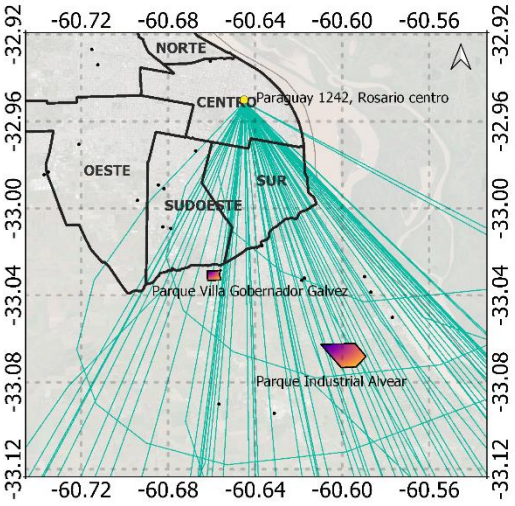


Figura 6.12. Mapa de retrotrayectorias de R3, con arribo a Rosario Centro, se observa la influencia de los parques industriales cercanos a la ciudad.

- Puerto Centro de Rosario: El período R2 engloba el paso de masas de aire por varias direcciones respecto a sitios industriales, con alta frecuencia en C.A.B.A. y Z-C. Seguido de R1, con menor carga de origen industrial, debido a la ausencia del paso de masas de aire por la zona de C.A.B.A, Z-C y Sureste de Z2. El R3-R4 son períodos de bajo aporte industrial debido a la baja incidencia de la ciudad de Rosario, el cordón industrial de San Lorenzo-Puerto San Martín y Zona Oeste de Z2.
- Sitio urbano de San Lorenzo, Santa Fe, Arg. y Muelle Linda Vista, Puerto San Martin, Arg.: Se observa un mayor aporte industrial en los períodos R2, R3 y R4 Figura 6.10- c y c'), para estos períodos hay un aumento de la frecuencia de masas de aire que efectúan su paso por la zona industrial del sureste de Z2, Tramo Zárate-Campana y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Para R1,

disminuye la frecuencia de las masas de aire que efectúan su paso por zonas industriales y no se observa el paso de las masas de aire por la ciudad de Rosario, previo al arribo al sitio urbano de San Lorenzo, ni por la zona Sureste de Z2, C.A.B.A y Z-C. En la Figura 6.11 - c y c', se observa la incidencia de una gran cantidad de industrias comprendidas en radios menores a 5 km.

- Pueblo Esther, Santa Fe, Arg. Y Fighiera, Santa Fe, Arg: Presentan una incidencia industrial similar, destacándose el período R2 en Pueblo Esther, con alta frecuencia de masas de aire por C.A.B.A. y Z-C, comparando con Fighiera donde el aporte de Z-C disminuye. Destacándose en ambos sitios el paso de las masas de aire por la ciudad de Rosario para R1 y R2, y la ausencia de paso por dicho sitio para R3 y R4. En la Figura 6.11-d, se observa el paso de las masas de aire de R1 (líneas amarillas) y R2 (líneas Fucsia) por el parque industrial Alvear (Polígono tornasol) previo al arribo en Pueblo Esther. Además, al encontrarse, Fighiera y Pueblo Esther, ubicados en áreas predominantemente rurales y cercanas a la zona natural del delta del Paraná, la contribución de aerosoles de fuentes antropogénicas locales es baja en ausencia de incendios. Complementariamente, el entorno rural/natural actúa como un sistema de depuración del aire, reduciendo la carga de aerosoles gracias a sumideros naturales de la contaminación, como es el caso de la vegetación que atrapa partículas en suspensión (las cuales quedan retenidas en la superficie de hojas y ramas que actúan como filtros vivos) y gases contaminantes a través de sus estomas (Lindén et al., 2023)

6.1.1.2.4.2.3. RESUMEN SET 1- VERANO

A modo resumen, durante el SET 1 de verano, los períodos con mayor influencia industrial debido al paso de las masas de aire son:

- R1, 13/02/2022-16/02/2022: Contempla la participación de industrias localizadas al Norte, Noroeste, Oeste y Sur de Santa Fe. En el presente período no participa la ciudad Autónoma de Buenos Aires, Z-C, ni el sureste de Rosario.
- R2, 16/02/2022-19/02/2022: Caracterizado por ser un período donde las masas de aire tienen su origen en diversos sitios, predominando el paso por el tramo zona Sureste a la ciudad de Rosario, Z-C, C.A.B.A. y Zona Oeste.

Los períodos de menor influencia industrial, exceptuando el caso del sitio de San Lorenzo:

- R3, 19/02/2022 al 22/02/2022: En donde en la mayoría de los sitios las masas de aire no presentan alta frecuencia de paso por la ciudad de Rosario ni por el Departamento de San Lorenzo.
- R4, 22/02/2022 al 26/02/2022: se caracteriza principalmente por una mayor frecuencia de paso de las masas de aire por las Islas del Delta del Paraná.

Para el sitio de Puerto Linda vista, el R4 resulta el de mayor aporte industrial, ya que si bien las masas de aire efectúan su paso por las islas del Paraná, en parte también lo realizan por la ciudad de Rosario como se observa en la Figura 6.10-c'.

6.1.1.2.4.3. Comparación SET1 - Invierno y SET1 - Verano.

Para los sitios analizados durante estos períodos se observó una mayor frecuencia de paso de masas de aires por sectores industriales durante el SET1-Verano en comparación con el SET1 - Invierno. Obteniéndose mayores valores totales en la matriz de dicho SET (Tabla 6.3), exceptuando el R2 del SET1- Invierno.

6.1.1.2.4.4. SET 2 - Invierno

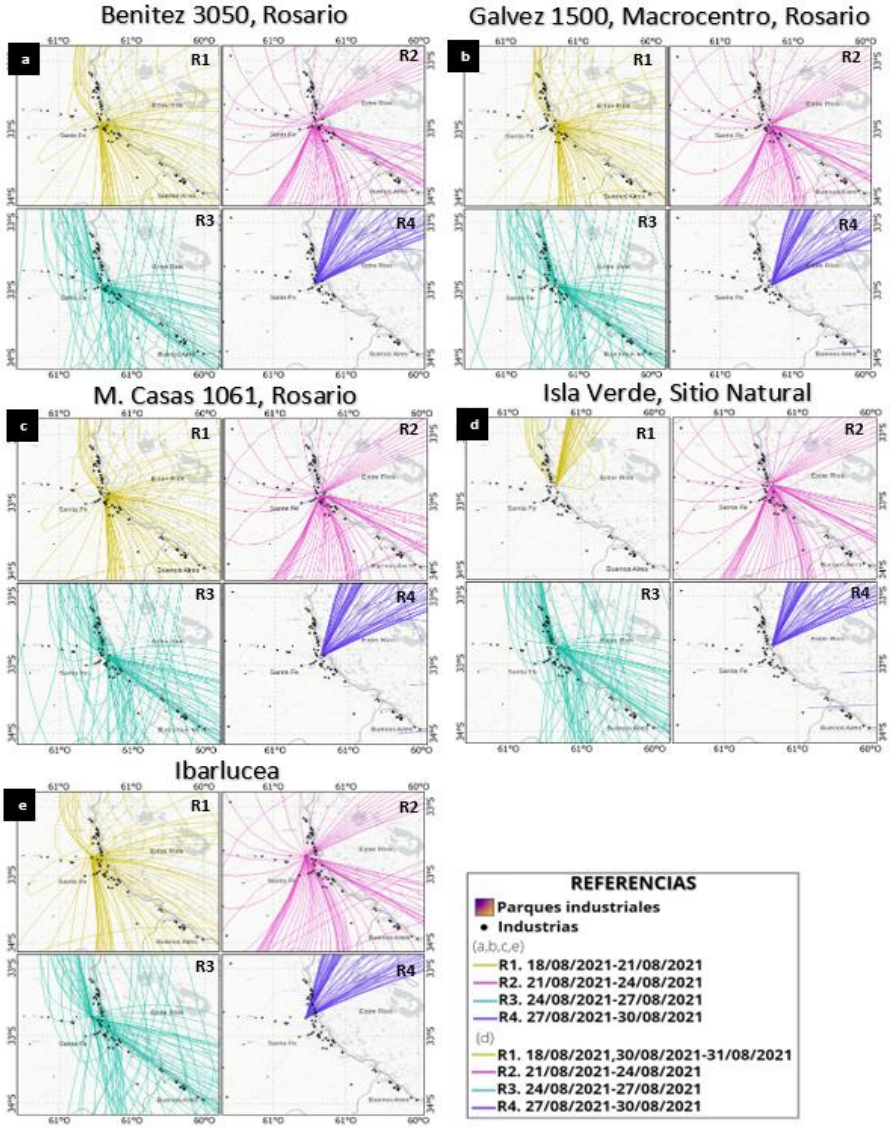


Figura 6.13. Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. b) Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre R y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.4.1. Zonas de arribo de masas de aire SET 2 - INVIERNO.

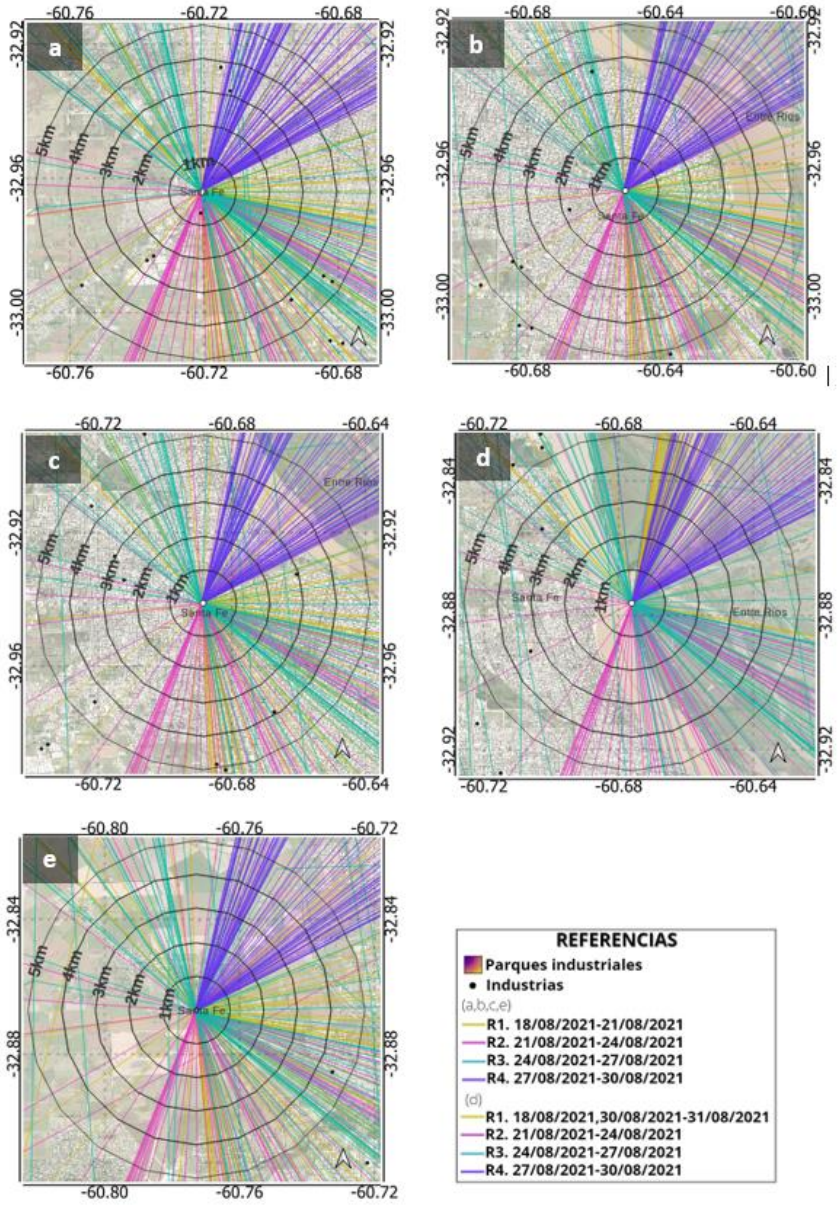
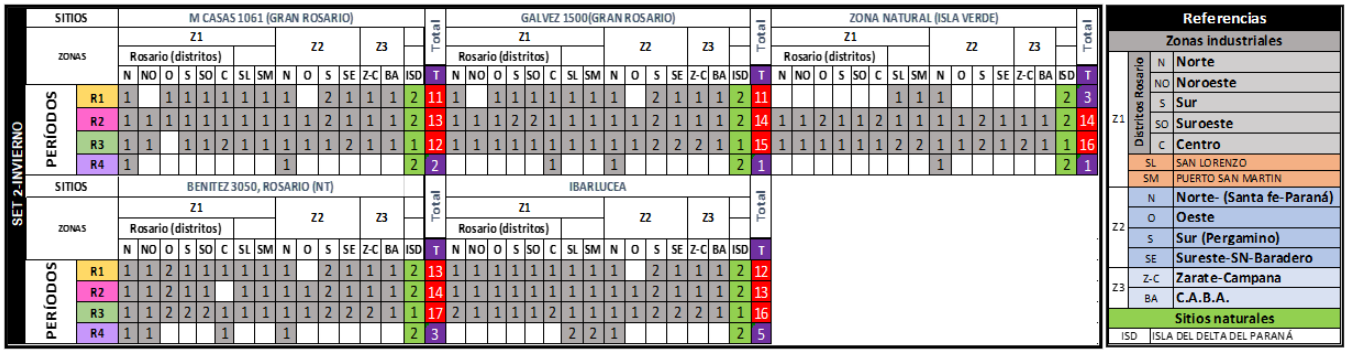


Figura 6.14. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. b) Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre Ríos y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.4.2. OBSERVACIONES SET 2- INVIERNO

A continuación, se observa la matriz correspondiente al SET2 - invierno, donde se relacionan las trayectorias que arriban a cada sitio para los períodos en cuestión y su paso por las zonas industriales y sitios naturales.

Tabla 6.4. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET2-Invierno. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set.



A partir de la Tabla 6.4, se observa una mayor influencia industrial en los períodos R1, R2 y R3 en la totalidad de los sitios, exceptuando el sitio natural Isla Verde, donde en R1 se obtiene una baja valoración referida a la variabilidad de industrias que aportan en el presente período. Globalmente el período que resulta con menor aporte industrial es el R4, obteniéndose valores bajos en la totalidad de los sitios.

M. Casas 1061, Gran Rosario: El período de mayor aporte industrial resulta el R2, donde se observa la influencia de todas las zonas consideradas en el análisis, aumentando su frecuencia en la dirección sur de Z2, donde se observa alta frecuencia de paso de las masas de aire por la localidad de Pergamino y otras industrias de la provincia de Buenos Aires. También se observa el paso por los parques industriales de Villa Gobernador Gálvez y Alvear.

Continuando con un alto valor el R3, donde predominan las industrias del sureste de Z2 donde se observa el paso por varios parques industriales localizados en la zona (Comirsa, Area Industrial de Desarrollo de Villa Constitución, Sector industrial planificado mixto de San Nicolás de los Arroyos). Continuando con la dirección se observa el paso por Zárate-Campana y C.A.B.A. Alta frecuencia de masas de aire por el distrito centro de la ciudad de Rosario.

R4, resulta el período de menor aporte industrial predominando la dirección de las masas de aire procedentes de las islas del Delta del Paraná, haciendo un paso previo a su arribo por el distrito norte de la ciudad de Rosario.

Gálvez 1500, Zona Hospitales, Rosario: El período de mayor influencia industrial resulta el R3, donde se observa una alta frecuencia de paso de las masas de aire por las zonas

industriales localizadas en Z2: sur, sureste y en Z3: Z-C. También el observa la influencia de las demás zonas industriales consideradas. Continuando a R3, le sigue R2, con un alto aporte predominando el distrito sudoeste de Rosario y el sur de Z2. En tercer lugar se encuentra el R1, donde continúa predominando las altas frecuencias en Z2 sur. Finalmente se encuentra R4, con un alto predominio de masas de aire provenientes de la zona de las islas del Delta del Paraná.

Isla Verde, Isla del Delta de Paraná, sitio natural: R3 representa el período de mayor influencia industrial, donde se destacan los aportes del cordón industrial de San Lorenzo, Puerto San Martín, las industrias localizadas en Zárate-Campana y zona Sur de Z2. R1 y R4 resultan los de menor influencia industrial predominando el paso por sitios naturales.

Benítez 3050, Rosario, sitio industrial: El período de mayor influencia industrial resulta el R3, destacándose las industrias localizadas en el distrito oeste y sudoeste de la ciudad de Rosario, sur y sureste de Z2 y la zona de Zárate-Campana. Continuando con altos valores de influencia el R2 y R1, destacándose la zona oeste de Rosario, y sur de Z2. En R4 se sigue observando una baja influencia industrial. En la Figura 6.16-a, se observan la gran cantidad de industrias (representadas con puntos negros) pertenecientes al distrito oeste y que se encuentran a un radio menor a 5 km del sitio en cuestión.

Ibarlucea, Santa Fe: Se destaca R3, con una alta influencia industrial y predominio en Z2 sur, sureste de Z2 y Z-C. Continuando R2 y R1, ambos con alto predominio del sector Z2Sur. R4, resulta el de menor valoración en cuanto a la influencia de zonas industriales, aunque se observa una alta frecuencia y cercanía de las masas de aire que vienen del cordón industrial de San Lorenzo y Puerto San Martín.

6.1.1.2.4.4.3. RESUMEN SET 2 - Invierno

Durante el SET 2 - Invierno, los períodos con mayor influencia industrial resultan:

- R3, 24/08/2021-27/08/2021: Con predominio en las zonas industriales Z2S, Z2SE y las zonas industriales de Zárate-Campana (Z-C). También se observa el paso de masas de aire por la ciudad autónoma de Buenos Aires.
- R2, 21/08/2021-24/08/2021: es un período de alta influencia industrial, donde en la mayoría de los sitios la totalidad de las zonas estudiadas influyen en las masas de aire, predominando una alta frecuencia de la dirección sur en Z2.
- R1, 18/08/2021-21/08/2021: continúa el predominio de la dirección sur en Z2 y es un período de alta influencia industrial para la totalidad de los sitios, exceptuando isla verde.
- A nivel general, el período de baja influencia industrial corresponde a R4 comprendido entre 27/08/2021 y 30/08/2021).

R4 representa el período de menor influencia industrial, 27/08/2021-30/08/2021. El único sitio que se destaca en este período es Ibarlucea, el cual presenta una alta frecuencia de masas de aire provenientes de las industrias localizadas en San Lorenzo y Puerto San Martín, lo cual representa un aspecto de impacto local debido a las cercanías de las fuentes de emisión de aerosoles. Dicho evento se puede observar en la Figura 6.13-e-R4.

6.1.1.2.4.5. SET-2- VERANO

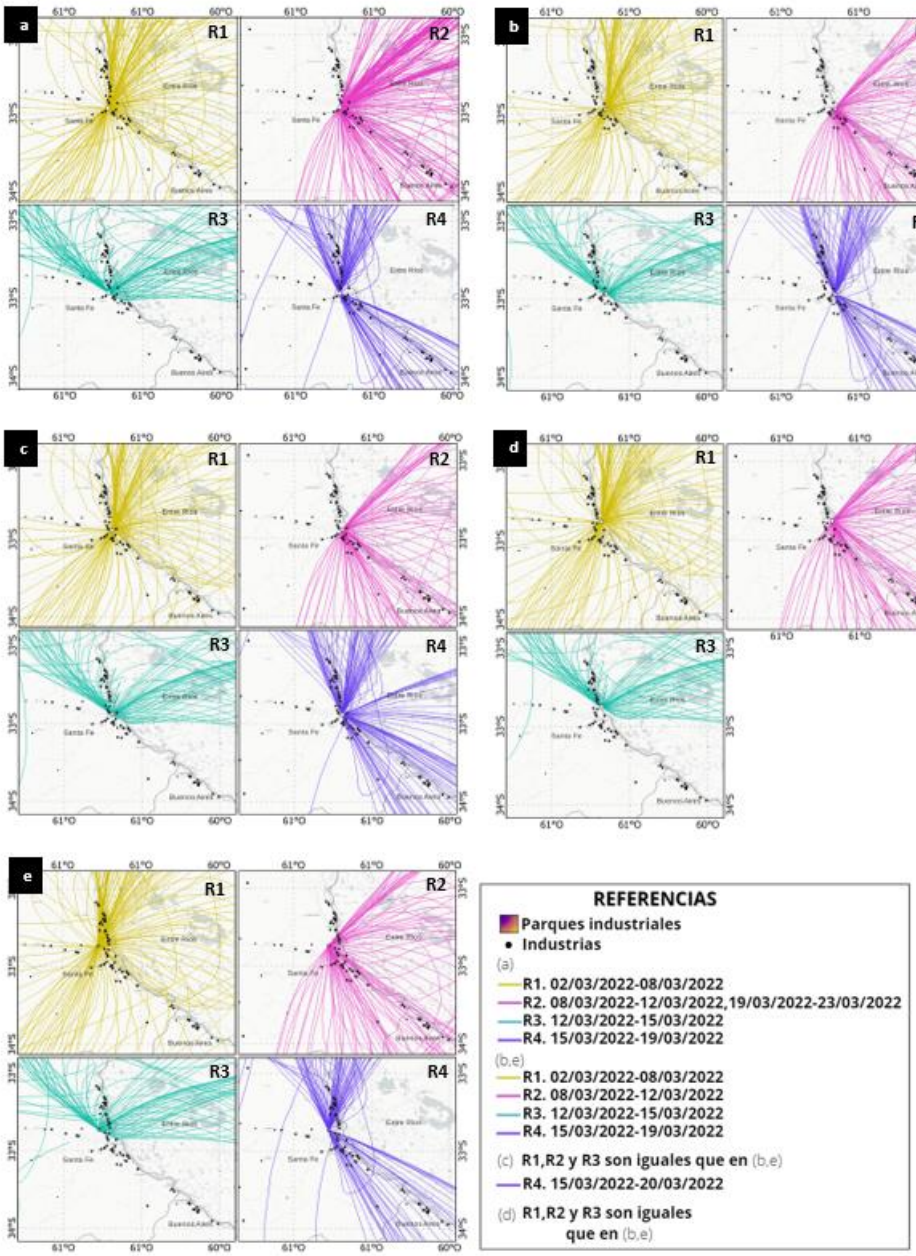


Figura 6.15. Mapas de industrias cercanas a la zona de arribo y retro trayectorias de masas de aire. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. b) Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre Ríos y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.5.1. Zonas de arribo de masas de aire SET-2 VERANO.

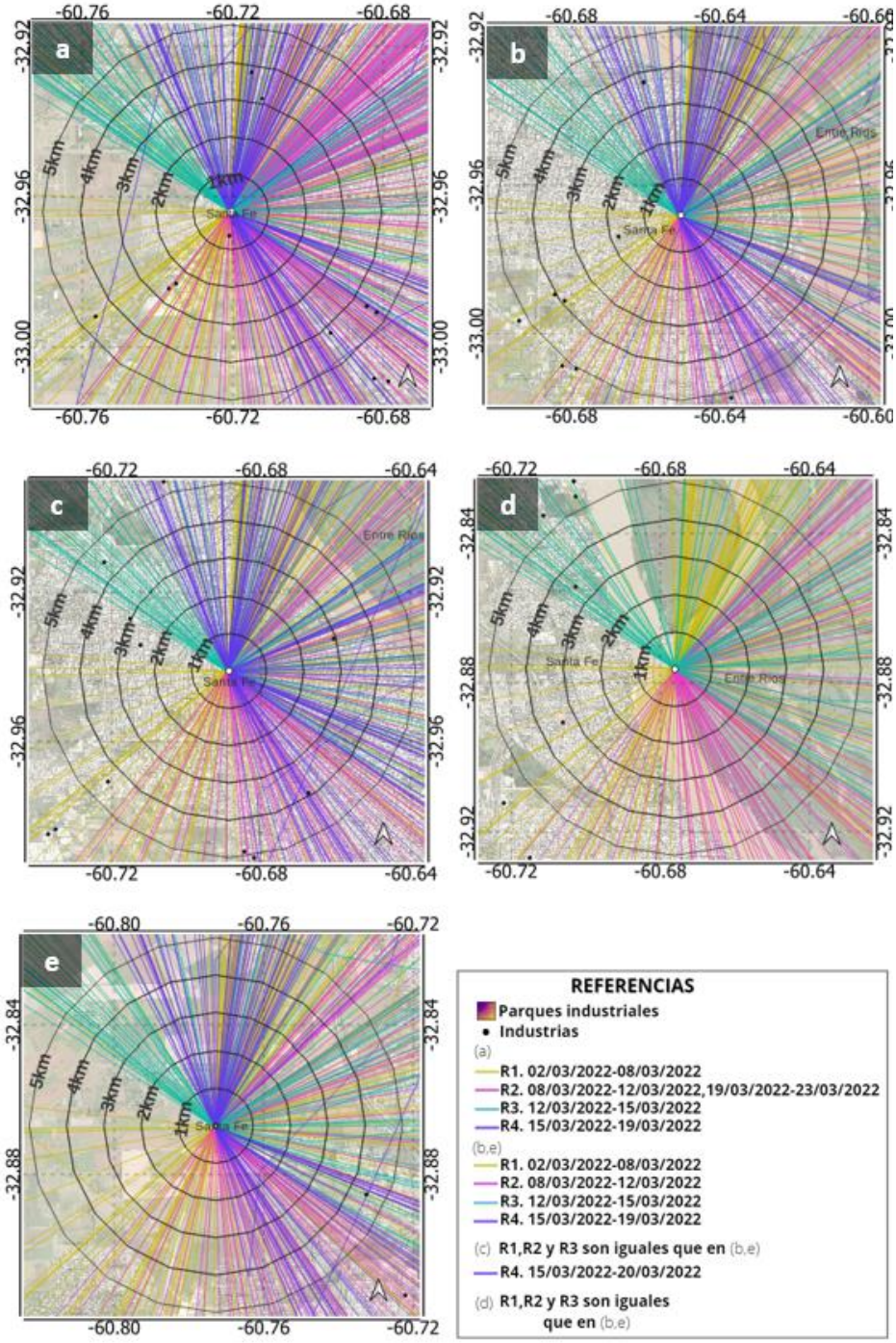


Figura 6.16. Mapas con enfoque en zonas de arribo de trayectorias de masas de aire y visión a distintas distancias del sitio. Zona de arribo: a) Zona Industrial, Benítez 3050, Rosario, Argentina. Gálvez 1500, Macrocentro, Rosario, Argentina (Zona Industrial). c) Macrocentro, M. Casas 1061, Rosario. d) Isla verde, Isla del delta del Paraná, Entre Ríos y e) Ibarlucea, Santa Fe, Arg.

6.1.1.2.4.5.2. OBSERVACIONES SET 2- VERANO

A continuación, se observa la matriz correspondiente al SET 2 - VERANO, donde se relacionan las trayectorias que arriban a cada sitio para los períodos en cuestión y su paso por las zonas industriales y sitios naturales.

Tabla 6.5. Matriz de zonas de influencia industrial debido al paso de masas de aire vs. períodos muestreados, para el SET2-Verano. Los casilleros rojos muestran los períodos de mayor influencia industrial del set.

SET 2-VERANO

SITIOS	ZONAS	PERÍODOS	M CASAS 1061 (GRAN ROSARIO)																			Total
			Z1								Z2					Z3						
			Rosario (distritos)																			
			N	NO	O	S	SO	C	SL	SM	N	O	S	SE	Z-C	BA	ISD	T				
		R1	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1			2	12				
		R2			1	2	2	1					1	2	2	2	2	10				
		R3		2					1	1					1	1	2	6				
		R4	2			2	1	2	2	2	1			1	2	2	2	13				

SITIOS	ZONAS	PERÍODOS	GALVEZ 1500(GRAN ROSARIO)																			Total
			Z1								Z2					Z3						
			Rosario (distritos)																			
			N	NO	O	S	SO	C	SL	SM	N	O	S	SE	Z-C	BA	ISD	T				
		R1	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1			2	13				
		R2				2	1	2							1	2	2	7				
		R3	2	2					1	1							2	8				
		R4				2		2	2	2	1			1	1	1	2	8				

SITIOS	ZONAS	PERÍODOS	BENITEZ 3050, ROSARIO (NT)																			Total
			Z1								Z2					Z3						
			Rosario (distritos)																			
			N	NO	O	S	SO	C	SL	SM	N	O	S	SE	Z-C	BA	ISD	T				
		R1	2	2	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1			2	14				
		R2	1	1	2	1	1	1					1	2	2	2	2	13				
		R3	1	1	1	1	1	1	1	1							2	6				
		R4	1	2	1	1		1	1	2			1	1	2	1	2	12				

SITIOS	ZONAS	PERÍODOS	IBARLUCEA																			Total
			Z1								Z2					Z3						
			Rosario (distritos)																			
			N	NO	O	S	SO	C	SL	SM	N	O	S	SE	Z-C	BA	ISD	T				
		R1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1			1	13				
		R2	1	2	1	1		1	2	2			1	2	2	1	2	14				
		R3	1					1	1						1	1	2	5				
		R4	1	1	1	1	1	1	2	2	2			1	1	1	1	13				

SITIOS	ZONAS	PERÍODOS	ZONA NATURAL (ISLA VERDE)																			Total
			Z1								Z2					Z3						
			Rosario (distritos)																			
			N	NO	O	S	SO	C	SL	SM	N	O	S	SE	Z-C	BA	ISD	T				
		R1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1			2	11				
		R2	1	1	1	2	1	2					1	2	1	1	2	9				
		R3							1	1					1	1	2	4				
		R4																				

Referencias		
Zonas industriales		
Z1	Distritos Rosario	N Norte
		NO Noroeste
		S Sur
		SO Suroeste
		C Centro
		SL SAN LORENZO
		SM PUERTO SAN MARTIN
Z2		N Norte- (Santa fe-Paraná)
		O Oeste
		S Sur (Pergamino)
		SE Sureste-SN-Baradero
Z3		Z-C Zarate-Campana
		BA C.A.B.A.
Sitios naturales		
ISD		ISLA DEL DELTA DEL PARANÁ

M. Casas 1061, Gran Rosario: El período de mayor influencia industrial corresponde a R4, donde predominan las altas frecuencias de las zonas industriales de Puerto San Martín y San Lorenzo, de Z-C y C.A.B.A. Continúan los periodos de R1, con predominio en el distrito centro y oeste de la ciudad de Rosario y el sector norte de Z2. Luego, R2 con predominio en las zonas sur y sureste de Z1, y sureste de Z2, Z-C y C.A.B.A. El período con menor influencia industrial resulta R3.

Gálvez 1500, Zona Hospitales, Rosario: R1 representa el período de mayor influencia industrial, donde aportan a las masas de aire la mayor parte de las industrias consideradas. Predominando el distrito suroeste y centro de la ciudad de Rosario y el sector norte de Z2.

Continúan R3 y R4 con aportes menores, predominando las altas frecuencias de paso por San Lorenzo y Puerto San Martín, el distrito sur de la ciudad de Rosario para R4 y para R3 el distrito Norte y Noroeste de la ciudad de Rosario. El período de menor influencia industrial corresponde a R2 donde el predominio corresponde a los distritos Centro y sur de la ciudad de Rosario, donde no hay gran cantidad de industrias y al sector sureste de Z2, Z-C donde en este caso, como se mencionó anteriormente son zonas industriales de interés.

Isla Verde, Isla del Delta de Paraná, sitio natural: El período de mayor influencia industrial corresponde a R1 donde hay una alta incidencia del sector norte de Z2 e intervienen en menor frecuencia las demás zonas industriales analizadas. R2 continúa en el escalafón de influencia industrial, aunque dejan de intervenir las zonas industriales de San Lorenzo y Puerto San Martín. R3 se presenta como el período de menor influencia industrial.

Benítez 3050, Rosario, sitio industrial (NT): R1 resulta el período de mayor influencia industrial interviniendo principalmente las industrias localizadas en los distritos oeste, norte y noroeste de la ciudad de Rosario. Predominando el sector industrial norte de Z2. Con una alta influencia continua R2, donde predomina el distrito oeste de la ciudad de Rosario, el sector Z2SE, Z-C y C.A.B.A. Finalizando con los periodos de alta influencia para el sitio en cuestión, se encuentra R4, predominando el distrito noroeste de Rosario y Z2N. El R3 resulta el de menor influencia industrial donde no se observa la influencia del sector sureste de Z2 ni de las zonas de alta densidad industrial localizadas en Buenos Aires.

Ibarlucea, Santa Fe: R2 representa el período de alta influencia industrial debido a la alta frecuencia de masas de aire en direcciones del distrito noroeste, Puerto San Martín y San Lorenzo, C.A.B.A , Z-C, Z2SE. Continuando R1 y R4, donde la alta frecuencia de paso por las zonas de San Lorenzo y Puerto San Martín se conservan, disminuyendo las frecuencias del sector sureste de Z2 y Z-C. El período R3 representa el de menor influencia industrial.

6.1.1.2.4.5.3. RESUMEN SET2- VERANO

Durante el SET 2 - VERANO, los períodos con mayor influencia industrial son:

- R1,02/03/2022-08/03/2022: con predominio en todas las zonas consideradas excepto en Z-C y Ciudad Autónoma de Buenos Aires (solo influye en Gálvez 1500, Macrocentro Rosario). Presenta alta influencia de industrias del norte de Z2 (Santa Fe y Paraná) en la totalidad de los sitios. El sitio ubicado en Benítez 3050, se encuentra fuertemente influenciado por los distritos N, NO y O de la ciudad de Rosario. Ibarlucea presenta alta influencia de Puerto San Martín y San Lorenzo.
- R2, 08/03/2022-12/03/2022: Presenta altas frecuencias en la ciudad de Buenos Aires, Zárate-Campana y Z2SE, excepto para el caso de Isla Verde. San Lorenzo

y Puerto General San Martín sólo influyen con alta frecuencia en Ibarlucea, sumado a la cercanía al sitio, las masas de aire que arribaron a los demás sitios analizados no tienen paso por estos sectores industriales.

- R4, 15/03/2022-19/03/2022: Tuvo una duración de un día más para el sitio de M. Casas 1061 (Macrocentro de Rosario). Presenta alta influencia de Puerto San Martín y San Lorenzo en todos los sitios excepto zona industrial oeste de Rosario (Benitez 3050, NT), donde las mayores frecuencias se encuentran en el norte de Z2 y NO de Rosario para dicho sitio. Influyen la mayoría de las zonas consideradas, presentando variabilidad de frecuencia entre los sitios. En todo el período las masas de aire no pasan por el Z2O y Z2S. No se consideró R4 para el análisis en Isla Verde.
- A nivel global, el período de baja influencia industrial corresponde a R3, comprendido entre 12/03/2022 y 15/03/2022, donde en general para la mayoría de los sitios presenta baja influencia de los sectores PM, SL, Z-C y BA. Exceptuando el sitio de Benítez 3050, donde no influye BA y sólo influyen la ciudad de Rosario, SL y Puerto Gral. SM.

6.1.1.2.4.6. Comparación SET2-INVIERNO y SET2- VERANO.

Para los sitios analizados durante estos períodos se observó que SET2-Invierno y SET2-Verano presentan alta influencia industrial, exceptuando los períodos en los que se destacó baja influencia, R4 para el SET2-INVIERNO y R3 en SET2-VERANO.

6.1.1.2.4.7. ANÁLISIS DE INFLUENCIA DE INDUSTRIAS A DISTANCIA

A partir de los estudios realizados para los SETS de Invierno y Verano, se incorporaron los períodos de Otoño y Primavera, considerando que las masas de aire pueden presentar patrones similares en los distintos sitios debido a su proximidad. Además, se llevó a cabo un estudio que analizó la influencia de las industrias, no sólo en las zonas cercanas, sino también a mayor distancia.

A partir de la Figura 6.17, se observa el recorrido de las masas de aire antes de su llegada a los sitios de muestreo en cada período de la campaña. A partir de la misma, se puede observar que el SET1-Invierno, corresponde al período de menor influencia

industrial, donde las masas de aire no efectúan su paso por la Ciudad de Buenos Aires y el Gran Buenos Aires, sino que lo hacen por el centro-este del país, donde potencialmente se pudieron ver influenciadas por industrias, en su mayoría aceiteras/cerealeras de la provincia de Santa Fe (principalmente R2, R3 y R4). Los otros períodos que presentaron potencialmente bajo aporte industrial, debido a que sus masas de aire no efectúan su paso por la zona industrial del Gran Buenos Aires, área donde hay una mayor diversidad industrial, son:

- SET1-Verano (R1), SET2-Invierno (R4), SET2-Otoño (R2).

Se identificaron períodos en donde las trayectorias de masas de aire presentan un patrón similar, con su paso por conglomerados industriales ubicados en la Prov. De Santa Fe, Buenos Aires y Neuquén, los cual pueden llegar a representar los períodos de mayor aporte industrial diversificado:

- SET1-Otoño (R2), SET1-Primavera (R2 y R3), SET2-Invierno (R1, R2 y R3), SET2-Verano (R1, R2 y R4), SET3-Primavera (R1, R2 y R3), SET2-Primavera (R2).

En SET2 – Verano (R1 y R3), SET1-Invierno (R2), SET1-Verano (R1 y R2), SET2-Verano (R1 y R3), SET3-Primavera (R1) se suma el aporte de las industrias de Córdoba, donde se observa el paso por industrias de alimentos y oleaginosas.

Los períodos R4 del SET1 y SET2 de invierno presentan una influencia industrial similar, originada en el noreste de Argentina.

SET1-Invierno (R1) y SET1-Otoño (R1) presentan trayectorias de masas de aire con un patrón similar, caracterizado por la influencia de industrias en el sureste del país, especialmente del sector oleaginoso y alimenticio. Además, se destaca el aporte de Chubut, donde se encuentran las únicas plantas de fabricación de aluminio en Argentina, junto con explotaciones hidrocarburíferas y compresoras de gas.

Cabe destacar que en SET1 y SET2 – Invierno (R4), SET1-Otoño (R3), SET3-Otoño (R1) SET2-Otoño (R3), SET1-Primavera (R2), SET2-Primavera (R1), SET3-Primavera (R2) al presentar la influencia del noreste del país se observa el paso de masas de aire por una gran cantidad de industrias productoras de yerba mate, ubicadas en Misiones,

las cuales generan material particulado a partir del secado de la materia prima (ramas y hojas de yerba mate), molienda y clasificación.

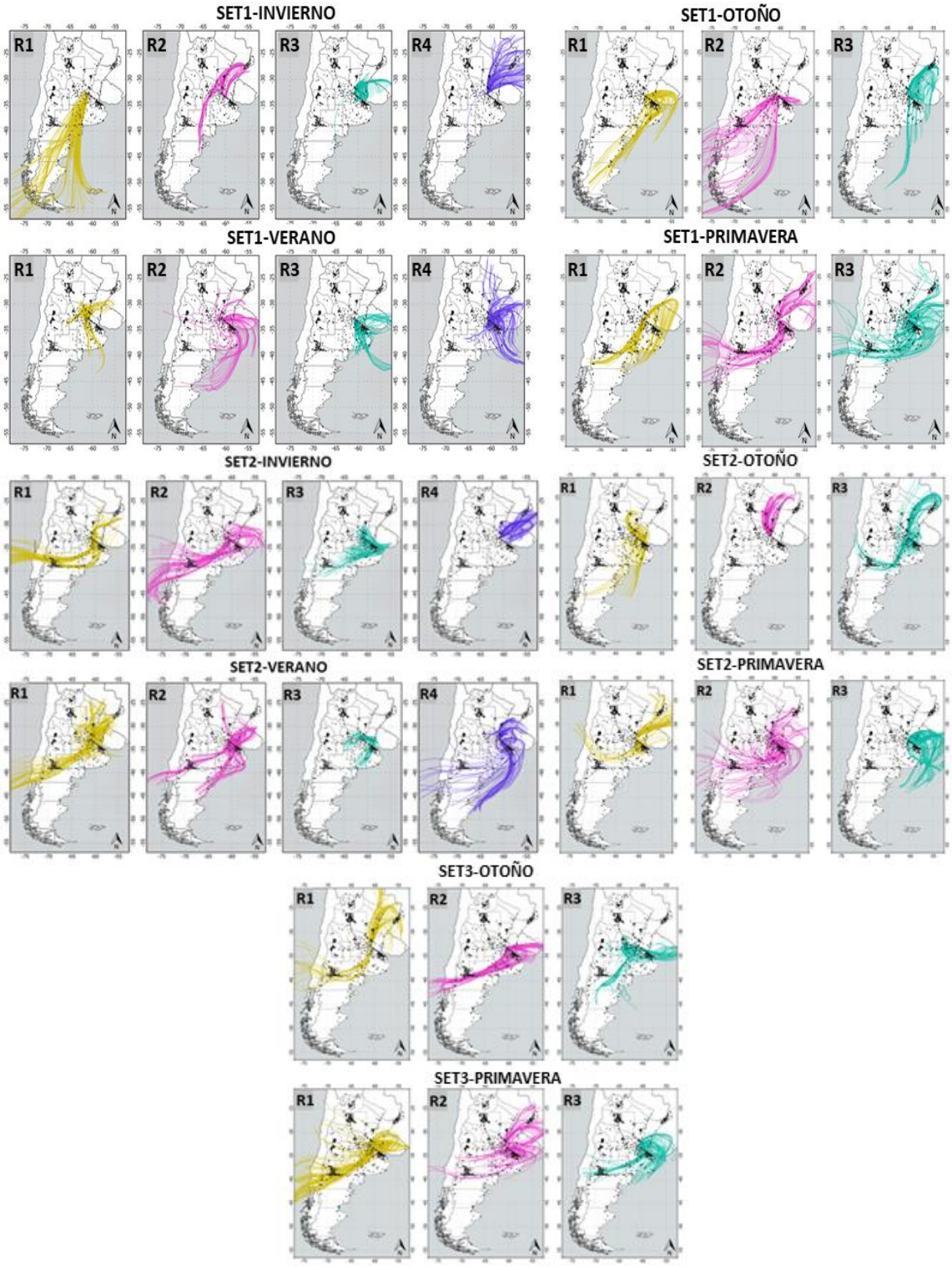


Figura 6.17. Mapas de Argentina con retrotrayectorias de masas de aire, que arriban al centro de la ciudad de Rosario (32°57'39.33" S; 60°38'43.632" W; 45.6 m s.n.m) para los períodos muestreados.

6.1.1.3. CONCLUSIONES

Comparando los SETS muestreados, a niveles generales, el segundo SET presenta mayor influencia industrial que el resto de los SETS para cada temporada, debido a que se observa el paso de masas de aire por sectores de alta densidad industrial como es el centro-este del país, donde predomina la producción oleaginosa, química, metalúrgica, textil, alimentos, producción de automotores y autopartes, sumado a la región de Neuquén y norte de Río Negro, donde predominan las explotaciones hidrocarburíferas. En todos los períodos del SET2, excluyendo el R4 de SET2-Invierno y R2 de SET2-Otoño, se observa el paso por el tramo Rosario-Buenos Aires y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, donde se encuentran una gran cantidad y variedad de industrias metalúrgicas, textil, química, alimentos, entre otras.

Se destaca que durante los muestreos efectuados no hubo un potencial aporte de sectores industriales ubicados en el Noroeste del País. Los aportes principales fueron por industrias ubicadas en el centro-este, noreste y sureste de Argentina.

El SET1-Invierno representó el período de menor aporte industrial.

6.1.2. Análisis de la influencia potencial de aerosoles de origen de incendios en las masas de aire con arribo en la ciudad de Rosario y zonas aledañas

Las emisiones gaseosas de incendios forestales impactan la calidad del aire, especialmente a través del aporte de material particulado PM2.5. Autores como Burke et al. (2023), demuestran dicha premisa a partir del estudio efectuado en EE. UU., donde el humo de incendios ha influido en las tendencias de PM2.5 en casi tres cuartas partes de los estados continentales, revirtiendo parte de los avances que venían teniendo en materia de calidad de aire. Desde 2011, su impacto en los días con concentraciones extremas (>35 μg/m³-límite máximo diario establecido por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA)) resulta un hecho, especialmente en el oeste y medio oeste del país, donde ha sido un factor clave el aumento de incendios.

En Argentina, se encontró un pronunciado aumento en los niveles del material particulado en determinadas ciudades y zonas cercanas a éstas, directamente vinculado a quemas agrícolas estacionales, como en el caso de las quemas de los residuos de cultivos de caña de azúcar, especialmente en primavera, en Tucumán, alcanzándose picos de AOD en septiembre y octubre. El origen de incendios de los aerosoles

presentes en la atmósfera durante la zafra se evidencia también por el gran aumento en el carbono orgánico y el carbono negro (black carbon) durante el invierno tardío y la primavera (García et al., 2018).

Los incendios forestales en Córdoba han demostrado un fuerte impacto en la calidad del aire urbano. Mateos et al. (2019) reportaron que durante los episodios de fuego de 2013 las concentraciones de PM2.5 en la ciudad se incrementaron hasta 56 veces respecto a los niveles habituales, superando reiteradamente la guía diaria de la OMS (25 μg m^{-3}). Estos aumentos estuvieron significativamente asociados con la extensión de los incendios y acompañados por un marcado enriquecimiento de elementos trazadores de biomasa (K, Ca y Fe). En un evento más reciente, entre agosto y octubre de 2020, un estudio de CONAE y la UNC mostró incrementos de hasta tres veces en las concentraciones de NO_2 en relación con el año anterior, atribuibles a incendios en las sierras bajo condiciones de sequía vinculadas al fenómeno de La Niña

Estos estudios abren la posibilidad de investigar si las trayectorias de las masas de aire que arribaron a los sitios de muestreo en Rosario y sus alrededores atravesaron áreas afectadas por incendios en Argentina durante cada período de muestreo y, de ser así, efectuar estimaciones que cuantifiquen su influencia.

La Figura 6.22 muestra los focos de calor detectados por VIIRS/S-NPP, los cuales pudieron haber contribuido al material particulado presente en los sitios de muestreo. Aunque estos focos suelen asociarse a incendios forestales (combustión de biomasa), como se está evaluando todo el país y no sólo un área rural (donde predominantemente representarían incendios), también puede incluir emisiones de calderas industriales alimentadas por combustibles fósiles como nafta o diésel, o bien, biomasa. Otras fuentes relevantes incluyen la infraestructura energética, como plantas termoeléctricas, refinerías y antorchas de quema de gas en la industria petrolera. Finalmente, los incendios en vertederos y basurales, ya sean espontáneos o inducidos, también pueden ser detectados y generar emisiones similares a las de otras fuentes.

Volviendo a los incendios forestales y de pastizales, tanto naturales como provocados, los focos de calor pueden reflejar la quema agrícola para la preparación del suelo o la eliminación de residuos de cosecha, así como también puede ser producto de sequías como las ocasionadas por el fenómeno de La Niña el cual pudo haber potenciado los incendios en Corrientes, donde desde el 15 de enero al 27 de febrero del 2022 se quemaron alrededor de 1.042.500 ha, representando el 12% del territorio provincial (Saucedo et al., 2023). En la Figura 6.18, se observan las áreas afectadas por los incendios, los cuales cubrieron gran parte de la mencionada provincia.

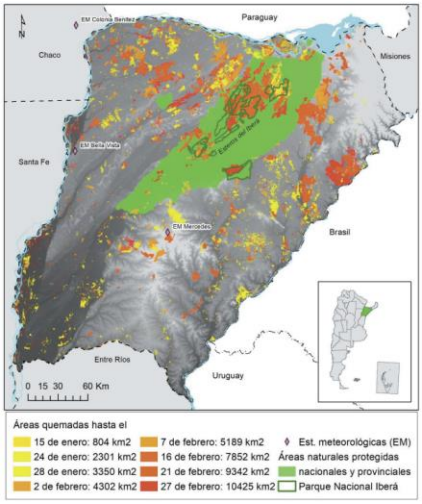


Figura 6.18. Localización de áreas quemadas en la provincia de Corrientes en el año 2022, áreas naturales protegidas y estaciones meteorológicas. Extraído de Saucedo et al. (2023)

Dichos incendios pudieron haber afectado a los muestreos del SET1-Verano (2022), para el cual se observa en la Figura 6.22 que las masas de aire que arribaron a los sitios de medición efectuaron su paso por la provincia de Corrientes, sobre todo en los períodos de muestreo: R1, R2 y R4. Influyendo un mayor número de incendios en R2 (2605) y R4 (2848).

Otros incendios que tuvieron relevancia y que potencialmente afectaron a los muestreos efectuados son aquellos que se generaron en las islas del Delta del Paraná, en zonas ubicadas al sureste de Rosario y que desde el 2020 al 2022 fueron protagonistas durante los meses julio, agosto y septiembre, potenciados por las sequias del fenómeno de la Niña. Los mismos son analizados en el próximo capítulo (Capítulo 7). Los mismos presentaron máximos en agosto y septiembre de 2021 y 2022, dichos eventos coinciden con el SET1 y SET2 de invierno (2021).

Por otro lado, a nivel general se observa un gran número de incendios en el Gran Chaco Americano. Según Vidal-Riveros et al. (2023), dicha región ocupa 1.141.000 km^2 y representa la segunda región forestada más grande de América del Sur (luego del Amazonas) y la tercera ecorregión más extensa. La misma comprende Argentina (61%), Paraguay (28%), Bolivia (11%) y Brasil (0.12%). La densidad poblacional de esta región es muy baja, alrededor de 0.9 habitantes/km^2 (teniendo Argentina una densidad poblacional de 11 hab./km^2). Posee un clima de tipo Monzónico, con veranos cálidos, llegando a alcanzar temperaturas extremas de 50 °C, y húmedos, mientras que los

inviernos son fríos y secos. Dichos autores presentaron la concurrencia de incendios en la zona, destacándose los incendios de mayores áreas quemadas (>100 ha) al este de dicha ecorregión, representados con color verde en la Figura 6.19. También presentan que sus causas son en su mayoría antropogénicas, ya que los propietarios aplican distintas prácticas de manejo del fuego. La agricultura y la ganadería influyen en su uso: mientras que las comunidades indígenas practican una agricultura de subsistencia (1–2 ha por familia), los agricultores recién asentados producen principalmente para el comercio (1–5 ha), y los ganaderos privados utilizan métodos manuales o mecanizados en extensiones mayores (>20 ha). El fuego se emplea para mantener pastizales, regenerar el pasto, eliminar especies invasoras y controlar plagas. De acuerdo a dicho estudio, la temporada de incendios en el Gran Chaco se extiende de abril a octubre, con un pico de ocurrencia en agosto y septiembre. Durante este período, las condiciones frías y secas reducen la humedad de la vegetación, aumentando la probabilidad de ignición y la propagación del fuego. Los incendios suelen iniciarse en pastizales y sabanas a fines del invierno y, en condiciones climáticas extremas, pueden extenderse a bosques y matorrales.

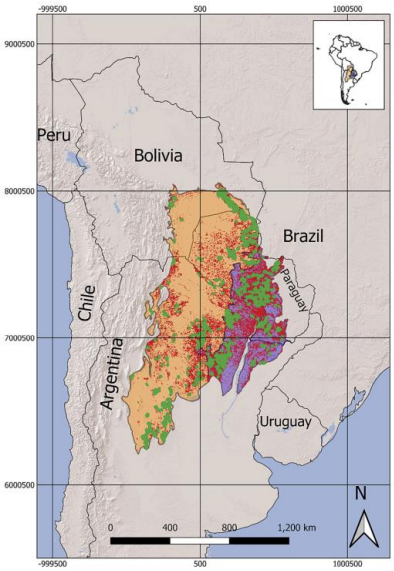


Figura 6.19. Mapa simplificado del Gran Chaco (en color) sobre un mapa de América del Sur. El Gran Chaco se compone de dos grandes ecorregiones: el Chaco Seco (área en naranja) y el Chaco Húmedo (área en violeta). Los puntos rojos representan las áreas quemadas durante las últimas dos décadas, detectadas por MODIS Versión 6.1. La caracterización de los incendios individuales, basada en MODIS Versión 6.1, distingue las quemas prescritas (0–100 ha) en color rojo y los incendios forestales (>100 ha) en color verde. Extraído de Vidal-Riveros et al. (2023).

Relacionando los incendios del Gran Chaco con la Figura 6.22, se puede decir que dichos incendios tienen su potencial incidencia en SET1-Invierno y SET1-Verano (R4 en ambos SETS), SET2-Invierno y SET2-Verano (R1 en ambos SET), SET3-Otoño (R1) y SET2-Otoño (R1, R2 y R3). A nivel general se observa que dichos incendios encabezan la mayoría de los incendios a nivel país, destacándose una mayor densidad de focos de calor principalmente en el invierno, sobre todo durante el mes de agosto.

Por otro lado, los focos de calor detectados al este de la provincia de Neuquén (zona de Añelo), corresponden a las antorchas de la industria hidrocarburífera, donde especialmente se efectúan operaciones de *flaring*, quema de gas natural asociado con las operaciones de extracción de petróleo, lo cual ha crecido año a año. Esta quema de gas genera partículas principalmente de Carbono Negro, debido a la combustión incompleta del metano. Según el estudio efectuado por McEwen & Johnson (2012), una estimación aproximada, considerando un volumen anual de gas quemado de 139 mil millones de m³ y un factor de emisión de 0.51 kg/1000 m³, se calcula que el *flaring* podría generar 70.9 Gg de hollín al año, lo que representaría aproximadamente el 1.6% de las emisiones globales de carbono negro provenientes de la combustión de energía. Las operaciones de flaring en Argentina no sólo se hacen en Neuquén, sino que también al norte y sur de Mendoza, noreste de Salta, noroeste de Formosa y al sur del país (parte de Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego). A partir de la Figura 6.20 Izq., se puede observar la ubicación de los sitios de extracción de petróleo y gas en Argentina.

Figura 6.20. Localización de las concesiones de explotación de hidrocarburos. Izq. Mapa de Argentina con la localización puntual de las industrias de Oil and Gas (2021) Mapa extraído de Secretaría de Energía - Dirección de información energética. Der: Mapa con

los niveles de producción del gas metano referente al año 2022 de cada zona de explotación, donde se observa que la zona de mayor aporte de gas y en la que, por lo tanto, es más frecuente la operación de flaring, corresponde a la ubicada en la provincia de Neuquén. Mapa extraído de Bolsa de Comercio de Rosario (2023).

Se destaca la provincia de Neuquén en la Figura 6.20 Der, aportando el 68% de la producción de gas a nivel país, por lo cual, resulta la provincia que aporta mayores concentraciones de partículas de carbono negro, generadas en sus operaciones de *flaring*.

Relacionando este aspecto con la Figura 6.22, se puede destacar que los incendios mayormente tienen su origen en el norte y noreste del país, y al sur los focos de calor corresponden (en su mayoría) a las operaciones de *flaring*. Desde el punto de vista químico, ambos comparten el mismo tipo de material particulado emitido, el cual corresponde principalmente a partículas de carbono negro. El carbono negro, también conocido como hollín, se forma por la combustión incompleta de combustibles fósiles y, a pesar de su corta vida en la atmósfera, es un potente contribuyente al calentamiento global y al derretimiento del hielo, por lo que su efecto puede tener consecuencias muy negativas para los glaciares de la región cordillerana.

A modo de estimar el número de focos de calor que pudieron llegar a aportar material particulado en cada campaña de monitoreo se presenta la Figura 6.21.

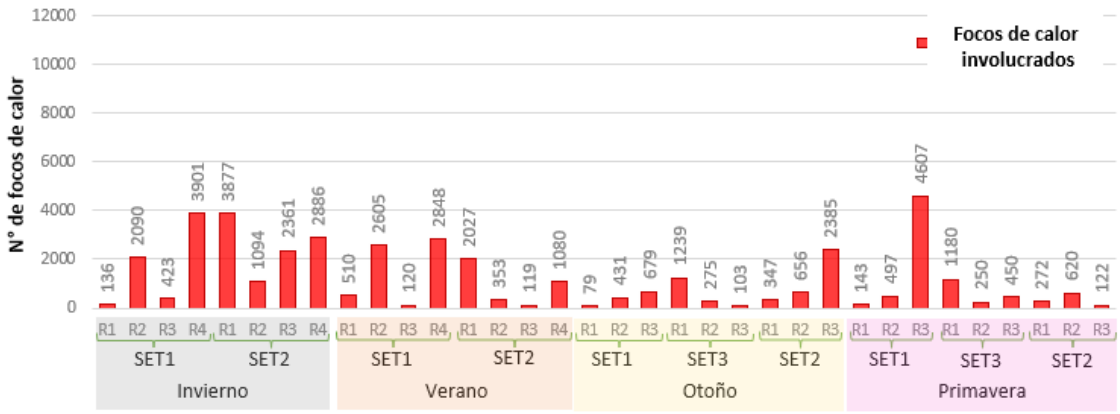


Figura 6.21. Números de focos de calor por los cuales tuvieron su paso las trayectorias de masas de aire previo a su arribo a los sitios de muestreo. Obtenidos con VIIRS/S-NPP en conjunto con metodología Concave Hull.

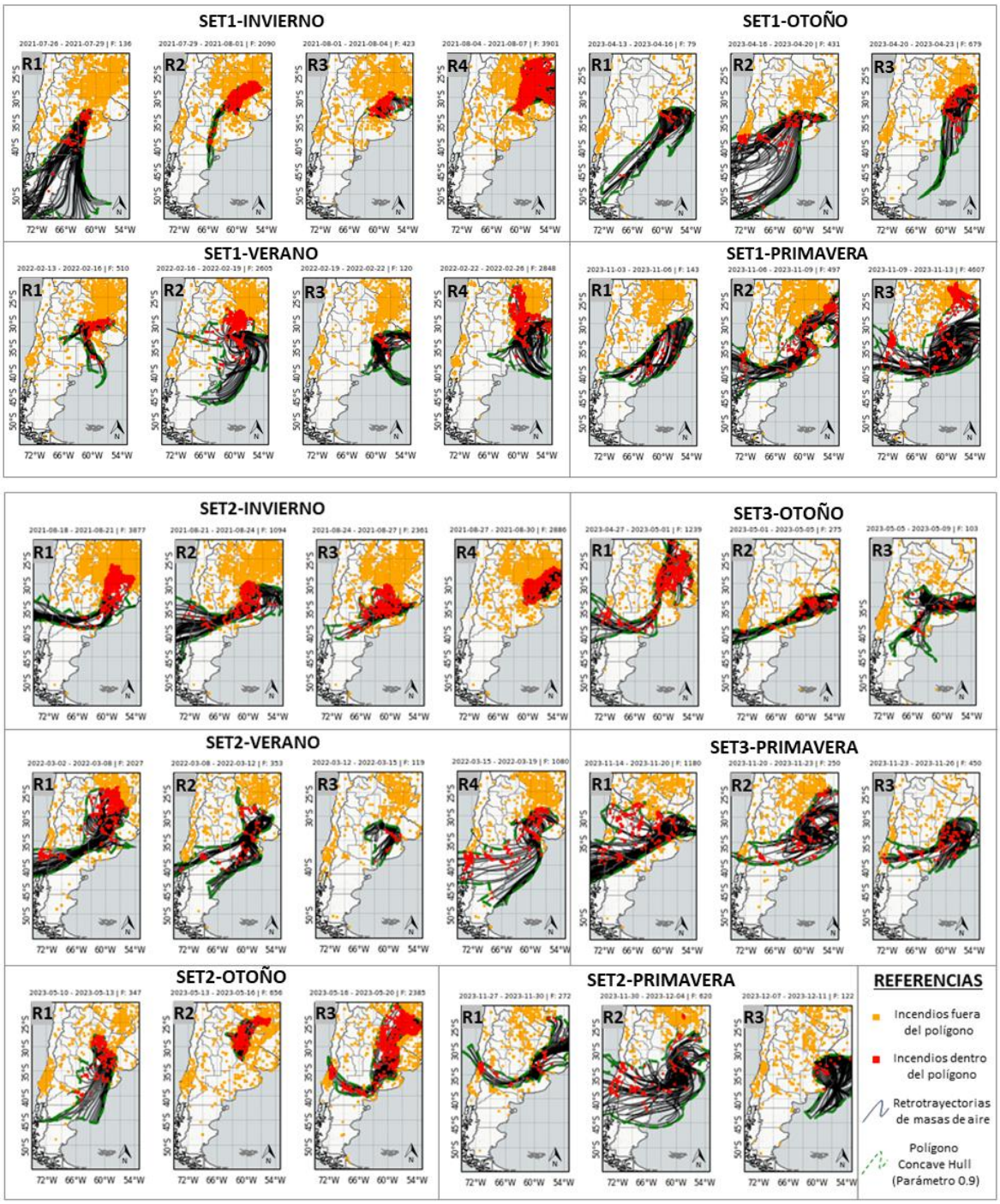


Figura 6.22. Incendios que potencialmente influyeron a las mediciones de PM2.5 efectuadas en distintos sitios de Rosario y alrededores. Los puntos amarillos representan los puntos de calor por los cuales no pasaron las retrotrayectorias de masas de aire y los puntos rojos los puntos de calor por los cuales tuvieron su paso las masas de aire que arribaron a los sitios de muestreo. El polígono verde de línea punteada corresponde al efectuado con la metodología Concave hull (Parámetro: 0.9). Las líneas negras corresponden a las retrotrayectorias efectuadas con Hysplit a 500 m AGL de altura con un total run time de 48 hs cada una, una cada hora para cada período de

muestreo, partiendo del sitio de muestreo MAR, el cual fue el sitio que se utilizó para representar a los distintos sitios ya que fue en el que mayormente se muestreó durante la totalidad de los períodos y debido a su relativa proximidad con otros sitios. Se tomó un solo sitio de arribo como referencia (centro de la ciudad de Rosario (32°57'39.33" S; 60°38'43.632" W; 45.6 m s.n.m) ya que, debido a la cercanía entre los sitios muestreados, no se observarían variaciones considerables a gran escala en cuanto a las trayectorias de masas de aire.

Relacionando la Figura 6.21 con la Figura 6.22, se puede observar que la temporada de muestreo que fue en mayor medida influenciada por los incendios a nivel país corresponde al invierno del 2021, hecho que coincide con masas de aire que vienen del Noreste del país (R2 y R4 en SET1 y R1, R3 y R4 en SET2), superando los 2000 focos de incendio en cinco períodos. En verano también hubo casos donde se superó los 2000 focos de incendio (SET1: R1 y R4; SET2: R1), durante la temporada de otoño 2022 y primavera 2023 se detectó solo un período para cada temporada donde se superaron los 2000 focos de calor. En otras palabras, dichas temporadas fueron las menos afectadas por incendios.

En la totalidad de los casos se observa que la mayoría de los focos de calor por los cuales pasaron las masas de aire previo a su arribo a los sitios de muestreo, provienen del noroeste del país, lo cual indica un potencial aporte de incendios. Como se mencionó anteriormente, principalmente los de mayor magnitud fueron los incendios de Corrientes, y del Gran Chaco en la mayoría de los casos, por otro lado, por su cercanía a los sitios de muestreo, se encuentran los incendios en el Delta del Paraná.

6.1.3. Análisis de los valores de la columna troposférica y atmosférica de NO_2 detectados en los distintos sitios de muestreo

Wu et al. (2016) analizaron la relación entre los contaminantes gaseosos y el material particulado fino ($PM_{2.5}$) y encontraron que el NO_2 y el CO pueden ser utilizados como indicadores de la presencia de partículas suspendidas en el aire debido a su origen común en emisiones antropogénicas. En particular, el NO_2 mostró una fuerte correlación con el $PM_{2.5}$ ($r = 0.81$, $p < 0.05$), mientras que la correlación con el CO fue menor. Esto se debe a que el NO_2 es un precursor de los nitratos que pueden formar parte del material particulado, mientras que el CO, aunque es estable en la atmósfera y proviene de fuentes como la combustión vehicular e industrial, no actúa como precursor de

partículas secundarias. No obstante, la presencia de CO en el aire sigue siendo relevante, ya que comparte fuentes de emisión con el $PM_{2.5}$. Por lo tanto, dado que el NO_2 y el CO están asociados a procesos de combustión, su análisis permite evaluar el transporte de material particulado proveniente de fuentes industriales, incendios y otras actividades en las que ocurran estos procesos, como el tráfico vehicular. El NO_2 mostró ser un buen indicador de incendios intensos y cercanos, ayudando a identificar el aumento de material particulado hallado en forma concomitante como proveniente de los mismos. El CO, por su baja reactividad, resulta más relevante como trazador de eventos de combustión a mayores distancias.

6.1.3.1. Fuente de datos

Los datos utilizados en este estudio se obtuvieron a partir de dos productos del instrumento TROPOMI a bordo del satélite Sentinel 5P nivel 3 y fuera de línea (OFFL) (COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2 y COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_CO), con una resolución espacial de 3.5 x 5.5 km^2 para la columna troposférica de NO_2 y 7 x 7 km^2 para la columna atmosférica total de CO (Veefkind et al., 2012), obtenidos de GEE (Google Earth Engine). Esta plataforma es valiosa cuando el objetivo es procesar datos de observación de la Tierra de acceso abierto en una gran área o durante un intervalo de tiempo prolongado de manera oportuna (Feizizadeh et al., 2023; Li et al., 2022). En GEE, los conjuntos de datos de nivel 2 (L2) de Sentinel-5P son convertidos en L3 mediante el procedimiento bin_spatial (este procedimiento asigna los datos a una grilla espacial y los agrega mediante una función estadística, como el promedio) de la herramienta harpconvert53. Los contaminantes del aire como NO_2 y CO se calculan a partir de píxeles filtrados con estándares de control de calidad (QA) del 75% y el 50% para NO_2 y CO respectivamente, a modo de eliminar pixels de baja calidad y la interferencia efectuada por las nubes.

6.1.3.2. Análisis de los valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD y CO VCD diarios detectados en las campañas de monitoreo

En la Figura 6.23, se destacan las variaciones diarias de la densidad de la columna troposférica de NO_2 (NO_2 VCD_{trop}), la densidad de la columna atmosférica total de NO_2 (NO_2 VCD) y la densidad de la columna atmosférica total de CO (CO VCD) detectadas por el satélite TROPOMI/Sentinel 5P. Desde el punto de vista general, el período con valores menores de NO_2 en la totalidad de los sitios (< $0.2x10^{16}$ moléc./cm^2) del SET1 fue durante la primavera (3/11/23 al 13/11/23), donde mayormente las masas de aire

vinieron del suroeste, sin una gran influencia de incendios, sumado a que no se generaron incendios en el Delta del Paraná (dicho factor se observa en Figura 8.9). Los valores de CO VCD se mantuvieron entre 1 $x10^{18}$ y 1.5 $x10^{18}$ moléc./cm^2 para la mayoría de los SET1, siendo mayores en invierno (factor que coincide con incendios del delta del Paraná (Figura 8.9) y primavera, factor atribuible al Jet de Capas bajas (SALLJ - South American Low Level Jet), que suele ocurrir en meses de primavera, según Bulke (2019). Los valores más elevados fueron hallados en PCR, donde puede haber una influencia local debido al flujo de camiones que ingresan y egresan al puerto.

Se observa que durante el SET1-Invierno, el 29/07/21, 31/07/21 y el 1/8/21 se detecta un aumento generalizado de los valores de NO_2 VCD_{trop} en la mayoría de los sitios. Dicho factor es atribuido al arrastre de las masas de aire que contienen emisiones de los incendios en la zona baja del Delta del Paraná. También se observa que la CO VCD se vio incrementada en las fechas 30/7/21, 31/7/21 y 1/8/21, probablemente por el mismo factor. Diferenciando sitios rurales como FI y PE, de urbanos como MIR y MAR, se destaca que el 31/7/21 el centro de Rosario se vio más afectado, alcanzando valores de 0.75$x10^{16}$ moléc./cm^2, mientras que el área rural como FI alcanzó dicho valor al día siguiente. En cuanto al CO VCD, se ve un leve aumento en dichos días, principalmente en el PCR y FI. Por otro lado, si dichos factores se relacionan con los incendios a nivel país, corresponden al R2 y R4, donde los picos de gases coinciden con el amplio número de puntos calientes (*hotspots)* por los que pasaron las masas de aire (R2: 2090, R4: 3901; Figura 6.21). Hacia finales del SET1-invierno se observa un pequeño aumento de los valores de NO2 y CO en la mayoría de los sitios donde se detectaron datos, principalmente el 7 de agosto del 2021.

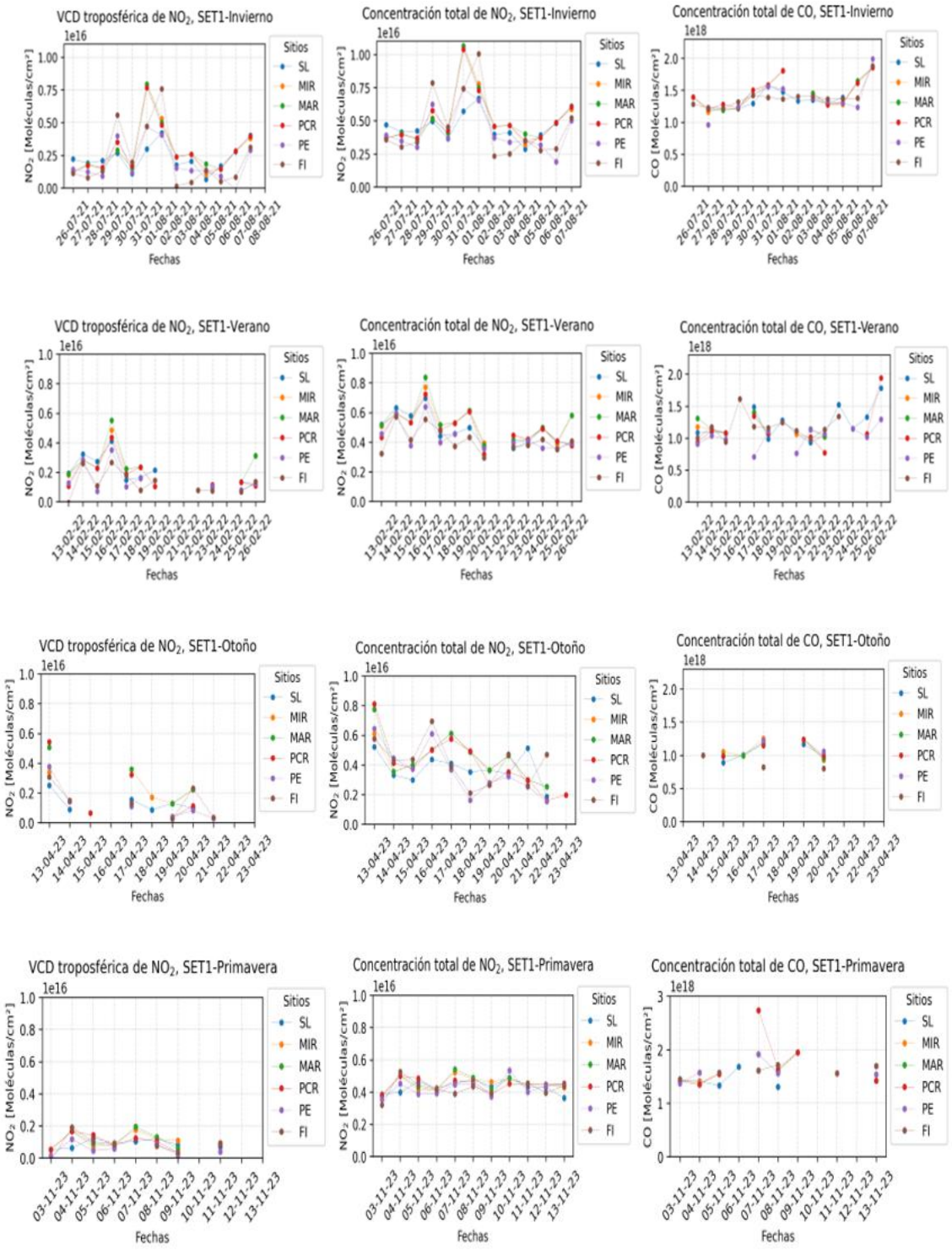


Figura 6.23. Valores de la densidad de la columna atmosférica de NO_2 y CO, detectadas por TROPOMI en distintos sitios muestreados durante el SET1, efectuados en distintas estaciones del año. Izq- NO_2 VCD_{trop}. Centro- NO_2 VCD. Der- CO VCD.

En el período comprendido entre el 13 y 26 de febrero del 2022 no se detectaron incendios considerables en la zona del Delta del Paraná medio, ubicada frente al Gran Rosario y localidades linderas (Figura 8.9), aunque se detectan incendios en la zona

baja del Delta del Paraná, frente a localidades como San Pedro (a 146 km de la ciudad de Rosario), Baradero, Zárate, ubicadas al noreste de la provincia de Buenos Aires. Otra zona que presentaba incendios en dichas fechas es la zona de Corrientes (se presentaron en enero y febrero 2022) y el sur de Misiones, donde el arribo de masas de aire el 16 de febrero 2022 con predominancia en las direcciones N, ENE, NO, E y SE, pudo haber incrementado las concentraciones de NO_2 y CO (ver Figura 6.22 - SET1 Verano R1 y R2). Dicho día representó la concentración más alta de NO_2 de cada sitio durante el período SET1-VERANO, mientras que CO solo se detectó en Fighiera pero marcó la concentración más alta del sitio para el período de verano, superior a $1.51x10^{18}$ moléc./cm^2.

En la Tabla 6.6, se destaca que los valores medios más altos de NO_2 y CO detectados, tanto para el SET1 durante las distintas estaciones del año: Invierno (Período de incendios), Verano (Período con ausencia de incendios cercanos a los sitios analizados, aunque incendios en Corrientes), primavera y Otoño (períodos menos influenciados por los incendios) se observan en MIR, MAR y PCR, es decir, en todos los puntos de muestreo localizados en la ciudad de Rosario, incluso superando a sitios industriales como SL. Dicho factor, se puede relacionar con el tráfico de la ciudad, el cual genera niveles de concentraciones de gases contaminantes base a partir de los cuales, cuando se producen incendios, ya sea en las Islas del Paraná, como en el noreste del país, los gases emitidos por los mismos se adicionan a los ya existentes en la ciudad, elevando los valores de los mismos, lo que permite que las grandes ciudades, al ser afectadas por las emisiones de incendios posean valores más elevados que otros sitios, incluso sitios industriales. Por otro lado, los sitios que presentan los promedios más bajos de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD y CO VCD corresponden a las localidades rurales de Fighiera y Pueblo Esther. Este comportamiento resulta esperable, ya que, si bien en fechas puntuales ambas localidades se ven afectadas por los incendios en el delta del Paraná, si los comparamos con otros sitios, durante el resto de los días predominan condiciones de menor tránsito vehicular y menores fuentes locales de emisión.

Tabla 6.6. Estadística descriptiva de valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD y CO VCD [moléculas/cm^2] detectadas por TROPOMI/Sentinel-5P para las campañas efectuadas en Rosario y zonas aledañas, donde en color amarillo se destacan las concentraciones medias más altas detectadas.

SET 1	Sitio	NO_2 VCD_{trop}				NO_2 VCD				CO VCD			
		Media	DV	MIN	MAX	Media	DV	MIN	MAX	Media	DV	MIN	MAX
Invierno	SL	2,3E+15	1,0E+15	6,7E+14	4,2E+15	4,6E+15	1,1E+15	2,8E+15	6,7E+15	1,3E+18	1,2E+17	1,2E+18	1,6E+18

(26/7/21-7/8/21)	**MIR**	2,8E+15	1,9E+15	1,0E+15	7,9E+15	5,1E+15	2,1E+15	3,2E+15	1,1E+16	1,4E+18	2,3E+17	1,2E+18	1,9E+18
	MAR	2,8E+15	1,9E+15	1,2E+15	7,9E+15	5,1E+15	2,0E+15	3,6E+15	1,1E+16	1,5E+18	2,3E+17	1,2E+18	1,9E+18
	PCR	2,8E+15	1,8E+15	1,2E+15	7,7E+15	5,1E+15	1,9E+15	3,5E+15	1,0E+16	1,5E+18	2,2E+17	1,2E+18	1,9E+18
	PE	1,9E+15	1,5E+15	1,4E+14	4,7E+15	4,2E+15	1,6E+15	1,9E+15	7,4E+15	1,4E+18	2,7E+17	9,6E+17	2,0E+18
	FI	2,3E+15	2,3E+15	1,4E+14	7,6E+15	4,5E+15	2,4E+15	2,3E+15	1,0E+16	1,4E+18	1,6E+17	1,2E+18	1,9E+18
Verano (13/2/22-26/2/22)	**SL**	2,1E+15	1,0E+15	9,6E+14	4,1E+15	4,8E+15	1,0E+15	3,6E+15	7,0E+15	1,2E+18	2,5E+17	9,3E+17	1,8E+18
	MIR	2,6E+15	1,1E+15	1,1E+15	4,8E+15	5,2E+15	1,0E+15	3,9E+15	7,7E+15	1,1E+18	1,2E+17	1,0E+18	1,4E+18
	MAR	2,5E+15	1,3E+15	1,1E+15	5,5E+15	5,3E+15	1,2E+15	3,8E+15	8,4E+15	1,2E+18	1,3E+17	1,0E+18	1,4E+18
	PCR	1,9E+15	1,1E+15	1,0E+15	4,4E+15	4,9E+15	1,1E+15	3,2E+15	7,2E+15	1,1E+18	3,3E+17	7,7E+17	1,9E+18
	PE	1,6E+15	9,7E+14	7,1E+14	3,5E+15	4,3E+15	9,3E+14	3,6E+15	6,4E+15	1,0E+18	1,7E+17	7,1E+17	1,3E+18
	FI	1,3E+15	8,3E+14	5,8E+13	2,7E+15	4,1E+15	8,2E+14	2,9E+15	5,7E+15	1,2E+18	1,9E+17	9,4E+17	1,6E+18
Otoño (14/4/23-23/4/23)	**SL**	1,3E+15	6,3E+14	8,7E+14	2,5E+15	3,7E+15	1,0E+15	1,9E+15	5,2E+15	1,0E+18	1,3E+17	8,9E+17	1,2E+18
	MIR	2,4E+15	1,0E+15	1,3E+15	3,6E+15	4,3E+15	1,2E+15	2,5E+15	6,1E+15	1,1E+18	1,5E+17	9,3E+17	1,3E+18
	MAR	3,0E+15	1,6E+15	1,3E+15	5,1E+15	4,5E+15	1,6E+15	2,5E+15	7,7E+15	1,1E+18	1,3E+17	9,5E+17	1,2E+18
	PCR	2,2E+15	2,1E+15	3,4E+14	5,4E+15	4,0E+15	1,9E+15	1,6E+15	8,1E+15	1,1E+18	1,2E+17	9,8E+17	1,2E+18
	PE	1,3E+15	1,3E+15	2,8E+14	3,8E+15	3,6E+15	1,7E+15	1,5E+15	6,5E+15	1,1E+18	1,2E+17	1,1E+18	1,2E+18
	FI	1,5E+15	1,1E+15	2,6E+14	3,1E+15	4,2E+15	1,5E+15	2,1E+15	6,9E+15	8,7E+17	1,1E+17	8,0E+17	1,0E+18
Primavera (3/11/23-13/11/23)	**SL**	8,8E+14	2,6E+14	5,1E+14	1,2E+15	4,3E+15	3,9E+14	3,6E+15	4,9E+15	1,4E+18	1,5E+17	1,3E+18	1,7E+18
	MIR	1,1E+15	4,4E+14	5,2E+14	1,8E+15	4,5E+15	4,3E+14	3,7E+15	5,2E+15	1,6E+18	2,1E+17	1,4E+18	1,9E+18
	MAR	1,1E+15	5,2E+14	5,2E+14	1,9E+15	4,5E+15	4,7E+14	3,8E+15	5,4E+15	1,5E+18	2,2E+17	1,3E+18	1,9E+18
	PCR	9,8E+14	4,5E+14	3,2E+14	1,7E+15	4,4E+15	3,8E+14	3,8E+15	5,0E+15	1,7E+18	4,9E+17	1,3E+18	2,7E+18
	PE	5,4E+14	3,7E+14	1,3E+14	1,2E+15	4,2E+15	5,0E+14	3,5E+15	5,3E+15	1,6E+18	2,0E+17	1,4E+18	1,9E+18
	FI	8,0E+14	6,5E+14	2,2E+14	1,9E+15	4,2E+15	5,4E+14	3,2E+15	5,3E+15	1,6E+18	9,8E+16	1,4E+18	1,7E+18

En la Figura 6.24.a, se observan los valores medios de NO_2 VCD_{trop} para cada período muestreado. A partir del segundo período (R2) del SET1-Invierno se observa un aumento, tanto en los valores de NO_2 VCD_{trop} (MIR:+144.4%, MAR:+138.9%, FI:+122.7%, PCR:+120%, PE:+84.2%, SL:22.7%; Figura 6.24.a) como en las concentraciones de CO VCD (PE:+27.3%, MIR:+25%, SL:+16.7%, PCR:+15.4%,

MAR:+15.4%, FI:+7.7%; Figura 6.24.b, hecho que coincide con el inicio de los incendios al sureste de la localidad de Rosario, sobre el Delta del Río Paraná. Luego de dicho período, las concentraciones de NO_2 presentan un decrecimiento en la totalidad de los sitios, mientras que las de CO VCD (Figura 6.24.b) se mantienen constantes en R3. En R4, algunos sitios se mantienen constantes como MAR, MIR y PCR y en el resto se observa un aumento en PE y FI del +7% y una disminución del -7% en SL. Observando ambas figuras (Figura 6.24 (a) y (b)) se puede concluir que el período de mayores valores de NO_2 VCD_{trop} fue el R2 de invierno (de 2021, donde hubo focos de incendios frente a las costas del Gran Rosario) y el de CO VCD fue el R2 de primavera (de 2023, atribuido al Jet Sudamericano de capas bajas).

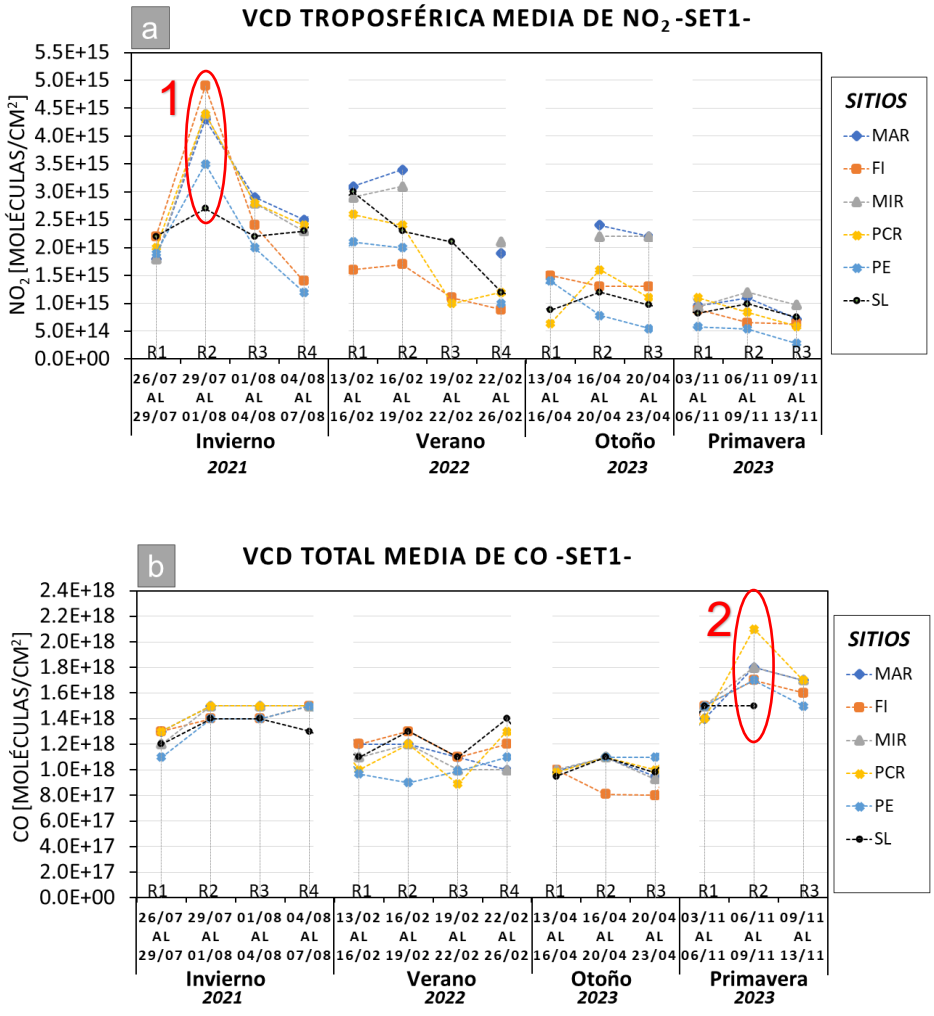


Figura 6.24. Densidad de la columna troposférica y atmosférica de Gases detectadas por TROPOMI/Sentinel 5P durante el SET1 de muestreos. (a) NO_2 VCD_{trop}. (b) CO VCD. Los círculos en rojo representan los valores más elevados de gases detectados en la mayoría de los sitios. (1) Atribuido a los incendios del Delta del Paraná. (2) Atribuidos al Jet Sudamericano de capas bajas (Chaco Jet).

A partir de la Figura 6.25, se pueden observar los valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD Y CO VCD para el SET1-Invierno, en particular la evolución de la pluma de NO_2 y CO proveniente de los incendios en el Delta del Paraná (localizados al sureste de Rosario), iniciando en el primer período (26/07/21-29/07/21) ; Figura 6.25 (a, b, c), observándose valores rojizos en la zona de incendios al sureste de Rosario, mostrando elevados valores de NO_2 (Figura 6.25 a y b) y amarillos respecto a los elevados valores de CO (Figura 6.25 c).

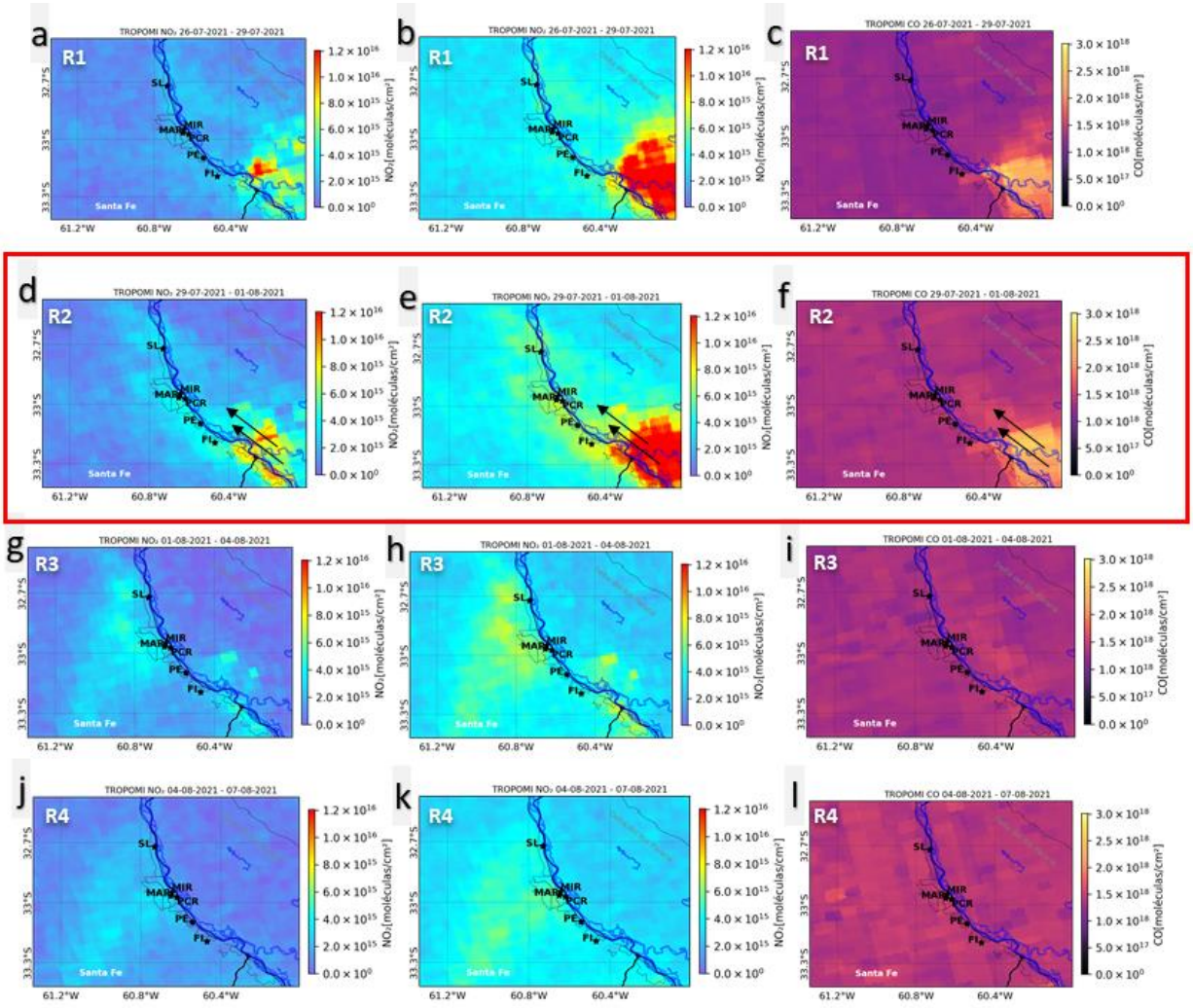


Figura 6.25. Mapas de los valores medios de NO_2 VCD_{trop} (a,d,g,j), NO_2 VCD (b,e,h,k) y CO VCD (c,f,i,l) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET1-Invierno, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P. Períodos analizados: (a,b,c) R1: 26/07/21 al 29/07/21; (d,e,f) R2: 29/07/21 al 01/08/21; (g,h,i) R3: 01/08/21 al 04/08/21; (j,k,l) R4: 04/08/21 al 07/08/21. El recuadro rojo hace referencia al período de mayores valores de NO_2 detectados en SET1-Invierno en los sitios muestreados. Las

flechas negras marcan la dirección del viento (con predominancia en la dirección SE). Las siglas corresponden a los sitios muestreados: SL, MIR, MAR, PCR, PE, FI.

A partir del segundo período (29/07/21-01/08/21), se observa cómo la pluma se va desplazando hacia la ciudad de Rosario y sitios aledaños (Figura 6.25 (d,e,f)). Luego del tercer período se observa un decrecimiento del NO_2 y el CO en la zona central de los incendios (01/08/21-04/08/21; Figura 6.25 (g,h,i)), disipándose de manera generalizada en el cuarto y último período (04/08/21-07/08/21; Figura 6.25 (j,k,l)).

Se observa que los períodos R1 y R2 fueron los más afectados por los incendios en el Delta del Paraná, las Figura 6.25 (d) y (e) reflejan la situación observada en el caso 1 de la Figura 6.24 (a). Se observan altos valores de NO_2 VCD_{trop} y NO_2 VCD (en color rojo), del orden de $1.2x10^{16}$ moléculas/cm^2, al sureste de la ciudad de Rosario localizados en la zona de los incendios presentes en dicho momento frente a Villa Constitución, Santa Fe, Argentina. También se destaca que para el segundo período del SET1-Invierno, estos elevados valores de NO_2 acompañaron un aumento del NO_2 VCD_{trop} generalizado en los distintos sitios.

En cuanto a la influencia del CO en el SET1-Invierno, al SE de Rosario se destaca una zona de altas concentraciones de CO localizadas en el sector de los incendios del Delta del Paraná, frente a la localidad de Villa Constitución, principalmente en los dos primeros períodos del SET1-Invierno (Figura 6.25 (c) y (f)). A partir de dicho evento, se observa un aumento en los valores de CO VCD, mencionados anteriormente. Durante el segundo período del SET1-Invierno (R2: 29/07/21 al 01/08/21, Figura 6.25 (f), el sitio que presentó un mayor aumento en los valores de CO detectados por TROPOMI fue PE (+27.3%) respecto al período anterior, lo cual coincide con la cercanía a los focos de incendio. El arrastre de estas emisiones a los distintos sitios fue favorecido por el predominio de vientos del sureste detectados por el SMN (Servicio Meteorológico Nacional), durante los primeros dos períodos de invierno. La Figura 6.26, muestra la dirección de las masas de aire con origen en la zona de incendios del Delta del Paraná durante el 31/7/21, efectuando su paso por los sitios de muestreo rurales y residenciales. Se puede observar la cercanía de los incendios a los mismos, especialmente a FI, ocasionando allí el máximo valor medio de NO_2 VCD_{trop} detectado para los sitios del SET1 durante los períodos de los muestreos correspondientes a las distintas estaciones del año (Figura 6.24 a).

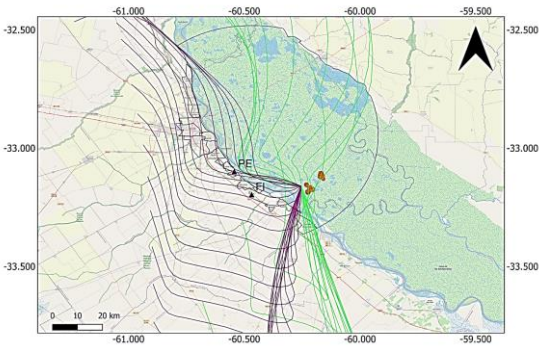


Figura 6.26. Mapa con Trayectorias de masas de aire, los puntos rojos representan los incendios. Las líneas representan las trayectorias a distintas alturas por encima del nivel del suelo; violetas: 20 m AGL y verdes: 500 m AGL el 31/7/2021. PE: Pueblo Esther y FI: Fighiera. Mapa creado por la Lic. Greta Piñol.

A partir de la Figura 6.27, se pueden observar las distribuciones de los valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD Y CO VCD para el SET1-Primavera, se destaca un aumento generalizado de dichos gases para R2, principalmente en el CO VCD, iniciando en el primer período (03/11/23-06/11/23); Figura 6.27 (a, b, c) con valores cercanos a $1.5x10^{18}$ moléc./cm^2 correspondientes a la CO VCD, llegando a su pico máximo en el segundo período (06/11/23-09/11/23); Figura 6.27 (d,e,f), con un aumento generalizado de los valores de CO VCD en la totalidad de los sitios (PCR:+50%,MAR:+28.6%, MIR:+20%, FI:+13.3% y PE:+13.3%), decreciendo en el tercer período (09/11/23-13/11/23); Figura

6.27 (g,h,i). El NO_2 VCD_{trop} y NO_2 VCD, también presentaron un aumento solo en los sitios de MIR, MAR y SL a partir de R2, aunque en menor medida que el CO.

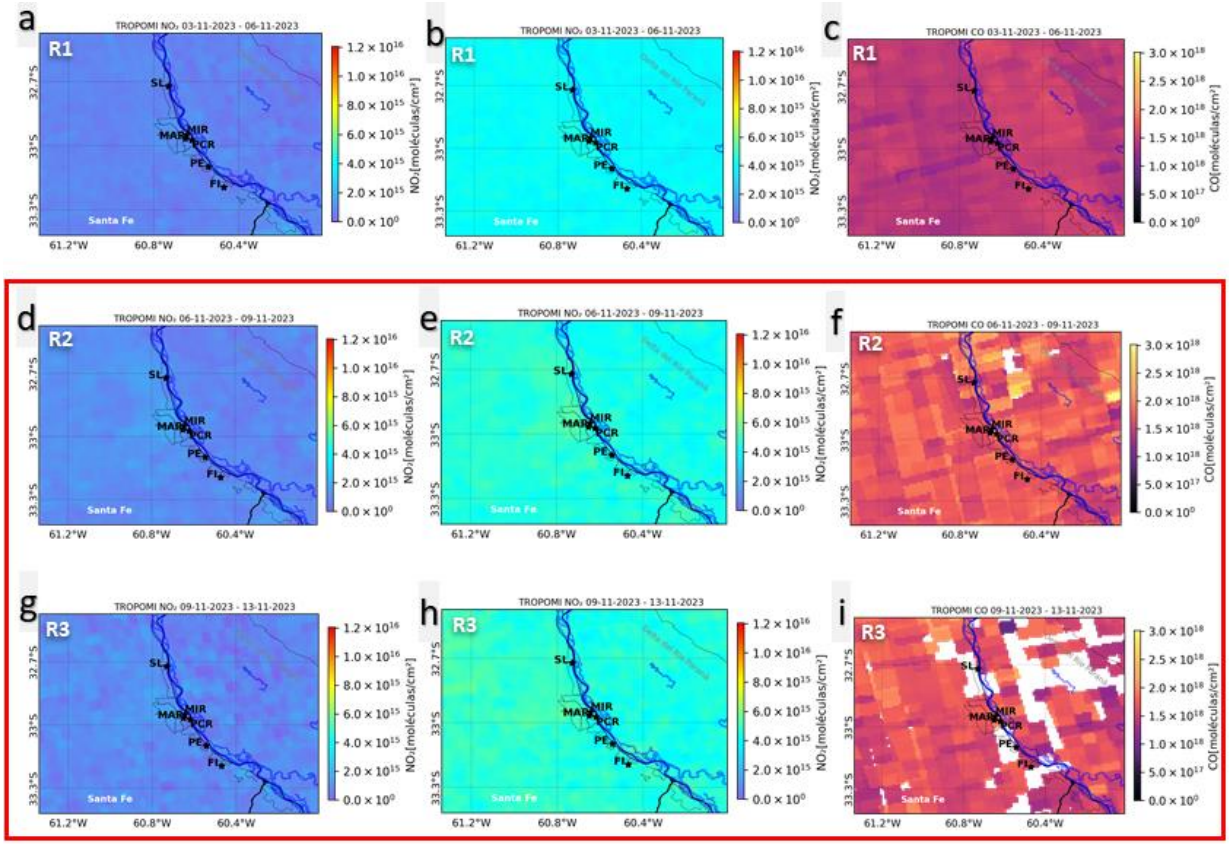


Figura 6.27. Mapas de los valores medios de NO_2 VCD_{trop} (a,d,g), NO_2 VCD (b,e,h) y CO VCD(c,f,i) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET1-Primavera, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P. Períodos analizados: (a,b,c) R1: 03/11/23 al 06/11/23 ; (d,e,f) R2: 06/11/23 al 09/11/23 ; (g,h,i) R3: 09/11/23 al 13/11/23. El recuadro rojo hace referencia al período de mayores valores de CO detectados en SET1-Primavera. Las siglas corresponden a los sitios muestreados (SL, MIR, MAR, PCR, PE, FI). Las zonas blancas de los mapas corresponden a la ausencia de datos.

Las variaciones observadas a partir del segundo período (R2) del SET1 de primavera, principalmente en los valores de CO, se atribuyen al arrastre de masas de aire provocado por el Jet Sudamericano de Capas Bajas (SALLJ, por sus siglas en inglés: *South American Low-Level Jet*). Durante este período predominaron masas de aire provenientes del norte, con velocidades superiores a 12 m/s en la región centro-este de Argentina, hasta los 1500 m AGL, con una velocidad máxima de 25-30 m/s, cumpliendo con el criterio que estableció Bonner (1968). Este fenómeno meteorológico se origina

cuando la cordillera de los Andes bloquea y desvía la circulación cercana a la superficie (asociada a los vientos alisios) hacia latitudes más altas, dando lugar a esta corriente de capas bajas conocida como SALLJ. Marengo et al. (2004) señalan que este fenómeno se presenta a lo largo de todo el año, con un transporte de masas de aire tropical húmedo desde la región amazónica hacia el norte de Argentina durante el verano, y de masas de aire tropical marítimo más seco desde el anticiclón semipermanente del Atlántico en invierno. Aunque se manifiesta únicamente en un 17 % de los días estivales, contribuye de manera significativa a la precipitación en el noreste argentino.

El Chaco Jet (CJE) se manifiesta cuando el núcleo de viento máximo del SALLJ se extiende hacia el sur de los 25°S. Este alargamiento del flujo meridional está asociado con la profundización de la Baja Térmica del Norte Argentino (NAL – North Argentinean Low), un sistema de baja presión localizado típicamente en el noroeste de Argentina, en proximidad a las pendientes de los Andes. La NAL se origina como consecuencia del calentamiento del suelo y la influencia orográfica de la cordillera, y suele ubicarse cerca de los 30°S y 66°W, aunque su posición puede presentar una considerable variabilidad espacial.

Aunque su presencia es más frecuente e intensa durante el verano, también puede desarrollarse en invierno, aunque con menor intensidad y frecuencia. La intensificación de la NAL responde principalmente a dos factores:

- Subsistencia del flujo en niveles altos: descenso de aire desde niveles superiores de la atmósfera que cruza la cordillera de los Andes.
- Calentamiento superficial: incremento de la temperatura en las capas bajas de la atmósfera, que favorece la formación y profundización del sistema de baja presión.

La interacción entre la NAL y el anticiclón semipermanente del Atlántico Sur (H) refuerza el gradiente de presión y, consecuentemente, se incrementa la componente norte del viento. La estructura termodinámica y los vientos del SALLJ aumentan la inestabilidad convectiva al transportar calor y humedad sobre el sudeste de Sudamérica (SESA). Durante este evento, la convergencia del flujo de niveles bajos y medios sobre la región es diez veces mayor que el promedio de verano. La mayor parte de la actividad convectiva ocurre sobre el centro y el este de Argentina, sur de Brasil y Uruguay.

Según lo indicado por Nicolini et al. (1987) y retomado en el análisis de Salio et al. (2002), durante períodos en los que se presenta el Chaco Jet, el campo de anomalías de viento a las 06:00 UTC muestra una marcada componente del norte, supergeostrófica

(viento real más intenso que el geostrófico, este último definido por el equilibrio entre el gradiente de presión y la fuerza de Coriolis), sobre el norte y centro de Argentina. Esta configuración evidencia una intensificación del Chaco Jet en ese horario, asociada a una circulación anticiclónica (sentido horario, H) ubicada al este de los Andes. Como consecuencia de esta anomalía en el campo de viento, se observa una convergencia de vapor de agua a 850 hPa sobre el noreste de Argentina, el sur de Brasil y Uruguay. La Figura 6.28 ilustra las distintas etapas del desarrollo del Jet de Capas Bajas, donde se observa progresivamente como el frente frío del sureste va desplazando las corrientes del norte que representan el CJE.

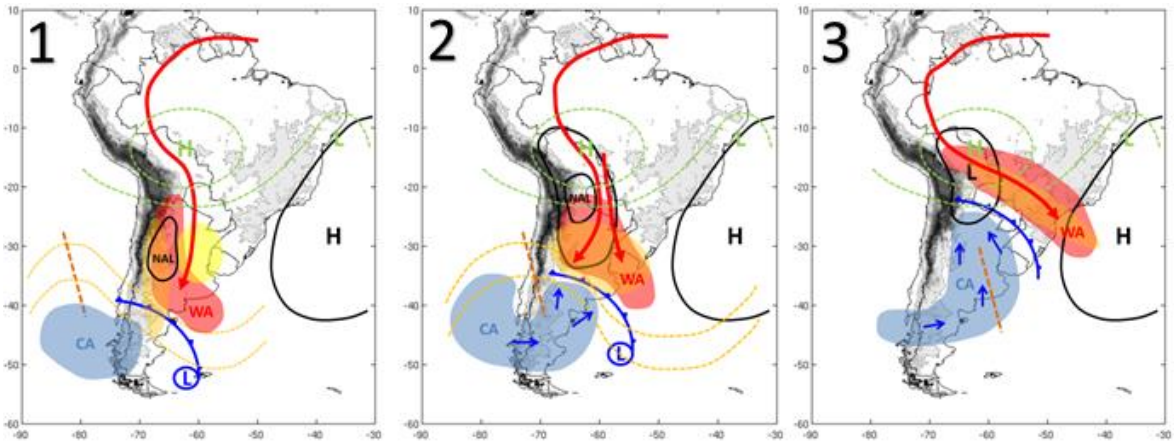


Figura 6.28. Etapas del Jet de capas bajas. Las siglas corresponden a: NAL: Baja térmica del noroeste argentino; WA: Warm advection (advección cálida); CA: Cool advection (advección fría del pacífico sur); L: Baja presión en superficie asociada con sistemas frontales, H (anticiclón semipermanente del atlántico sur). Las flechas azules indican la entrada del aire frío desde el suroeste, las flechas rojas indican la trayectoria del Jet. Fuente: EUMeTrain *(https://resources.eumetrain.org/satmanu/CM4SH/Argentina/Sallj_esp/navmenu.php?page=2.0.0)*

Durante el evento, se observa un arrastre significativo de monóxido de carbono (CO) en comparación con el dióxido de nitrógeno (NO_2). Esto se debe a que el CO, emitido principalmente por incendios forestales y quema de biomasa, posee una vida media más prolongada en la atmósfera (aproximadamente 1 a 2 meses). Esta característica le permite mantenerse en la atmósfera por largos períodos y ser transportado a grandes distancias, facilitando su dispersión regional o incluso continental. En cambio, debido a su alta reactividad, el NO_2 tiene un ciclo de vida corto en la atmósfera, generalmente de unas pocas horas. Su participación en múltiples reacciones fotoquímicas y su capacidad

para generar contaminantes secundarios como el ozono troposférico, ácido nítrico y nitratos peroxiacílicos (PANs), contribuyen a su rápida transformación y eliminación del ambiente (Cheremisinoff & Young, 1977). La Figura 6.29 muestra la evolución del Chaco Jet en los días de primavera muestreados, siendo el 7/11/23 la fecha en la cual este evento se dio con mayor pronunciación, alcanzando la zona de muestreos, ilustrada con una estrella verde. Este día está incluido en el período R2 de la campaña de primavera del año 2023, cuando efectivamente se detectaron los mayores valores medios de VCD total de CO, a partir de datos registrados por TROPOMI/Sentinel 5P en los sitios de muestreo del SET1 durante los períodos de medición (en tierra, con los impactadores Harvard) en distintas estaciones del año (Figura 6.24). Las velocidades, superiores a 12 m/s pueden corroborarse en la Figura A.3 del Anexo I.

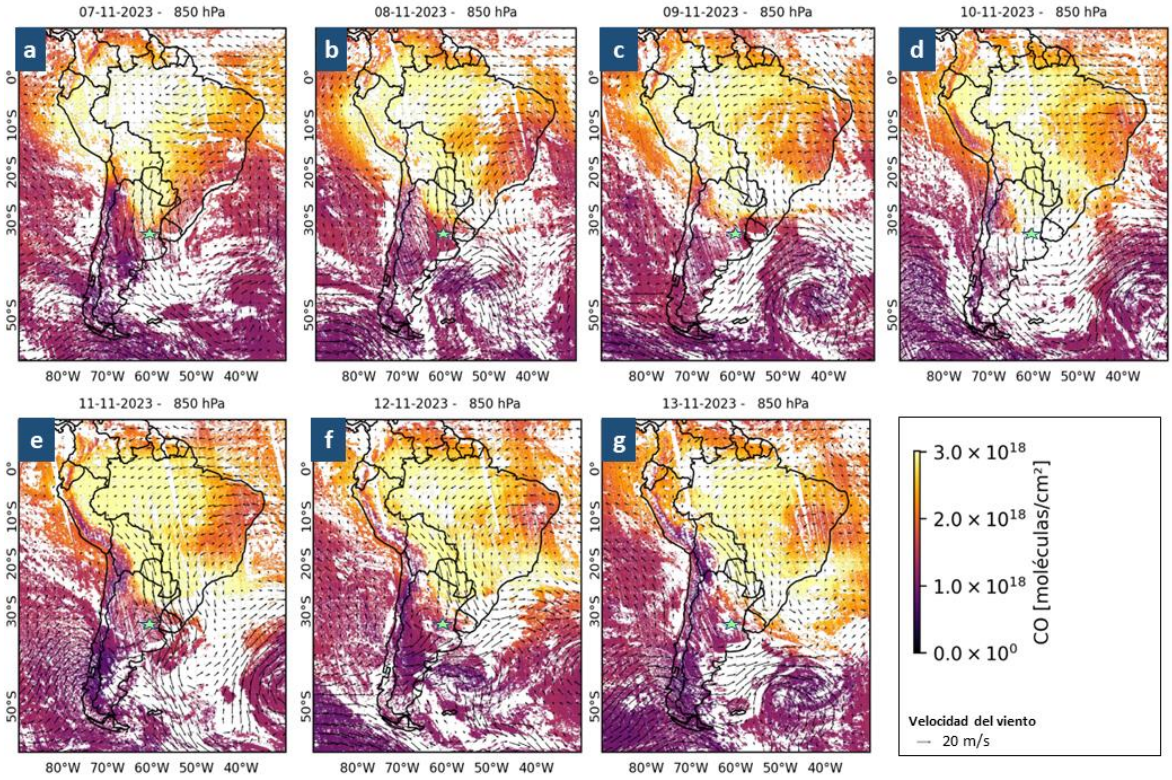


Figura 6.29. Mapas del los valores de CO VCD dectectados por TROPOMI en la zona de Sudamérica durante distintas fechas correspondientes a los períodos R2 y R3 del SET1 – Primavera. Las flechas representan la dirección y magnitud del viento a 850 hPa (~1500 m AGL), lo cual permite visualizar el desplazamiento de las masas de aire asociadas al transporte del contaminante durante el período donde se presenta el Chaco Jet. La estrella verde señala la ubicación de la ciudad de Rosario. Fuente: Creado con datos de viento de ERA5 y de CO detectado por Sentinel 5P.

Durante el SET2-Invierno, en el que continuaron los incendios en la parte baja del Delta del Paraná, se muestrearon sitios ubicados en general más al oeste de la ciudad de Rosario y el Gran Rosario, aunque se incluyó también un sitio ubicado en el mismo Delta, en una isla frente a las costas de Rosario. Los aumentos en los valores de NO_2 diarios detectados por TROPOMI, se destacan principalmente el 18 y 24 de Agosto del 2021 (Figura 6.30 Izq y Der), afectando principalmente a dos sitios ubicados en el macrocentro de Rosario (MAR y MAR2) y a un sitio ubicado en una localidad del oeste del Gran Rosario (IB), alcanzando valores entre 0,9 y $1x10^{16}$ moléc./cm^2 de NO_2 VCD para la primera fecha en los sitios MAR y MAR2, y para la segunda fecha en MAR2 e IB. Se observa un aumento generalizado también para el resto de los sitios. PSM no resultó demasiado afectado, siendo que es uno de los polos industriales más importantes de la zona, dando un indicio de que dicho aumento de la columna de NO_2 puede deberse a una fuente externa que incidió a una escala que abarcó globalmente al Gran Rosario. Como se verá más adelante (Figura 6.32), la mayor lejanía de PMS respecto de los focos de emisión de este gas contaminante, es responsable de su menor incremento y del desplazamiento de la ocurrencia de su pico hacia un día posterior al resto de los sitios (Figura 6.30). En cuanto al CO (Figura 6.30 Der), se destaca un aumento del MAR2 respecto al resto de los sitios, principalmente para el 18 de Agosto del 2021. Otra fecha destacada para el CO resulta el 21 y 30 de Agosto del 2021 para los sitios de SL, PSM e IB, donde los valores de CO VCD rondan cercanos a $2x10^{18}$ moléc./cm^2.

Los valores de gases detectados por TROPOMI el 18 de Agosto del 2021, probablemente se hayan debido al arrastre de masas de aire de incendios ocurridos en la provincia de Córdoba, las cuales fueron arrastradas hacia la localidad de Rosario.

El 21 de Agosto del 2021 (Figura 6.30 Der), se observaron valores elevados para PSM, SL e IB, alcanzando valores de CO del orden de $2x10^{18}$ moléc./cm^2. Dicho acontecimiento puede deberse al Chaco Jet ocurrido en ese día.

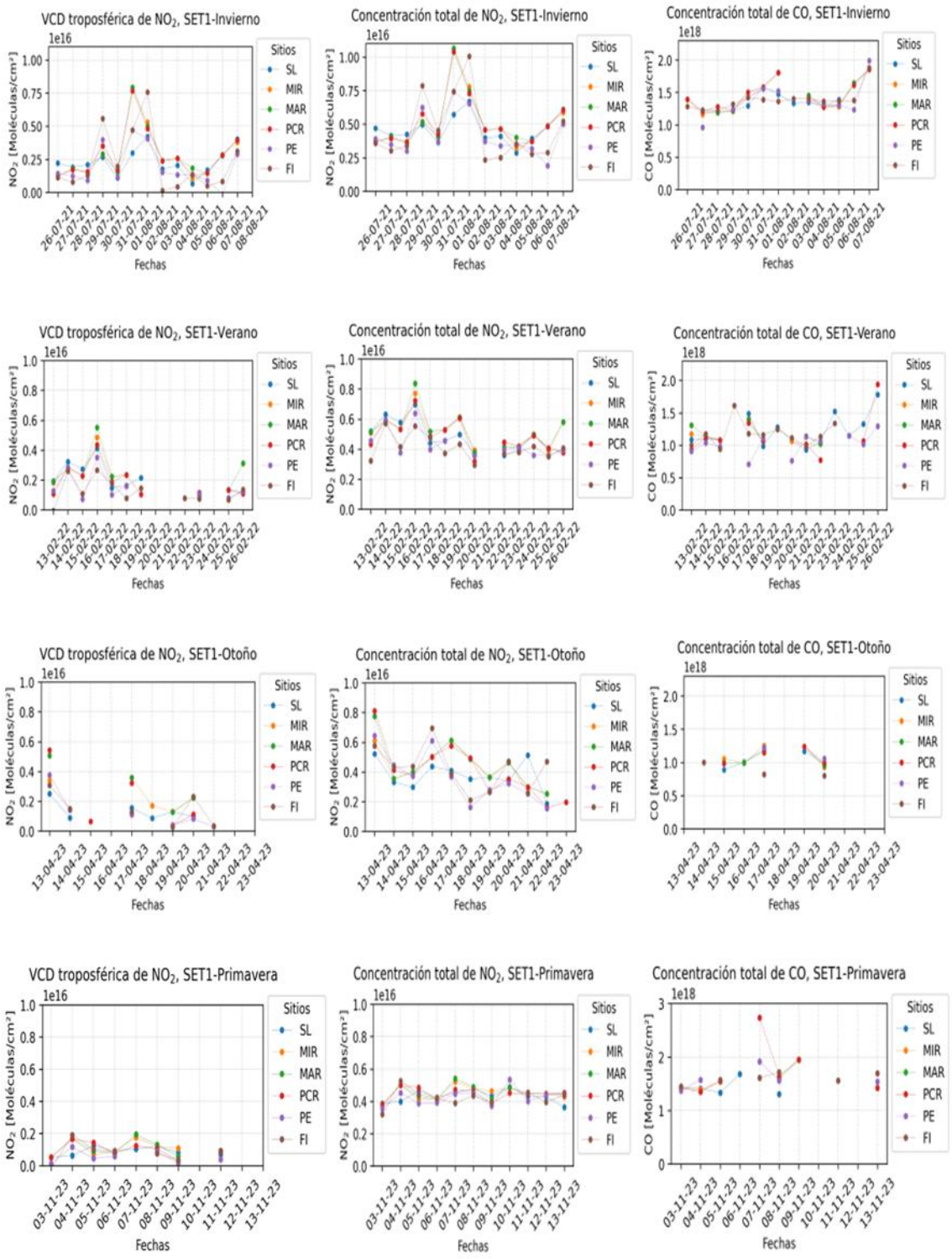


Figura 6.30. Valores de la densidad de la columna atmosférica de NO_2 y CO, detectadas por TROPOMI en distintos sitios muestreados durante el SET2 efectuado en distintas estaciones del año. Izq- NO_2 VCDtrop. Centro- NO_2 VCD. Der- CO VCD.

Durante el SET2-Invierno, las concentraciones más altas de NO_2, se hallaron en IB y MAR el 18/08/2021, alcanzando niveles de hasta $1x10^{16}$ moléc./cm^2. Luego se vuelve a observar una disminución de dicho gas y un aumento a partir del 23/08/2021, donde Ibarlucea y MAR2 presentan mayores densidades de la columna de NO_2 el 24/08/2021, alcanzando valores de $1x10^{16}$ moléculas/cm^2. A partir de la figura 24 (b y c), se destaca que en los últimos dos períodos del SET2-Invierno prevalecieron los incendios del SET1-Invierno, frente a la localidad de San Nicolás, Prov. de Buenos Aires, observándose una zona roja, con altos niveles de NO_2, lo mismo se observa para el CO, Figura 24 (g y h). La tendencia de valores elevados se observa del 23 al 29 de agosto del 2021.

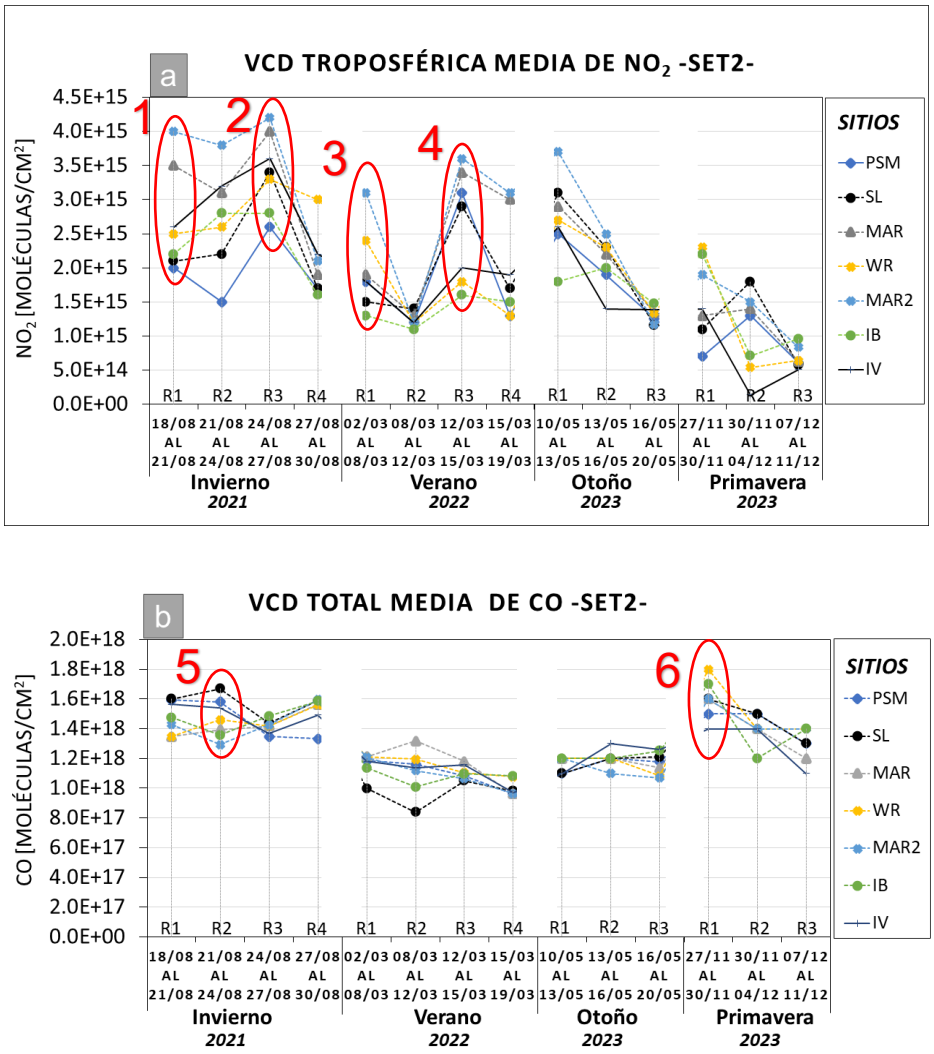


Figura 6.31. Densidad de la columna troposférica y atmosférica de Gases detectadas por TROPOMI/Sentinel 5P durante el SET2 de muestreos. (a) NO_2 VCD_{trop}. (b) CO VCD. Los elipses en rojo representan los valores más elevados de gases detectados en la mayoría de los sitios de los cuales pudo inferirse su origen. (1) Atribuido al aporte de

gases de los incendios en Córdoba. (2) Atribuido a incendios en el delta del Paraná bajo, con vientos del S y SSE. (3) Atribuidos al transporte de masas de aire de incendios de corrientes. (4) Concentración de gases debido a factores meteorológicos. (5 y 6) Atribuidos al Chaco Jet.

Los incendios que influyeron en el SET1-Invierno se encontraban al sureste de Rosario, teniendo su foco principal frente a Villa Constitución, mientras que los incendios que afectaron al SET2-Invierno fueron, en su mayoría, aquellos ubicados en la parte baja del Delta del Paraná. El mayor foco de incendio se encontró sobre el Delta, a la altura de la ciudad de San Nicolás, otros a la de Villa Constitución y los demás focos frente a Baradero y San Pedro, los cuales corresponden a los ubicados en la parte baja del Delta del Paraná. A partir de la Figura 6.32, se puede observar la distribución espacial de los valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD Y CO VCD para los períodos de muestreo del SET2-Invierno. Se logra observar la evolución de la pluma de NO_2 y CO proveniente de los incendios en el Delta del Paraná bajo, destacando que el período donde se vieron los niveles de NO_2 VCD mayormente afectados fue en R3 (Figura 6.32 g y h), donde se observaron los siguientes aumentos del NO_2 VCD_{trop} PSM: +73.3%, SL: +54.5%, MAR: +29.0%, WR: 26.9%, IV: 12.5%, MAR2: +10.5%, IB: 0.0%). Si bien los aumentos de NO_2 fueron generalizados, el macrocentro de Rosario predominó con los valores más elevados del SET2-Invierno, seguido del sitio industrial del Oeste de Rosario y de sitios industriales de la zona Norte costera del Gran Rosario, como SL y PSM, así como también IB, un sitio rural-urbano-residencial del Oeste del Gran Rosario.

Para el siguiente período (R4), se observa el decaimiento de los valores NO_2 en la totalidad de los sitios con valores cercanos al 50% en la mayoría de los sitios, exceptuando WR, donde la tasa de decaimiento ronda en 9.1%. Sin embargo, el CO, muestra un crecimiento más pronunciado en R4 respecto a R3 (Figura 6.32 l).

En R1 del SET2-Verano, se observa que los valores de NO_2 se encuentran aumentados a nivel general, dicho origen podría estar relacionado con los incendios de Corrientes y el sur de Paraguay, ya que relacionándolo con la Figura 6.21 y Figura 6.22, en dicho período las masas de aire pasaron por el Noreste del país, coincidiendo con 3877 focos de incendio, lo cual pudo haber arrastrado parte del NO_2 generado a distancia. En la Figura 6.32 c se observan valores más elevados de CO VCD en latitudes menores, cercanas a la zona de estudio. Otro aporte, no menor, para R1 del SET2-Invierno, fueron los incendios de Córdoba, coincidiendo con la dirección Oeste del viento, lo cual hace referencia al caso 1 de la Figura 6.31, donde en MAR2 se detectaron $4x10^{15}$ moléc./cm^2

de NO_2 VCD_{trop}. (La pluma de emisiones asociada a los incendios ocurridos en Córdoba puede observarse en la Fig. A.4 del Anexo I. Por su parte, los mapas de distribución de gases correspondientes a los demás períodos muestreados se presentan en la Fig. A.5 del mismo Anexo).

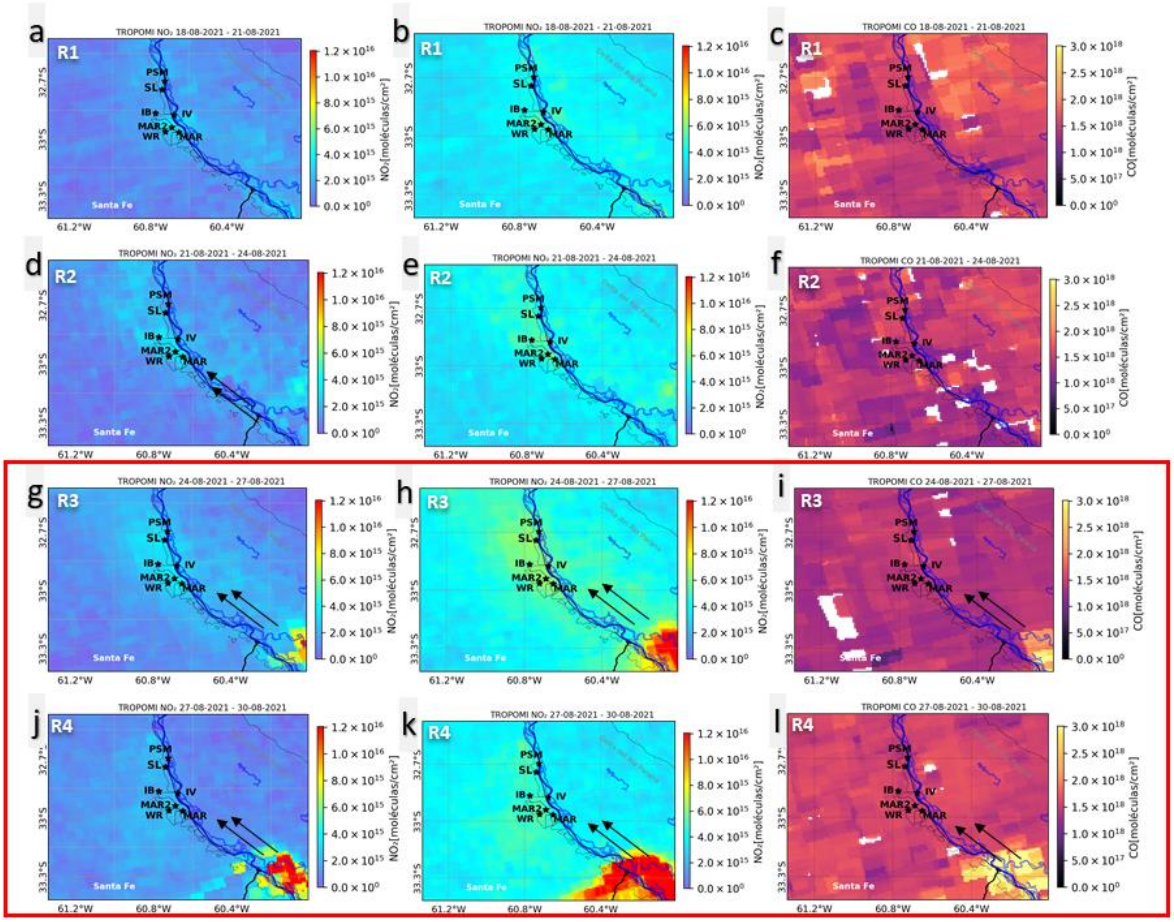


Figura 6.32. Mapas de valores medios de NO_2 VCD_{trop} (a,d,g,j), NO_2 VCD (b,e,h,k) y CO VCD (c,f,i,l) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET2-Invierno, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P/ESA (Agencia Espacial Europea). Períodos analizados: (a,b,c) R1: 18/08/21 al 21/08/21 ; (d,e,f) R2: 21/08/21 al 24/08/21 ; (g,h,i) R3: 24/08/21 al 27/08/21; (j,k,l) R4: 27/08/21 al 30/08/21. El recuadro rojo hace referencia al período de mayores valores de NO_2 Y CO detectados en SET2-Invierno. Las flechas negras marcan la dirección del viento (predominancia en la dirección SE). Las siglas corresponden a los sitios muestreados: PSM, SL, IB, IV, MAR, MAR2, WR.

Continuando con el análisis de la Figura 6.31, el caso 3 muestra que los valores de NO_2 VCD_{trop} detectados, se encuentran relacionados por el potencial aporte de los incendios

de Corrientes y el noreste del país, el cual se relaciona con las Figura 6.21 y Figura 6.22, donde las masas de aire efectuaron su paso por 2027 focos de incendios localizados en la zona Noreste del país. Luego de ese período (R1 de SET2-Verano), los valores de NO_2 VCD_{trop} detectados disminuyen en la totalidad de los sitios, hasta un 50% en WR.

Para el caso 4, se observaron los siguientes aumentos de NO_2 $VCD_{trop,}$ MAR2: +200%, MAR: +161.5%, PSM:+158.3%, SL: 107.1%, IV: 66.7%, WR: 50.0%,IB: 45.5%) durante R3 del SET2-Verano, si lo vinculamos con las Figura 6.21 y 6.22, las masas de aire atravesaron únicamente 119 focos de calor y durante este período no se registraron incendios activos en el Delta del Paraná. No obstante, un factor clave a considerar es que las trayectorias resultaron más cortas en comparación con otros días, lo cual se relaciona con una menor velocidad del viento. Esta condición meteorológica favoreció la acumulación de gases y aerosoles en áreas urbanas como Rosario y Buenos Aires. Este aspecto se vio favorecido con la dirección Norte predominante del viento, acompañado de calmas y velocidades máximas de 2 m/s durante las primeras 6 horas del 14 de Marzo 2022 (detectadas por el SMN en la estación meteorológica ubicada en el Aeropuerto Internacional de Rosario "Islas Malvinas"), lo cual favoreció la concentración de gases a nivel troposférico, marcando aumentos mayores en la zona macrocentro de Rosario (MAR2 y MAR) e Industrial (SL y PSM), los principales generadores de NO_2.

En relación con los valores de CO VCD detectados por TROPOMI, la Figura 6.31 b resalta los casos 5 (R2 del SET2-Invierno, del 21/08/2021 al 24/08/2021) y 6 (R1 del SET2-Primavera, del 27/11/2023 al 30/11/2023) como los eventos con las concentraciones más elevadas registradas durante las campañas del SET2. Estos incrementos se atribuyen a la presencia del Jet de Capas Bajas, previamente mencionado, el cual estuvo presente en ambos períodos, en condiciones similares a las ilustradas en la Figura 6.29.

En la Tabla 6.7, se destaca que los valores medios más altos de NO_2 VCD_{trop} detectados para el SET2 durante las distintas estaciones del año: Invierno (Período de incendios en Córdoba y en el Delta del Paraná bajo, presencia del Chaco Jet), Verano (Período con incendios en Corrientes y condiciones meteorológicas favorables para la concentración de PM y gases, como la baja velocidad de vientos), Primavera y Otoño (períodos menos influenciados por los incendios, aún con el Chaco Jet en Primavera) se observa en MAR2, encabezando el primer lugar en Invierno ($3{,}20 \times 10^{15}$ moléc./cm^2), Verano ($2{,}50 \times 10^{15}$ moléc./cm^2) y Otoño ($3{,}10 \times 10^{15}$ moléc./cm^2); el segundo lugar en Primavera con $1{,}20 \times 10^{15}$ moléc./cm^2. Dicho factor muestra la tendencia anterior en la cual la zona

centro de Rosario registra la influencia no sólo de los eventos como incendios, sino que también a éstos se les adiciona el aporte antropogénico del tráfico. El sitio natural IV, fue el que obtuvo los valores más bajos en la mayoría de las estaciones durante el SET2 con valores que van de $6.70x10^{14}$ moléc./cm^2 en Primavera a $2x10^{15}$ moléc./cm^2 en Otoño. Durante el período de Invierno IV, superó en valores medios hasta en un 35% a sitios industriales como PSM y SL.

En la Tabla 6.6 se observa que los valores medios más elevados de dióxido de nitrógeno (NO_2) durante el segundo conjunto de datos (SET2), correspondientes a las distintas estaciones del año, se registraron predominantemente en el sitio MAR2. En el invierno de 2021 (período caracterizado por la ocurrencia de incendios en Córdoba y en el delta inferior del río Paraná, así como por la presencia del Chaco Jet) MAR2 alcanzó un valor máximo de $3,20 \times 10^{15}$ moléculas/cm^2. En verano (2022), cuando se presentan incendios en Corrientes y condiciones meteorológicas propicias para la acumulación de material particulado y gases (como la baja velocidad del viento), el valor medio fue de $2,50 \times 10^{15}$ moléculas/cm^2. En otoño (2023), se registró un promedio de $3,10 \times 10^{15}$ moléculas/cm^2, mientras que en primavera (2023) (una estación menos influenciada por incendios, aunque aún afectada por el Chaco Jet) MAR2 ocupó el segundo lugar con un valor de $1,20 \times 10^{15}$ moléculas/cm^2. Asimismo, se observó que en el sitio MAR2, durante el invierno, el NO_2 troposférico representó hasta un 57 % del NO_2 total en columna atmosférica, mientras que en el resto de los sitios esta proporción varió entre un 43 % y un 55 %. En primavera, la contribución del NO_2 troposférico fue considerablemente menor, oscilando entre un 17 % y un 30 %, lo que indica que la mayor parte del NO_2 se encontraba en niveles superiores a los ~12-15 km de altitud. Cabe destacar que MAR2 fue el sitio que presentó la mayor proporción de NO_2 troposférico en relación con el total, lo que refuerza su carácter representativo de fuentes emisoras cercanas a la superficie. Esto puede ser atribuido a un origen vehicular de dichas fuentes, dada la cercanía de MAR2 con la Terminal de Colectivos de Rosario, nodo de convergencia de los colectivos de larga distancia (de gran envergadura) y también de muchas líneas del transporte urbano de pasajeros. Además, hay un alto tránsito de vehículos particulares debido a la presencia en la zona de las avenidas que comunican el centro con barrios de la zona Oeste de la ciudad y sus alrededores.

Estos resultados reflejan la tendencia previamente identificada, según la cual la zona centro de Rosario no sólo se ve afectada por eventos de quema de biomasa, sino también por una significativa contribución antropogénica, en particular, la asociada al tránsito vehicular.

En contraste, el sitio IV, de carácter natural, presentó las concentraciones más bajas de NO_2 en la mayoría de las estaciones durante el SET2, con valores que oscilaron entre 6,70 × 10^{14} moléculas/cm² en primavera y 2,00 × 10^{15} moléculas/cm² en otoño. No obstante, durante el invierno 2021, este sitio registró concentraciones medias superiores a las observadas en sitios industriales como PSM y SL, con incrementos de hasta un 35%. Resulta válido destacar que durante este invierno tuvieron lugar las quemas en el Delta del Paraná frente a las costas del Gran Rosario, como se mencionó previamente. Esto indica que, en ausencia de eventos especiales de alta contaminación como los incendios, puede considerarse que, en este sitio natural consistente en una isla ubicada en el medio del Delta frente a Rosario, la presencia de las emisiones urbanas de NO_2 se encuentran notablemente reducidas. Puede destacarse el carácter local de las emisiones de NO_2 (fuera de los eventos especiales mencionados) y su relación con las actividades humanas propias de cada zona del Gran Rosario, lo cual es de utilidad para diseñar políticas de prevención y mitigación de la contaminación por parte de este gas.

Tabla 6.7. Estadística descriptiva de valores de NO_2 VCD_{trop}, NO_2 VCD y CO VCD [moléculas/cm2] detectadas por TROPOMI/Sentinel-5P para los sitios del SET2, durante las campañas efectuadas en Rosario y zonas aledañas.

SET 2	Sitio	NO_2 VCDtrop				NO_2 VCD				CO			
		Media	DV	MIN	MAX	Media	DV	MIN	MAX	Media	DV	MIN	MAX
Invierno (18/08/21-30/08/2021)	PSM	2,0E+15	1,1E+15	1,7E+14	4,0E+15	4,6E+15	1,2E+15	2,7E+15	6,3E+15	1,5E+18	2,1E+17	1,3E+18	2,0E+18
	SL	2,2E+15	1,4E+15	2,4E+14	5,3E+15	4,8E+15	1,3E+15	2,9E+15	7,9E+15	1,6E+18	2,4E+17	1,3E+18	2,0E+18
	MAR	2,9E+15	2,1E+15	1,0E+15	7,7E+15	5,2E+15	2,1E+15	2,4E+15	1,0E+16	1,4E+18	1,8E+17	1,1E+18	1,6E+18
	WR	2,6E+15	1,4E+15	2,8E+14	5,3E+15	5,1E+15	1,5E+15	2,5E+15	7,9E+15	1,5E+18	1,7E+17	1,1E+18	1,6E+18
	MAR2	3,2E+15	1,9E+15	1,5E+15	7,0E+15	5,6E+15	1,8E+15	2,8E+15	9,3E+15	1,5E+18	2,4E+17	1,1E+18	1,9E+18
	IB	2,0E+15	1,7E+15	5,7E+14	6,5E+15	4,6E+15	1,6E+15	3,2E+15	9,1E+15	1,5E+18	1,7E+17	1,3E+18	1,8E+18
	IV	2,7E+15	1,5E+15	7,5E+14	5,3E+15	5,3E+15	1,4E+15	3,4E+15	8,0E+15	1,5E+18	1,8E+17	1,3E+18	1,8E+18
Verano (02/03/22-19/03/2022)	PSM	1,8E+15	1,6E+15	3,1E+12	6,7E+15	4,3E+15	1,4E+15	2,6E+15	9,6E+15	1,1E+18	1,6E+17	6,9E+17	1,3E+18
	SL	1,8E+15	1,5E+15	6,0E+14	6,9E+15	4,4E+15	1,4E+15	2,9E+15	9,8E+15	1,0E+18	2,4E+17	3,9E+17	1,4E+18
	MAR	2,2E+15	1,4E+15	9,3E+14	5,4E+15	4,8E+15	1,3E+15	3,0E+15	8,5E+15	1,1E+18	2,2E+17	7,6E+17	1,6E+18

	WR	1,7E+15	1,2E+15	5,3E+14	4,4E+15	4,4E+15	1,0E+15	3,4E+15	7,2E+15	1,1E+18	1,8E+17	8,3E+17	1,5E+18
	MAR2	2,5E+15	1,6E+15	7,8E+14	5,7E+15	5,0E+15	1,6E+15	3,1E+15	8,6E+15	1,1E+18	1,4E+17	8,9E+17	1,5E+18
	IB	1,3E+15	7,9E+14	3,2E+14	3,3E+15	4,1E+15	8,4E+14	2,6E+15	6,2E+15	1,1E+18	1,9E+17	7,5E+17	1,5E+18
	IV	1,6E+15	9,4E+14	4,6E+14	3,5E+15	4,3E+15	9,6E+14	3,0E+15	6,6E+15	1,1E+18	2,4E+17	5,3E+17	1,5E+18
Otoño (10/5/23 al 20/5/23)	**PSM**	2,2E+15	1,4E+15	1,1E+15	5,0E+15	4,1E+15	1,4E+15	2,8E+15	7,2E+15	4,1E+15	1,4E+15	2,8E+15	7,2E+15
	SL	2,7E+15	1,7E+15	1,2E+15	6,2E+15	4,7E+15	1,7E+15	2,6E+15	8,4E+15	4,7E+15	1,7E+15	2,6E+15	8,4E+15
	MAR	2,5E+15	1,3E+15	8,2E+14	4,0E+15	4,5E+15	1,4E+15	2,0E+15	6,4E+15	4,5E+15	1,4E+15	2,0E+15	6,4E+15
	WR	2,7E+15	1,3E+15	1,1E+15	4,9E+15	4,6E+15	1,4E+15	2,7E+15	7,1E+15	4,6E+15	1,4E+15	2,7E+15	7,1E+15
	MAR2	3,1E+15	1,5E+15	1,2E+15	4,9E+15	4,9E+15	1,5E+15	2,9E+15	7,1E+15	4,9E+15	1,5E+15	2,9E+15	7,1E+15
	IB	1,9E+15	8,4E+14	1,3E+15	3,6E+15	3,8E+15	1,0E+15	2,1E+15	5,5E+15	3,8E+15	1,0E+15	2,1E+15	5,5E+15
	IV	2,0E+15	1,2E+15	7,9E+14	4,3E+15	4,0E+15	1,1E+15	2,9E+15	6,5E+15	4,0E+15	1,1E+15	2,9E+15	6,5E+15
Primavera (27/11/23 al 11/12/23)	**PSM**	7,3E+14	3,8E+14	7,2E+13	1,3E+15	4,0E+15	6,2E+14	3,0E+15	5,1E+15	4,0E+15	6,2E+14	3,0E+15	5,1E+15
	SL	9,1E+14	6,5E+14	-1,6E+14	1,8E+15	4,1E+15	7,3E+14	2,8E+15	5,2E+15	4,1E+15	7,3E+14	2,8E+15	5,2E+15
	MAR	9,7E+14	5,4E+14	3,3E+14	1,6E+15	4,0E+15	6,4E+14	3,0E+15	5,1E+15	4,0E+15	6,4E+14	3,0E+15	5,1E+15
	WR	1,1E+15	8,2E+14	3,4E+14	2,4E+15	4,1E+15	7,9E+14	2,9E+15	5,9E+15	4,1E+15	7,9E+14	2,9E+15	5,9E+15
	MAR2	1,2E+15	6,3E+14	5,0E+14	2,0E+15	4,1E+15	8,0E+14	2,9E+15	5,4E+15	4,1E+15	8,0E+14	2,9E+15	5,4E+15
	IB	1,3E+15	7,2E+14	5,0E+14	2,7E+15	4,2E+15	8,3E+14	3,0E+15	6,0E+15	4,2E+15	8,3E+14	3,0E+15	6,0E+15
	IV	6,7E+14	5,9E+14	-1,4E+14	1,6E+15	3,9E+15	5,8E+14	3,1E+15	5,1E+15	3,9E+15	5,8E+14	3,1E+15	5,1E+15

En la evaluación estacional de las concentraciones de monóxido de carbono (CO) durante las distintas campañas de muestreo, se observa una marcada variabilidad entre los sitios analizados.

Durante el invierno (18/08/2021–30/08/2021), las concentraciones de CO se mantuvieron relativamente homogéneas entre los sitios, con valores de 1,50x10^{18} moléc./cm² en PSM, VR, MAR2, IB e IV. No obstante, se registró un valor máximo de 1,60x10^{18} moléc./cm² en SL, mientras que el valor más bajo correspondió a MAR, con

$1{,}40 \times 10^{18}$ moléc./cm². La homogeneidad observada podría estar relacionada con la dispersión atmosférica limitada típica del período invernal, sumada a las emisiones asociadas a la combustión de biomasa en regiones cercanas.

En verano (02/03/2022–19/03/2022), se evidenció una disminución generalizada de las concentraciones de CO respecto al invierno, con valores que oscilaron entre $1{,}00 \times 10^{18}$ y $1{,}10 \times 10^{18}$ moléc./cm² en todos los sitios. El valor mínimo se observó en SL ($1{,}00 \times 10^{18}$ moléc./cm²), mientras que el resto de los sitios presentó concentraciones similares ($1{,}10 \times 10^{18}$ moléc./cm²). Esta baja variabilidad sugiere condiciones atmosféricas que favorecieron la mezcla vertical y una mayor eficiencia en la dispersión de contaminantes.

Durante el otoño (10/05/2023–16/05/2023) se evidenció un descenso considerable en los niveles de CO, con valores en el orden de 10^{15} moléc./cm². El sitio mar-02 presentó la concentración más alta de la estación ($4{,}90 \times 10^{15}$ moléc./cm²), seguido por SL ($4{,}70 \times 10^{15}$ moléc./cm²), WR ($4{,}60 \times 10^{15}$ moléc./cm²) y MAR ($4{,}50 \times 10^{15}$ moléc./cm²). Los sitios con menores niveles fueron IB ($3{,}80 \times 10^{15}$ moléc./cm²) e IV ($4{,}00 \times 10^{15}$ moléc./cm²). El comportamiento observado sugiere una mayor influencia de fuentes locales en MAR2, posiblemente vinculadas a emisiones urbanas, que pueden en gran parte atribuirse al elevado tránsito vehicular en la zona.

En primavera (27/11/2023–11/12/2023), las concentraciones de CO fueron levemente más elevadas que en otoño, aunque manteniéndose en el mismo orden de magnitud. IB presentó el valor más alto con $4{,}20 \times 10^{15}$ moléc./cm², seguido por SL, WR y MAR2 con $4{,}10 \times 10^{15}$ moléc./cm². PSM, MAR e IV registraron valores de entre $3{,}90 \times 10^{15}$ y $4{,}00 \times 10^{15}$ moléc./cm². La distribución de valores en esta estación evidencia un patrón más uniforme, posiblemente asociado a condiciones meteorológicas favorables para la dispersión como la presencia del Chaco Jet.

En conjunto, los valores más elevados de CO se observaron en invierno (2021), como es esperable por el menor volumen de mezcla, la acumulación de contaminantes en capas bajas de la atmósfera y el aporte de incendios cercanos frente a las costas del Gran Rosario. En contraste, las concentraciones más bajas se registraron en otoño y primavera (en ambos casos, del 2023), con MAR2 destacándose como el sitio con mayores valores otoñales, y SL mostrando niveles consistentemente elevados en todas las estaciones, lo que podría reflejar una combinación de fuentes locales continuas de origen urbano e industrial, favorecido por condiciones meteorológicas.

6.1.4. Análisis de las concentraciones halladas en sitios urbanos y rurales.

A partir de los análisis de industrias, incendios y gases aplicados a los períodos muestreados, llega el momento de analizar las concentraciones de PM2.5 obtenidas a partir de las muestras colectadas en campo con los impactadores Harvard. La metodología del muestreo y el equipamiento utilizado se encuentra descripto en la Sección 3.1. Las concentraciones fueron obtenidas mediante gravimetría (pesando los filtros antes y después de ser expuestos para la colección del material particulado) por otra integrante del Grupo de Física de la Atmósfera, Radiación Solar y Astropartículas del IFIR, la Lic. Greta A. Piñol (Piñol et. al, 2025).

Si bien la inclusión de múltiples sitios de muestreo permite contextualizar adecuadamente el área de estudio y establecer referencias comparativas, la presente sección se enfocará exclusivamente en los sitios urbanos y rurales, con el objetivo de analizar el comportamiento y la variabilidad del material particulado fino (PM2.5) en dichos entornos. Asimismo, se busca identificar la posible existencia de una correlación positiva ($r = 0.81$, $p < 0.05$) entre las concentraciones de PM2.5 y NO_2, en línea con lo reportado por Wu et al. (2016). Tal como se mencionó previamente, tanto el NO_2 como el CO pueden actuar como indicadores de la presencia de partículas suspendidas en la atmósfera y de sus probables fuentes emisoras, dado su origen común en determinadas fuentes antropogénicas. En este sentido, se evaluará si el comportamiento del PM2.5 muestreado responde a estos factores.

6.1.4.1. Estudio de las concentraciones halladas en campo

A partir de la Figura 6.33-arriba, se puede observar que el aumento de PM2.5 durante el R2 del SET1-Invierno coincide con los aumentos de NO_2 VCD_{trop} en FI, PE y MIR. Principalmente en FI, se llegan a detectar concentraciones de PM2.5 de 23,07 $\mu g/m^3$ mientras que en MIR: 18,61 $\mu g/m^3$ y PE: 15 $\mu g/m^3$. MAR no presentó aumentos durante R2, arrojando un valor de 0 $\mu g/m^3$, lo cual se le atribuye a un sesgo en el muestreo. De todos modos, se observa cómo un sitio rural pudo superar en un +24% los valores de PM2.5 detectados en el microcentro de Rosario (MIR), debido a los incendios en el Delta del Paraná durante el set de Invierno. Este período se relaciona con el **CASO 1** de la Figura 6.24.a y de la Figura 6.25 d, e y f, donde se observa el flujo de la pluma de NO_2

proveniente de incendios en el Paraná, dirigiéndose hacia los sitios de muestreo. Por otro lado, corresponde a un período en el cual las masas de aire efectuaron su trayectoria por 2090 focos de calor a nivel país (Figura 6.21).

Durante el verano de 2022, se observa una marcada disminución en las concentraciones de PM2.5 en zonas rurales, donde los valores no superan los 5 µg/m³, acompañados por valores de NO_2 VCD_{trop} inferiores a $2x10^{15}$ moléc./cm² y de CO VCD entre 1 y 1,5 × 10^{18} moléc./cm². En contraste, en sitios urbanos se registra un incremento significativo de PM2.5, alcanzando valores máximos de 20,03 µg/m³ en la estación MIR y de 17,35 µg/m³ en MAR. Este comportamiento evidencia la influencia de las fuentes antropogénicas en las concentraciones de material particulado fino en entornos urbanos durante el verano. A pesar de que las condiciones meteorológicas estivales suelen favorecer la dispersión de contaminantes, la mayor intensidad de la radiación solar y las temperaturas elevadas incrementan la actividad fotoquímica, favoreciendo la formación secundaria de aerosoles a partir de precursores como el NO_2. En zonas rurales, donde las emisiones de precursores son considerablemente menores, las concentraciones de PM2.5 se mantienen bajas, lo que refleja tanto la escasa actividad antrópica como la limitada formación secundaria de partículas en estas regiones. Sumado a estos factores, corresponde a un período de ausencia de incendios en el Paraná, lo que permite distinguir mejor la distribución de los aerosoles en los distintos sitios de estudio en relación con las fuentes y características locales de éstos, que suele estar apantallada durante eventos altamente contaminantes con efecto a escalas espaciales mayores como son las quemas de biomasa en vastas áreas.

Durante la época otoñal se observa un leve incremento similar en las concentraciones de PM2.5 en los sitios PE y MAR, alcanzando valores de los 13,5 µg/m³. Este aumento ocurre en un contexto caracterizado por el descenso progresivo de la temperatura, típico de esta estación, lo que conlleva una disminución en la intensidad de las reacciones fotoquímicas. Sin embargo, debido a la mayor estabilidad atmosférica y a una menor ventilación propias del período otoñal, las condiciones se vuelven menos favorables para la dispersión de contaminantes, lo que podría explicar la persistencia de niveles elevados de PM2.5 a pesar de la reducción de los procesos de formación secundaria.

En la primavera del SET1, se destaca que para el período R2 se detectó un aumento de PM2.5 en la totalidad de los sitios, siguiendo los patrones del comportamiento del CO, posiblemente afectado por el Chaco Jet mencionado anteriormente, generando que en PE, MIR y MAR las concentraciones de material particulado fino alcancen los 20 µg/m³, favoreciendo el transporte de contaminantes desde zonas subtropicales hacia el centro

del país y contribuyendo así a la acumulación de PM2.5 y CO en dichos sitios. De esta manera, este evento corresponde al **CASO 2** de la Figura 6.24 y se puede observar su evolución en la Figura 6.29.

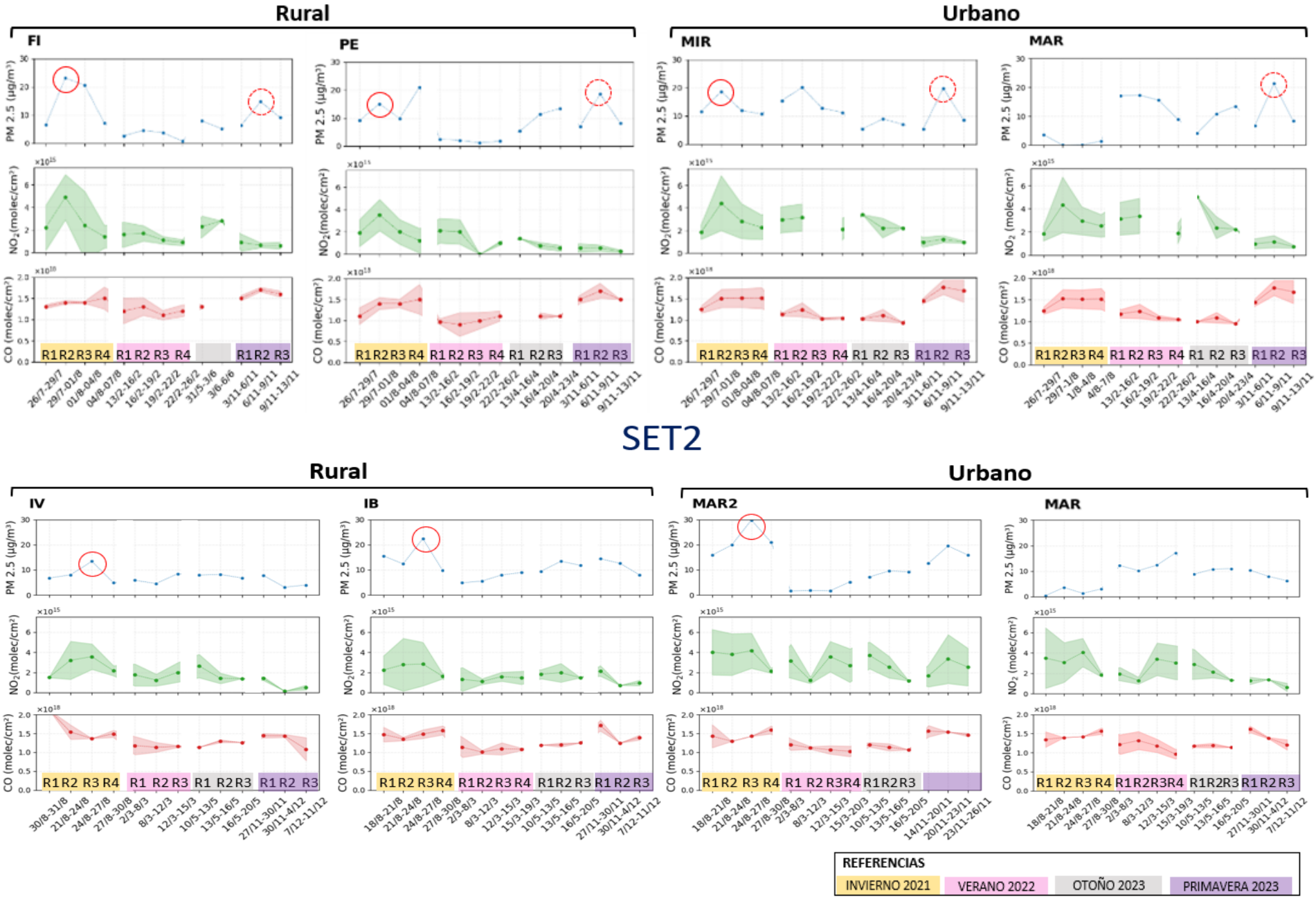


Figura 6.33. Concentraciones de PM2.5 detectados con equipo Harvard en las campañas de monitoreo efectuadas en sitios urbanos y rurales. Valores medios de NO_2 VCDtrop y CO VCD detectados con TROPOMI/Sentinel 5P. El área coloreada que rodea las líneas representa el desvío estándar. Verde: NO_2 VCDtrop, Rojo: CO VCD. Sitios rurales: FI: Fighiera, PE: Pueblo Esther, IB: Ibarlucea, IV: Isla Verde. Sitios Urbanos: MIR: Microcentro de Rosario, MAR y MAR2: Macrocentro de Rosario

Durante el segundo período de muestreo (SET2; Figura 6.33, panel inferior), las concentraciones medias más elevadas de PM2.5 en cada sitio fueron registradas durante el período R3 del invierno, tanto en áreas rurales como urbanas, destacándose los sitios IV (13,36 µg/m³), IB (22,40 µg/m³) y MAR2 (29,76 µg/m³). Este incremento se encuentra correlacionado con los incendios ocurridos en el sector inferior del Delta del Paraná, tal como se describe previamente (**CASO 2**, Figura 6.31.a). En contraste, el sitio MAR no evidenció un comportamiento similar, lo cual se atribuye a un sesgo en el muestreo de PM2.5 durante el invierno debido a la ubicación particular del equipo, como fue mencionado anteriormente. Sin embargo, en este mismo período, tanto el NO_2 como el CO mostraron un incremento en sus valores, al igual que en el resto de los sitios analizados, lo cual refuerza la idea del sesgo en la medición, ya que los gases se miden en la columna troposférica y atmosférica y dado que el equipo (Harvard) se encontraba "encapsulado" entre paredes, la medición pierde representatividad ya que el material particulado puede no alcanzar al mismo debido a dichas barreras antrópicas.

Durante el SET2-Verano, se observa un leve aumento del PM2.5 en IB, MAR y MAR2, posiblemente atribuido a los incendios de Corrientes mencionados anteriormente (**CASO 3**, Figura 6.31.a). A su vez según la Figura 6.21, R1, correspondió a un período por el cual las masas de aire efectuaron su paso por ~2027 focos de calor a nivel país. Por otro lado, en R3, el cual presenta velocidades bajas del viento (como se mencionó anteriormente), se observa un leve aumento del PM2.5, acompañando al NO_2 y al CO en la totalidad de los sitios (rurales y urbanos), correspondiendo con el **CASO 4** (Figura 6.31). f

Otro aspecto a considerar es que en el sitio MAR se observaron concentraciones similares de PM2.5 durante los muestreos del SET1 y SET2 de verano, con valores que oscilaron entre 17,12 µg/m³ y 8,91 µg/m³. Asimismo, como se observa en la Figura 6.33, en MAR2 los niveles de VCD de CO son más bajos durante el SET2-Verano que durante el SET2 de mediciones en las otras estaciones del año. En cuanto al NO_2, si bien en dicho sitio se obtuvo, para ese SET estival, un máximo comparable a los de otoño y primavera (aunque menor que la mayor parte de los valores encontrados para los muestreos del SET2 del invierno 2021, durante el cual hubo incendios cercanos), se presenta también, durante este SET2-Verano en MAR2, un valor mínimo comparable al de otoño y más bajo que los mínimos de invierno y primavera (situándose entre 2 $x10^{15}$ y 4 $x10^{15}$ moléc./cm² para el NO_2 y entre 1 $x10^{18}$ y 1,5 $x10^{18}$ moléc./cm² para el CO). Es decir, comparativamente con las otras estaciones del año para el SET2, se puede decir que en MAR hubo una disminución de PM2.5 y CO, a la vez que un mínimo de NO_2 (durante el R2 del SET2-Verano). Esto podría atribuirse a una disminución de las

emisiones vehiculares en la zona debido a un menor tránsito vehicular por tratarse todavía de una época de vaciones de verano o bien de actividad reducida en diversos rubros laborales (incluido el académico que implica el translado de gran cantidad de estudiantes y docentes de todos los niveles). También hay que mencionar que hubo lluvias durante el SET2-Verano que pueden haber removido parte del material particulado en suspensión en el aire. Asimismo, la elevación de la capa límite planetaria durante las temporadas cálidas, puede ser responsable de la obtención de menores concentraciones de aerosoles a nivel cercano a tierra. Por último, para el muestreo iniciado el 15/03/22 se nota un aumento en PM2.5 en MAR2, que puede resultar indicativo del inicio de las actividades normales anuales. Estas explicaciones acerca de los bajos valores de PM2.5 encontrados en MAR2 para el SET2-Verano, no descartan la posibilidad de una falla instrumental durante dicho período. Por otro lado, el AOD (detectado por MAIAC/MODIS) correspondiente a ese mismo período en MAR2 arrojó valores medios superiores (0,13) respecto a los observados en MAR (0,09). Adicionalmente, las concentraciones en MAR fueron más bajas que en los sitios rurales. En consecuencia, se identifican al menos tres variables satelitales que no presentan una correlación directa con los datos obtenidos en superficie, lo que refuerza la hipótesis de un posible desacople entre las mediciones in situ y las observaciones remotas para este caso específico. En este sentido, vale notar que los movimientos de la altura de la capa límite planetaria afectan a las mediciones de concentración en tierra pero no a los valores totales de la columna atmosférica (tanto para el VCD de gases como para el AOD de aerosoles) ya que los aerosoles se distribuyen hasta mayor altura al aumentar la altura de la capa límite, bajando su concentración cercana a la superficie pero sin alterar su contenido total de partículas en suspensión. De todos modos, la correlación entre PM2.5 y variables satelitales entre los distintos sitios, no parece evidente al menos en este caso.

En la estación primaveral del 2023 (SET2), los sitios IV, IB y MAR presentaron sus máximas concentraciones de PM2.5 durante el período R1, con valores de 7,78 μg/m³, 14,39 μg/m³ y 10,34 μg/m³, respectivamente. Este comportamiento podría estar vinculado con la influencia del Chaco Jet (**CASO 6**, Figura 6.31), particularmente si se considera que un sitio rural ubicado más al norte, como IB, presenta concentraciones superiores a las observadas en la zona macrocentro de Rosario.

Durante el SET2 de otoño el PM2.5 en la totalidad de los sitios presentó valores cercanos a 10 μg/m³, sin presentar grandes variaciones, tanto en sitios rurales como urbanos.

Los **CASOS 1 y 5** de la Figura 6.31, no resultaron apreciables en las mediciones de PM2.5.

El sitio rural CS (Campo Soldini), solo fue medido durante un período adicional en otoño y primavera del 2023 junto con el sitio MAR, aunque ambos no presentaron grandes variaciones. Dichos resultados se pueden observar en la Figura A.6 del Anexo I.

En la Tabla 6.8, se evaluaron las concentraciones medias de PM2.5 (μg/m³) y sus respectivas desviaciones estándar (DE) de sitios rurales y urbanos, pertenecientes a tres conjuntos de mediciones (SET1, SET2 y SET3), durante las distintas estaciones.

En los **sitios rurales** (FI, PE, IV, IB y CS), las concentraciones de PM2.5 mostraron variaciones estacionales consistentes. En invierno 2021, los valores fueron moderados, alcanzando 14.6 μg/m³ en FI y 13.9 μg/m³ en PE, mientras que IV presentó niveles más bajos (8.2 μg/m³). Sitios rurales (FI y PE), llegan a superar al microcentro de Rosario (MIR) con valores de PM2.5 levemente superiores, marcados principalmente por los incendios del Paraná cercanos a dichos pueblos, Presentando elevados valores de DE de hasta 9 μg/m^3 en FI.

Durante el verano 2022, se observó un marcado descenso en todas las localidades rurales, con concentraciones inferiores a 7 μg/m³, a diferencia de sitios urbanos, los cuales llegan a presentar concentraciones que PM2.5 que duplican dicho valor. Posteriormente, en otoño 2023, los niveles aumentaron nuevamente, especialmente en IB (11.5 μg/m³).

En contraste, los **sitios urbanos** (MIR, MAR, MAR2) exhibieron, en general, concentraciones más elevadas. En invierno 2021, MAR2 presentó la concentración más alta de toda la serie (21.7 μg/m³). Durante el verano 2022, si bien las concentraciones urbanas disminuyeron, se mantuvieron superiores a las rurales en varios casos, destacándose MIR y MAR, ambos con una media de 14.9 μg/m³. En primavera 2023, los sitios urbanos volvieron a incrementar sus niveles, alcanzando 16.0 μg/m³ en MAR2. Finalmente, en primavera 2023, aunque los valores urbanos se mantuvieron elevados (por ejemplo, 10.4 μg/m³ en MAR), resultaron comparables a los valores de algunos sitios rurales, principalmente en el SET1, factor que puede ser atribuido al Jet de capas bajas, mencionado anteriormente.

Tabla 6.8. Concentraciones medias de PM2.5 (μg/m³) y desviaciones estándar (DE) registradas en sitios rurales y urbanos pertenecientes a tres conjuntos de monitoreo (SET1, SET2 y SET3) durante invierno 2021, verano 2022, otoño 2023 y primavera

2023. Las concentraciones sombreadas en amarillo son aquellas que no cuentan con una clara representatividad en el muestreo.

SET	Zona	Sitio	Invierno 2021		Verano 2022		Otoño 2023		Primavera 2023	
			PM2.5 ($\mu g/m^3$)	DE ($\mu g/m3$)	PM2.5 ($\mu g/m^3$)	DE ($\mu g/m3$)	PM2.5 ($\mu g/m^3$)	DE ($\mu g/m3$)	PM2.5 ($\mu g/m^3$)	DE ($\mu g/m3$)
SET1	Rural	FI	14.6	9.0	3.0	1.7	6.5	1.9	10.0	4.3
		PE	13.9	5.6	1.8	0.6	10.0	4.2	11.2	6.3
	Urbano	MIR	13.3	3.7	14.9	3.9	7.1	1.8	11.2	7.6
		MAR	1.3	1.7	14.9	4.0	9.5	4.8	12.1	8.0
SET2	Rural	IV	8.2	3.6	6.3	2.0	7.6	0.7	4.9	2.5
		IB	15.1	5.5	6.9	2.0	11.5	3.3	11.6	3.3
	Urbano	MAR2	21.7	5.9	2.6	1.8	8.6	1.3	16.0	3.4
		MAR	2.0	1.5	13.0	3.0	10.2	1.2	8.2	2.1
SET3	Rural	CS	-	-	-	-	7.2	3.4	15.5	1.4
	Urbano	MAR	-	-	-	-	9.1	1.6	10.4	3.9

6.1.4.2. Correlación entre PM2.5 y los niveles de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD derivados de observaciones satelitales

La Figura 6.34 muestra la relación entre las concentraciones de PM2.5 medidas en superficie y los valores de NO_2 VCD_{trop} y de CO VCD obtenidos mediante observaciones satelitales, considerando datos de sitios rurales y urbanos.

En el panel izquierdo se evidencia una correlación positiva entre las concentraciones de PM2.5 y los valores de NO_2 VCD_{trop}, con un coeficiente de correlación de $r = 0,44$ y un valor de $p = 5,58 \times 10^{-6}$. Si bien, Wu et al. (2016) reportaron un coeficiente de correlación superior ($r = 0,88$), en ambos casos se verifica la existencia de una relación positiva entre ambas variables. Este resultado indica una correlación moderada. La dispersión de los puntos alrededor de la recta de regresión sugiere cierta variabilidad, pero la tendencia general resulta clara. Esta asociación puede atribuirse a fuentes de emisión

comunes, como el tráfico vehicular, la combustión de biomasa y las actividades industriales, que liberan simultáneamente material particulado y óxidos de nitrógeno.

En el panel derecho, la correlación entre PM2.5 y CO VCD también es positiva, con un coeficiente de r = 0,35 y un valor de p = 0,00031. Aunque la fuerza de la correlación es algo menor que la observada para NO_2, sigue siendo positiva. La asociación entre PM2.5 y CO refleja procesos de emisión vinculados principalmente a la combustión incompleta de materiales orgánicos, tanto en contextos urbanos como rurales.

En conjunto, los resultados indican una correlación positiva entre las concentraciones superficiales de PM2.5 y los niveles de NO_2 y CO detectados por el sensor TROPOMI. Estos hallazgos destacan la posible influencia del transporte de emisiones generadas por incendios registradas principalmente en el Noreste de Argentina y en el Delta del Paraná durante los periodos de muestreo, así como el aporte de otras fuentes de combustión, como el tránsito vehicular y procesos industriales, en la presencia de estos contaminantes en la atmósfera.

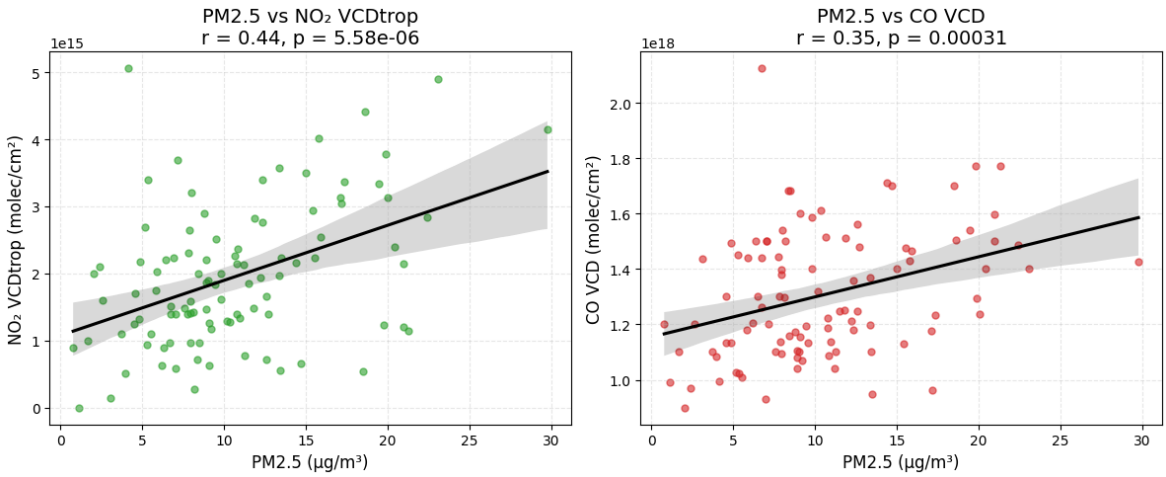


Figura 6.34. Gráficos de regresión lineal entre PM2.5 y gases. (Izq) PM2.5 vs. NO_2 VCD_{trop}. (Der) PM2.5 vs. CO VCD. Los datos de PM2.5 fueron extraídos de las mediciones en campo realizadas en sitios rurales y urbanos, y los de NO_2VCD_{trop} y CO VCD de TROPOMI.

6.1.4.3. Precipitaciones durante las campañas de muestreo

Durante las campañas correspondientes al invierno, no se registraron precipitaciones en los conjuntos de muestreo SET 1 y SET 2. Esta ausencia de lluvias probablemente favoreció la acumulación de PM2.5 en la atmósfera, al no ocurrir procesos de deposición húmeda que pudieran contribuir a su remoción.

Al analizar la Figura 6.35 en relación con la Figura 6.33, se observa que durante el período de verano las precipitaciones comenzaron a registrarse en el intervalo R4 del SET 1, con un acumulado total de 13,4 mm. Esta condición coincidió con una disminución en las concentraciones de PM2.5 tanto en áreas rurales como urbanas, lo que sugiere una relación directa entre el inicio de las lluvias y la mejora en la calidad del aire. En el SET 2, se observaron precipitaciones significativas en R1 (97 mm) y R2 (29,8 mm), seguidas por un intervalo R3 sin precipitaciones, durante el cual se detectó un leve aumento de PM2.5 en todos los sitios evaluados. Posteriormente, R4 registró un total de 16 mm de precipitación; sin embargo, en este caso se observó un incremento de las concentraciones de PM2.5, lo que sugiere la posible influencia de otras fuentes emisoras o condiciones meteorológicas que limitaron el efecto depurador de la precipitación.

En las campañas de otoño, las precipitaciones fueron escasas y se limitaron a R2 del SET 1 (7 mm) y R3 del SET 2 (11 mm). La respuesta del PM2.5 fue limitada, observándose una disminución únicamente durante R3 del SET 2, y de forma consistente en todos los sitios. Este patrón sugiere que precipitaciones de baja magnitud podrían tener un impacto localizado y dependiente de otros factores atmosféricos concurrentes.

Por último, durante la campaña de primavera se registraron precipitaciones en R3 del SET 1 (9 mm) y en R2 del SET 2 (26 mm). En ambas situaciones se observó una reducción general de PM2.5 en todos los sitios monitoreados, con la excepción del intervalo R2 en el sitio MAR2 durante el SET 2, donde las concentraciones no disminuyeron, lo que podría atribuirse a condiciones locales específicas o fuentes puntuales de emisión.

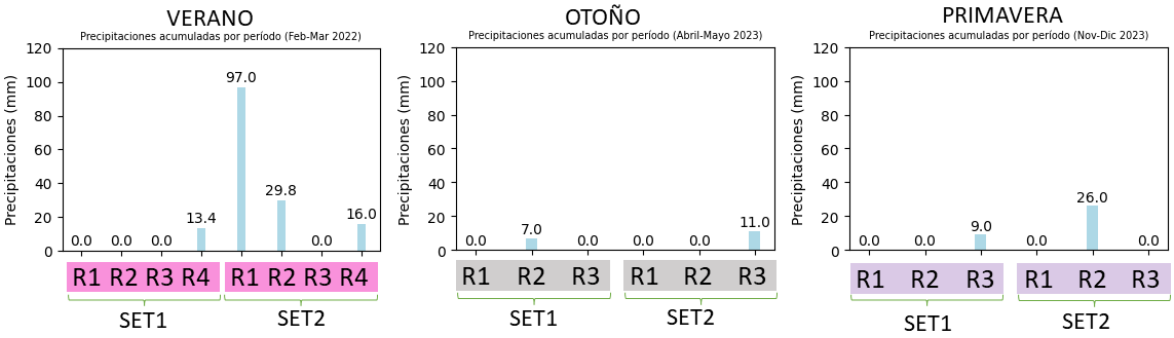


Figura 6.35. Precipitaciones acumuladas durante las campañas de muestreo. La información fue proporcionada por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), a partir de registros de la estación meteorológica ubicada en el Aeropuerto Internacional de Rosario "Islas Malvinas" (32°54' S, 60°47' O; altitud: 25 m; ID de estación: 87480; código ICAO: SAAR).

6.1.5. Conclusiones generales

- **Invierno** (2021) correspondió a la temporada de menor influencia industrial, arrojando los valores más elevados de PM2.5, NO_2 y CO en todas las campañas, tanto en sitios rurales como urbanos. Fueron ocasionados principalmente por la intensa actividad de incendios, no sólo en el Delta del Paraná medio y bajo, sino que también en el noreste del país, con masas de aire que atravesaron un total de ~16.768 focos de calor durante toda la estación. Fue un período donde no se presentaron precipitaciones, hecho que favoreció a la concentración de material particulado en el ambiente.
- Durante el SET1 de invierno, sitios rurales como FI y PE registraron concentraciones medias de PM2.5 superiores a las detectadas en el microcentro de Rosario, alcanzando valores medios de hasta 14,6 µg/m³ y valores en R2 superiores a 20 µg/m³ en FI.

Se detectaron 3 grandes fuentes de incendios durante los muestreos:

1. **Incendios de Corrientes:** SET1-VERANO, R2 con 2605 focos de calor y aumento del PM2.5 en sitios rurales y urbanos.
2. **Incendios del Delta del Paraná:** SET1-Invierno (Delta medio), SET2-Invierno (Delta bajo), con aumentos de PM2.5 en R2 y R3 respectivamente.
3. **Incendios del Gran Chaco:** SET1-Invierno y SET1-Verano (R4 en ambos SET), SET2-Invierno y SET2-Verano (R1 en ambos SET), SET3-Otoño (R1). No se observan grandes cambios en términos de PM2.5.

- Otoño y primavera fueron las temporadas menos afectadas por incendios.
- Durante el Verano 2022, período sin incendios en el Delta del Paraná, los sitios urbanos superaron a rurales en PM2.5, NO_2 y CO, producto de la actividad antrópica de las ciudades.
- Se observó que la presencia de un jet de capas bajas (especialmente el Chaco Jet) favorece el aumento de las concentraciones de PM2.5 y CO en la totalidad de los sitios de monitoreo, como se evidenció, por ejemplo, durante el SET1 de primavera. Este fenómeno fue registrado tanto en invierno como en primavera.
- Isla Verde, un sitio natural caracterizado por su condición de humedal y la diversidad de su vegetación, ubicado en el Delta del Río Paraná, registró las concentraciones más bajas de PM2.5 durante las campañas de medición, con un valor máximo de 8,2 μg/m³ en invierno de 2021, el período más crítico en términos de calidad del aire. Se evidencia, de esta manera una notable capacidad de autodepuración frente a eventos de quema y otras fuentes de aerosoles.
- Durante los muestreos realizados, el análisis de las trayectorias de las masas de aire previas al arribo a los distintos sitios, indicó que no se produjo un aporte significativo de emisiones industriales provenientes del noroeste de Argentina. En cambio, los principales aportes industriales potenciales se identificaron en las regiones centro-este, noreste y sureste del país, donde se localizan una amplia variedad de industrias, lo cual da lugar a la diversidad de material particulado que puede llegar a encontrarse en las muestras.
- El análisis de correlación evidenció relaciones positivas entre las concentraciones de PM2.5 medidas en campo y los valores de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD detectados por TROPOMI en sitios rurales y urbanos, lo que sugiere un posible transporte conjunto de estos contaminantes a nivel troposférico y un origen común en cuanto a sus fuentes emisoras. En este sentido, el análisis de estos gases contaminantes ha sido valioso para ayudar a inferir el origen de los aerosoles, el cual es un objetivo de esta tesis.

Más consideraciones en las correlaciones entre PM2.5 e industrias se encuentran en el Anexo I, Sección VII.

7. PROPAGACIÓN DEL NO_2 ORIGINADO EN INCENDIOS INTENSOS EN EL DELTA DEL RÍO PARANÁ ANALIZADA A PARTIR DE OBSERVACIONES SATELITALES.

El presente trabajo fue publicado:

Binet, M. V., Micheletti, M. I., & Piacentini, R. D. (2024). Propagation of NO_2 originated in intense fires in the Paraná River Delta analyzed from satellite observations. *Advances in Space Research, 74*(2), 682–694. https://doi.org/10.1016/j.asr.2024.04.030

RESUMEN

Los incendios en el delta del río Paraná comenzaron a ser una situación recurrente en 2008 y durante los primeros años de la década de 2020: 2020, 2021 y 2022. Estos incendios afectaron áreas naturales, principalmente las islas del delta, situadas frente a la ciudad de Rosario (32.95°S, 60.67°O, 25 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.)), Argentina. Ocurren principalmente entre junio y septiembre de cada año y son más intensos cuando se presenta un evento fuerte de La Niña. El objetivo de este estudio es examinar la asociación entre la propagación de plumas de dióxido de nitrógeno (NO_2) de alta intensidad y los incendios significativos ocurridos en el delta del río Paraná entre el 6 y el 17 de septiembre de 2022. Se emplearon datos satelitales de NO_2 obtenidos del Instrumento de Monitoreo Troposférico (TROPOMI) a bordo del satélite Sentinel-5 Precursor de la Agencia Espacial Europea (ESA), trayectorias de masas de aire modeladas con el Modelo Híbrido Integrado Lagrangiano de Trayectoria de Partículas Únicas (HYSPLIT), datos de Potencia Radiactiva del Fuego (FRP) proporcionados por el Radiómetro de Imágenes en Infrarrojo Visible (VIIRS) a bordo de los satélites NOAA-20 y Suomi National Polar-orbiting Partnership (S-NPP), Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD) de VIIRS S-NPP y Altura de Inyección de Humo obtenida mediante la Técnica Térmica de Implementación Multiángulo de Corrección Atmosférica (MAIAC).

Se analizaron las trayectorias seguidas por las masas de aire provenientes de las principales fuentes de incendio cercanas a Rosario y su área circundante a altitudes de 20, 500, 1000, 1500 y 2000 m sobre el nivel del suelo (AGL) para evaluar el impacto de las nubes de NO_2 transportadas por el viento en distintos puntos de Rosario y su región adyacente. Las plumas de NO_2 tienen el potencial de representar un riesgo significativo para la salud en esta región, que alberga aproximadamente un millón y medio de

habitantes. Este riesgo depende de la altitud a la que se encuentren los niveles más altos de NO_2 en la columna troposférica. Se determinaron densidades de columna vertical troposférica (VCD_{trop}) de NO_2 en el rango de $4.68x10^{14}$ a $1.66x10^{16}$ moléculas/cm². Los resultados indican una correlación sólida entre los valores elevados de NO_2 VCD_{trop} y la intensidad de los incendios, caracterizados por sus valores de FRP. Además, se observó que los valores elevados de NO_2 VCD_{trop} impactaron ciudades y localidades cercanas a los incendios. En particular, los valores inusualmente altos de NO_2 VCD_{trop} determinados para las localidades de Fighiera y Pueblo Esther, situadas en la costa y cerca del delta del río Paraná, son destacables, ya que se trata de pequeñas localidades rurales que típicamente presentan buena calidad del aire.

Los resultados de FRP proporcionados por VIIRS a bordo de los satélites NOAA-20 y S-NPP indican que la caracterización de los focos de incendio durante el período estudiado, tuvo un valor medio en el rango de 20.17 - 21.47 MW. En días específicos (12, 13 y 16 de septiembre de 2022), los valores acumulativos diarios fueron muy elevados, oscilando entre 2000 y 10000 MW. Además, el 12 y 13 de septiembre de 2022, los aerosoles de humo no alcanzaron altitudes significativas en la atmósfera, permaneciendo en el rango de 0 a 1500 m AGL. Durante el período de incendios, se observaron valores de AOD cercanos a 1 dentro de la pluma de emisiones generada por los incendios. En particular, Puerto San Martín (0.27), San Lorenzo (0.22) e Ibarlucea (0.20) registraron valores promedio de AOD más altos en comparación con otros sitios. Los sitios restantes mostraron en general valores promedio de AOD más bajos, con una leve distinción entre las localidades rurales (Pueblo Esther: 0.14 y Fighiera: 0.14) y el centro de la ciudad de Rosario (0.09).

7.1. INTRODUCCIÓN

En diferentes regiones del mundo, los incendios intensos van acompañados de grandes emisiones de material particulado (aerosoles) y gases (principalmente monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO_2), etc.) (ver, por ejemplo, Gleason et al., 1998; Torres et al., 2010). Ipiña et al. (2012) describieron la contaminación por aerosoles y la significativa atenuación de la radiación UV solar registrada en una extensa región del centro de Argentina, atribuida a los incendios en las islas del Delta del Río Paraná. Los incendios intensos en el Delta del Río Paraná, frente a la ciudad de Rosario y las regiones adyacentes, suelen ser causados por la intersección de dos factores: la actividad humana y un fenómeno natural, como períodos de sequía, que generan impactos significativos en una región densamente poblada.

Los incendios y las nubes de humo generadas (ver Figura 7.1 para el caso de Rosario) pueden provocar problemas significativos, como impactos en la salud de la población e interrupciones del tráfico en el puente Rosario-Victoria, lo que puede derivar en accidentes (Vos, 2022; Rosario3, 2022). También conducen a un deterioro de la calidad del aire, con emisiones de cantidades significativas de óxidos de nitrógeno (NO_x = NO + NO_2), aerosoles (aerosol orgánico y carbono negro), CO_2, monóxido de carbono (CO), compuestos orgánicos no metánicos (NMOC), amoníaco (NH_3) y dióxido de azufre (SO_2) (Urbanski, 2014). Fuglestvedt et al. (1999) descubrieron que las emisiones de NO_x pueden tener impactos significativos en el clima. Estas emisiones contribuyen a la producción de ozono troposférico (O_3), lo que genera un forzamiento radiativo positivo (que es el balance neto entre la intensidad solar incidente y la reflejada más la emitida desde la superficie terrestre, a nivel de la tropósfera superior), lo que corresponde a un calentamiento del ambiente. Además, los NO_x influyen en la concentración de radicales OH, reduciendo así la cantidad de metano (CH_4), lo que provoca un forzamiento negativo y un enfriamiento. El tiempo de vida atmosférico de los NO_x varía de horas a días.

Un ambiente insalubre contribuye a una población con una calidad de vida comprometida, resultando en un factor crucial para el bienestar de la población. Por lo tanto, es esencial prestar mayor atención a las emisiones que ingresan a la atmósfera, ya que a menudo contienen numerosas sustancias tóxicas. En particular, Kienzler et al. (2022) analizaron en detalle la carga de las siguientes enfermedades causadas por el NO_2 en Europa: asma, accidentes cerebrovasculares, diabetes mellitus y enfermedades respiratorias, estas últimas debido a la contribución del NO_2 a la formación de O_3. Además, la Organización Mundial de la Salud (2021) introdujo nuevas directrices sobre calidad del aire para que los organismos competentes limiten las concentraciones de material particulado y gases, incluido el NO_2, en la atmósfera debido a sus impactos significativos en la salud de una gran proporción de la población mundial.

En este estudio, se analizaron datos satelitales de densas nubes contaminantes producidas en las islas del Delta del Río Paraná, junto con la detección de viento en superficie. Se presta especial atención al gas NO_2, detectado por el Instrumento de Monitoreo Troposférico (TROPOMI) de alta resolución espectral. Esto contribuye significativamente a la comprensión de la evolución de la contaminación gaseosa, especialmente en ausencia de mediciones terrestres (Griffin et al., 2021). También se presentan cálculos modelados con el modelo HYSPLIT para rastrear las trayectorias de las masas de aire propagadas desde las fuentes de emisión hacia la ciudad de Rosario y sus regiones adyacentes.

Figura 7.1 Vista aérea del centro de la ciudad de Rosario que ilustra el impacto del humo el 14 de septiembre de 2022 a las 09:35 hora local (UTC-3). Foto tomada por Nahuel Rullo.

7.2. METODOLOGÍA

7.2.1. Área de estudio

Esta investigación se centra en un área específica dentro del Delta del Río Paraná, situada frente a la ciudad de Rosario, en la provincia de Santa Fe, Argentina. La zona analizada corresponde al área donde ocurrieron los incendios en septiembre de 2022, afectando aproximadamente 21.055 ha (mientras que la ciudad de Rosario tiene 17.870 ha). El centro del área afectada se encuentra a 12 km de la ciudad de Rosario, a lo largo de la costa del río Paraná. Se consideró un área de producción de incendios de 100 Km de distancia desde Rosario hacia el Sur-este y de otros 100 km hacia el Norte. Esto da por resultado una amplitud angular de 51,36° con respecto a un punto en el centro de la ciudad de Rosario. (Figura 7.2)

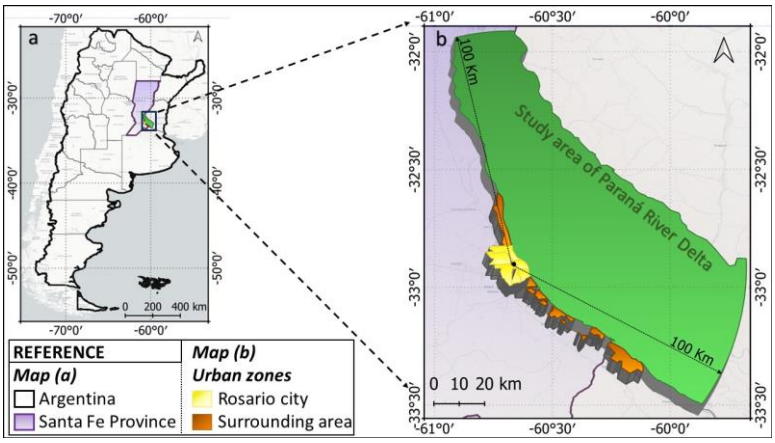


Figura 7.2. Mapa de ubicación del área de estudio

7.2.2. Datos del gas contaminante NO_2

Para este estudio, el producto utilizado es el que provee las mediciones realizadas por el sensor TROPOMI Sentinel-5 Precursor Nivel 2, específicamente la versión offline (S5P OFFL L2 NO_2), que puede consultarse en la Sección 3.2.3. Se emplearon datos de septiembre de 2019 (un período caracterizado por la ausencia de incendios en el Delta del Río Paraná) y septiembre de 2022 (un período marcado por incendios en el Delta del Río Paraná). Se utilizó un filtro para evaluar los valores de aseguramiento de calidad (qa, indicador que varía entre 0 y máximo 1). Este filtro se aplicó para excluir datos afectados por nubes. Solo se tomaron en cuenta las recuperaciones de NO_2 con un valor de qa superior a 0,75 para analizar los datos. En el análisis, los valores de NO_2 para cada sitio se obtuvieron promediando los datos de una cuadrícula de 3x3 píxeles. En los mapas de NO_2, se aplicó un filtro con valor de qa > 0,5 para lograr una visualización más específica de la pluma de NO_2. Esta elección se hizo porque un valor de qa > 0,75 tiene un filtro de fracción de radiancia de nubes > 0,5, lo que dificulta distinguir entre humo y nubes sobre los incendios. La fracción de nubes suele ser mayor a 0,3 cerca de los puntos calientes de los incendios debido al humo, como se explica en detalle en Griffin et al. (2021). El umbral de calidad se redujo solo para la representación gráfica de los mapas de NO_2, a modo de aumentar el número de observaciones cerca de los puntos de calor que representan los incendios.

7.2.3. Modelo de Trayectorias HYSPLIT

Durante el período del evento seleccionado (6-17 de septiembre de 2022), se calcularon trayectorias hacia adelante para las masas de aire a 20 y 500 m sobre el nivel del suelo (AGL) utilizando el algoritmo HYSPLIT/NOAA. Los cálculos, comenzando a las 00:00 horas (hora local = GMT - 3 horas) con un tiempo total de ejecución de 24 horas y se realizaron a diario. Considerando la proximidad de la fuente de incendios en el Delta del Paraná a la ciudad de Rosario, se seleccionó una altitud baja de 20 m AGL para analizar el movimiento de las masas de aire en las capas más bajas de la atmósfera. Teniendo en cuenta que la altura de inyección del humo típicamente supera la Capa Límite Planetaria (PBL) (Sofiev & Vankevich, 2012), se obtuvo la altura promedio de la PBL para el mes de septiembre de 2022 en el área afectada por los incendios mediante el modelo retrospectivo de la Era Moderna para la Investigación y Aplicaciones (MERRA-2) (Oficina de Modelado Global y Asimilación de Datos, GMAO, 2015), resultando en una altura de 722 metros. Por encima de esta altura promedio de la PBL, se analizaron las trayectorias de las masas de aire, incluidas las de las alturas de 1000 m AGL, 1500 m AGL y 2000 m AGL. Las trayectorias hacia adelante se calcularon a diario, con una trayectoria calculada cada dos horas, lo que resultó en un total de 12 trayectorias por día para cada altitud. Este enfoque permitió un examen detallado del movimiento de las masas de aire a diferentes alturas durante el período del evento seleccionado.

7.2.4. Altura de Inyección del Humo

Los sensores MODIS, montados en las plataformas satelitales NASA Terra y Aqua y operando en el espectro térmico-infrarrojo, poseen una capacidad única para detectar incendios activos (Salomonson et al., 2002). La Técnica Térmica de Implementación Multi-Ángulo de Corrección Atmosférica (MAIAC) para la Altura de Inyección del Humo (Ha) es un componente integral del conjunto de productos MAIAC MODIS Colección 6 (MCD19). El producto atmosférico diario MAIAC, MCD19A2, tiene una resolución de 1 km en una cuadrícula sinusoidal global, proporcionando detalles sobre la altura de inyección de aerosoles cerca de los puntos calientes de incendios detectados, cuando la pluma de humo es ópticamente densa (AOD ≥ 0,8 a 470 nm) (Lyapustin et al., 2020). El Algoritmo de Altura de la Pluma MAIAC emplea un contraste térmico negativo a una longitud de onda de 11 μm entre el humo y los píxeles vecinos libres de humo, convirtiendo la temperatura de brillo más fría en estimaciones de Ha (Lyapustin et al.,

2020; Cheeseman et al., 2020; Huang et al., 2023). La verificación contra los sensores de alturas de pluma MISR MINX/NASA y CALIPSO CALIOP/NASA durante el período de 2000-2008, específicamente asociados con incendios, demostró una precisión satisfactoria dentro de los 500 m, como lo reporta Lyapustin et al. (2020).

7.2.5. Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD)

Consultar la Sección 3.2.1.1.

7.2.6. Potencia Radiativa del Fuego (FRP)

La Metodología está descripta en la Sección 3.2.1.3.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. *Análisis del NO_2 detectado durante los eventos de incendio*

Durante estos eventos extremos de incendio, la mayoría de los incendios que afectaron a las regiones estuvieron localizados en el Delta del Río Paraná, al sureste de la ciudad de Rosario. La Figura 7.3.a muestra la evolución de las plumas de NO_2 desde las fuentes de incendio hacia la ciudad de Rosario, la localidad de Pueblo Esther y las regiones adyacentes.
TROPOMI registró valores elevados, aproximadamente $3.97x10^{15}$ moléc./cm² para la ciudad de Rosario y $4.93x10^{15}$ moléc./cm² para la localidad de Pueblo Esther el 10 de septiembre de 2022.

El 12 de septiembre de 2022, las plumas de NO_2 se transportaron predominantemente hacia las ciudades de San Lorenzo y Puerto San Martín. Esto resultó en un aumento del 105.58% en el VCD troposférico de NO_2 sobre San Lorenzo en comparación con el último día registrado (10 de septiembre de 2022) por TROPOMI, subiendo de $1.97x10^{15}$ moléc./cm² a $4.05x10^{15}$ moléc./cm² (Figura 7.3.b).

La Figura 7.3.c, que representa la situación del 13 de septiembre de 2022, ilustra el impacto de las plumas de NO_2 sobre los Parques Nacionales del Pre-Delta y las Islas de Santa Fe. Estos parques se encuentran aproximadamente a 100 km de la ciudad de Rosario, dentro del área del Delta del Río Paraná. Además, hubo aumentos significativos en los valores de VCD troposférico de NO_2 en todos los sitios analizados (excepto Fighiera y Pueblo Esther) el 12 y 13 de septiembre de 2022, con las plumas de NO_2 desplazándose en dirección noroeste (Figura 7.3.b y c). En la parte occidental de la ciudad de Rosario, se registraron altos valores de NO_2 el 13 (Figura 7.3.c) y 14 (Figura 7.3.d) de septiembre de 2022: $6.99x10^{15}$ moléc./cm² y $3.97x10^{15}$ moléc./cm², respectivamente. La Figura 7.3 muestra una pluma de alta intensidad de NO_2 cruzando el río y moviéndose sobre Fighiera y Pueblo Esther el 16 de septiembre de 2022.

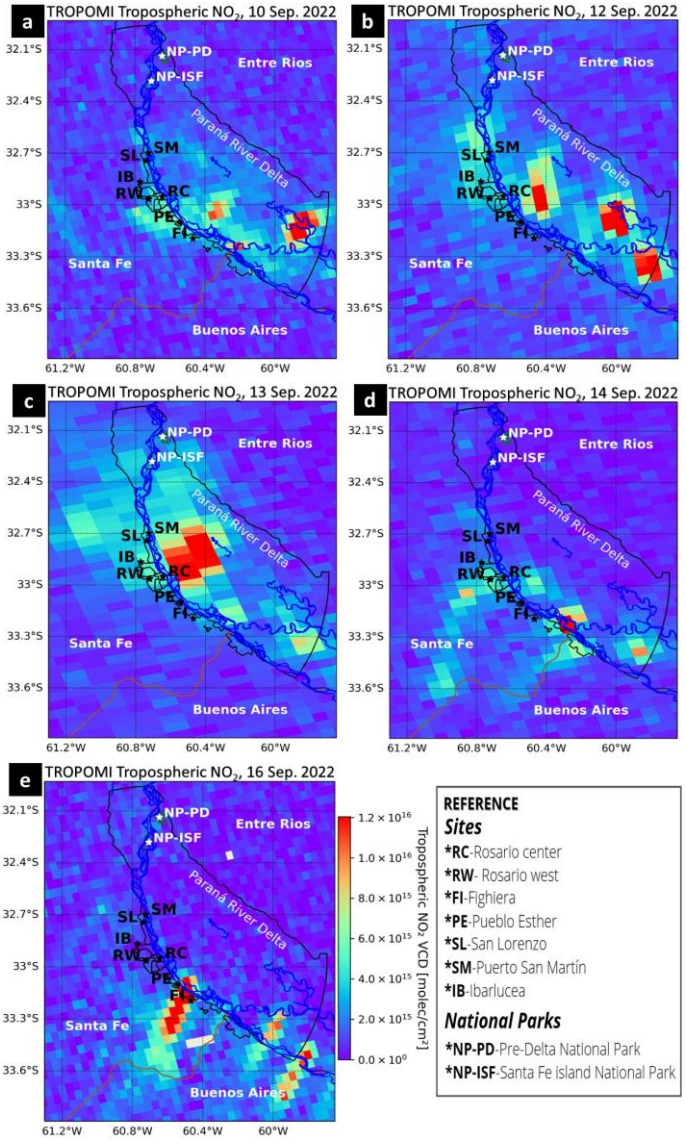


Figura 7.3. VCD troposférico de NO_2 en días específicos de septiembre de 2022, derivado de TROPOMI.

La Figura 7.4 muestra la evolución temporal de los valores diarios de NO_2 VCD_{trop} durante el 6 al 16 de septiembre de 2022, en varios sitios ubicados en el lado opuesto de la costa del Delta del Río Paraná. Como tendencia general, el NO_2 VCD_{trop} diario aumentó a lo largo del período analizado, alcanzando dos de los picos más altos el 16 de septiembre de 2022. Estos fueron registrados en Fighiera ($1.66x10^{16}$ moléc./cm^2) y en Pueblo Esther ($1.21x10^{16}$ moléc./cm^2), áreas rurales ubicadas cerca de las fuentes de incendio. Los otros sitios, como la ciudad de San Lorenzo, mostraron valores relativamente bajos de NO_2 en esa fecha. Para el 11 y el 17 de septiembre de 2022, no se registraron valores de VCD de NO_2 troposférico que cumplieran con los criterios de un valor de calidad (qa) superior a 0.75.

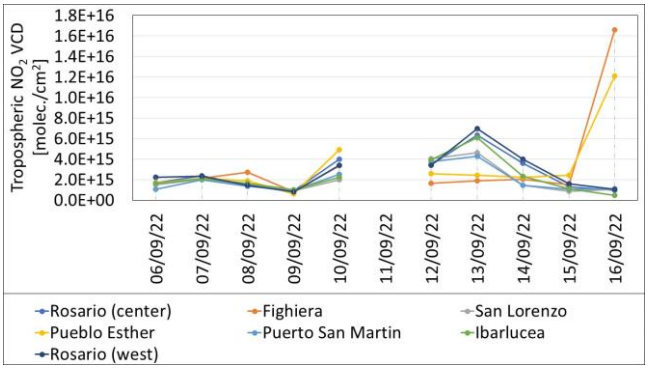


Figura 7.4. Serie temporal de NO_2 VCD_{trop} detectado en varios sitios durante el período 6-16 de septiembre 2022.

Los valores medios de NO_2 durante el período específico de septiembre de 2022, tal como se presentan en la Tabla 7.1, revelan un contraste entre los valores medios y máximos de NO_2 VCD_{trop} registrados en los sitios de Fighiera y Pueblo Esther, y el valor medio notablemente bajo de NO_2 VCD_{trop} observado en San Lorenzo, una zona dominada por actividad industrial en comparación con los entornos rurales de Fighiera y Pueblo Esther, donde las fuentes de contaminación son limitadas.

En la *Tabla 7.1. Estadísticas de NO_2 VCD_{trop} (moléc./cm²)*, el tercer cuartil (Q3) representa el umbral por debajo del cual se encuentra el 75% de los datos cuando se ordenan en forma ascendente. Específicamente, el 75% de los valores de NO_2 troposférico VCD detectados en Pueblo Esther son menores o iguales a $3,15×10^{15}$ moléculas/cm².

Tabla 7.1. Estadísticas de NO_2 VCD_{trop} (moléc./cm^2) detectado en distintos sitios de la ciudad de Rosario y alrededores durante el período de incendios en el Delta del Río Paraná, comprendido entre el 6 y 16 de septiembre del 2022.

Site	Mean	StDev	Minimun	Q3	Maximun
Rosario (center)	2.60E+15	1.73E+15	9.15E+14	3.69E+15	6.32E+15
Fighiera	3.42E+15	4.69E+15	7.95E+14	2.86E+15	1.66E+16
San Lorenzo	2.00E+15	1.30E+15	8.79E+14	2.54E+15	4.63E+15
Pueblo Esther	3.30E+15	3.27E+15	6.38E+14	3.15E+15	1.21E+16
Puerto San Martín	1.95E+15	1.20E+15	9.58E+14	2.82E+15	4.26E+15
Ibarlucea	2.25E+15	1.65E+15	4.68E+14	2.74E+15	6.08E+15
Rosario (west)	2.72E+15	1.84E+15	8.25E+14	3.56E+15	6.99E+15

7.3.2. Seguimiento de los movimientos de masas de aire con trayectorias HYSPLIT

Como un estudio complementario a las mediciones satelitales de los NO_2 VCD_{trop}, se ha realizado un análisis de las trayectorias de las masas de aire utilizando el algoritmo HYSPLIT desarrollado en la NOAA (Draxler y Rolph, 2013; Stein et al., 2015). Las trayectorias HYSPLIT se originan en áreas afectadas por incendios, con el punto de inicio determinado por la zona que exhibe la mayor FRP detectada cada día. Estas trayectorias delinean las rutas probables para el transporte de humo. Las trayectorias se inician en cinco altitudes distintas, algunas de las cuales cubren el rango anticipado de alturas de inyección para los incendios en el Delta del Paraná, según un análisis previo de Ha, utilizando datos de MAIAC/MODIS. Teniendo en cuenta que un solo incendio puede liberar humo a diferentes altitudes, las trayectorias se inician a cinco alturas distintas: 20, 500, 1000, 1500 y 2000 m sobre el nivel del suelo (AGL). En total, se realizaron 1008 trayectorias durante el período de incendios estudiado. La simulación de cada trayectoria utilizó datos meteorológicos del Sistema Global de Asimilación de Datos (GDAS) con una resolución de 1 grado. La Figura 7.5 muestra las trayectorias HYSPLIT de las masas de aire para los días analizados, mostrando una buena

concordancia con las plumas de NO_2 representadas en la Figura 7.3 para esos días. Durante el 10 y el 14 de septiembre de 2022, se puede observar el paso de masas de aire originadas en la zona de incendios a altitudes de 20, 500, 1000 y 1500 m AGL sobre Rosario y las áreas circundantes. Notablemente, el 12 y 13 de septiembre, se observa una mayor incidencia de masas de aire originadas a 20 y 500 m AGL desde el Delta del Paraná. Cabe destacar que, durante el 10, 12, 13 y 14 de septiembre de 2022, las masas de aire a 2000 m AGL no mostraron una alta incidencia de paso sobre la ciudad de Rosario y sus alrededores. Es importante señalar que el 16 de septiembre de 2022, las trayectorias originadas a diferentes altitudes convergen hacia la región donde se encuentran Fighiera y Pueblo Esther, en concordancia con los aumentos significativos en los NO_2 VCD_{trop} detectados en esos lugares. Además, a lo largo de estas trayectorias, se observa una tendencia discernible de disminución de la altitud, particularmente en aquellas trayectorias originadas a altitudes más altas.

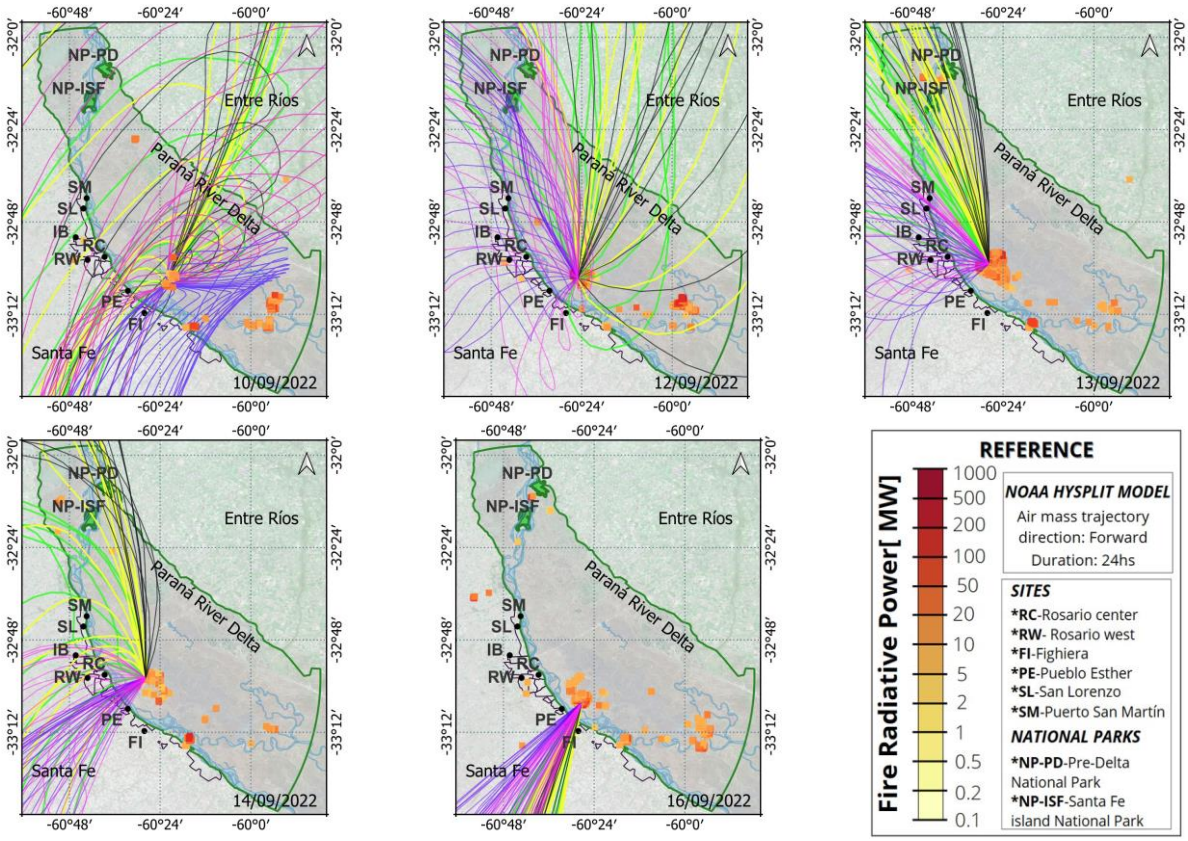


Figura 7.5. Trayectorias de masas de aire hacia adelante desde las fuentes de fuego determinadas con el algoritmo HYSPLIT de la NOAA para las fechas 10, 12, 13, 14 y 16 de septiembre de 2022, alineadas con los eventos de fuego de la Figura 2. Las líneas moradas y rosas indican trayectorias a 20 m AGL y 500 m AGL, respectivamente. Las líneas verdes claro, amarillas y negras representan trayectorias a 1000 m AGL, 1500 m AGL y 2000 m AGL, marcando alturas adicionales. La línea verde marca el límite del

área estudiada en el Delta del Río Paraná, con sus cuatro esquinas a 100 km de un punto central en la ciudad de Rosario. Las áreas verdes claro representan parques nacionales. El código de colores indica la FRP medida en megavatios (MW) para diferentes fuentes de fuego.

Los resultados del viento presentados en la Figura 7.6 confirman la evolución del movimiento de las masas de aire que determina el comportamiento de las nubes de contaminantes de NO_2. Estos datos fueron registrados por la estación meteorológica del Servicio Meteorológico Nacional de Argentina, situada en el Aeropuerto de Rosario. Se puede identificar el predominio del viento en dirección sureste durante los días 12 y 13 de septiembre de 2022. Todos los patrones de distribución del viento coinciden con las trayectorias hacia adelante representadas en la Figura 7.5.

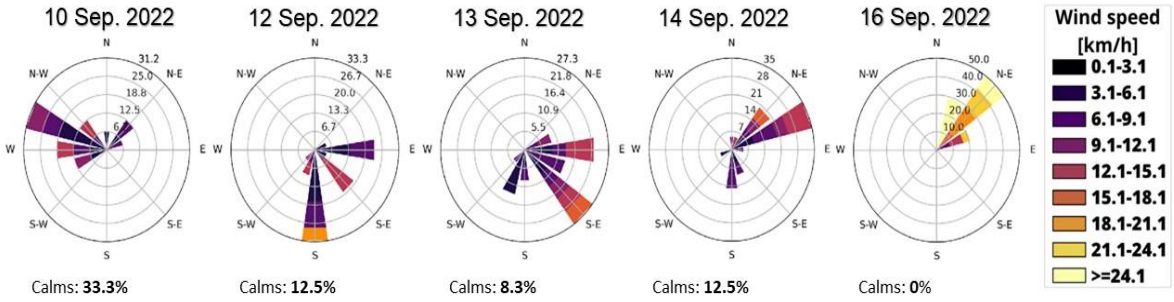


Figura 7.6. Rosa de los vientos que describe la velocidad y dirección del viento para días específicos dentro de la temporada de incendios, con datos provenientes de la estación meteorológica en el Aeropuerto Internacional de Rosario 'Islas Malvinas' (32°54'S, 60°47'W - Altura: 25 m - ID de estación: 87480 - Código ICAO: SAAR). Datos proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional.

7.3.3. Caracterización de las Alturas de las Columnas de Humo

Las Figura 7.7.a y Figura 7.7.d muestran la columna de humo del 12 y 13 de septiembre de 2022, respectivamente, utilizando una imagen de color verdadero (true color) de alta resolución espacial (750 m) obtenida del VIIRS S-NPP (Cao et al., 2014). Este satélite,

que vuela en estrecha formación con Sentinel-5 Precursor (con una separación temporal de menos de 3 minutos), y VIIRS NOAA-20 (Li et al., 2019; de Graaf et al., 2023).

Los datos de MODIS/MAIAC revelan que la altura detectada en el área afectada por incendios en el 12 y 13 de septiembre de 2022, se encuentra dentro de un rango de valores entre 0 y 1500 m sobre el nivel del suelo (AGL) (Figura 7.7.b y e).

En la Figura 7.7.e, se puede observar que el 13 de septiembre de 2022, la altura del humo detectada en San Lorenzo y Puerto San Martín es de 979 y 897 m AGL, respectivamente. Esta observación coincide con la dirección predominante del viento hacia el sureste, como se muestra en la Figura 7.5, especialmente para las trayectorias de masas de aire que comienzan a 20, 500 y 1000 m AGL durante esa fecha.

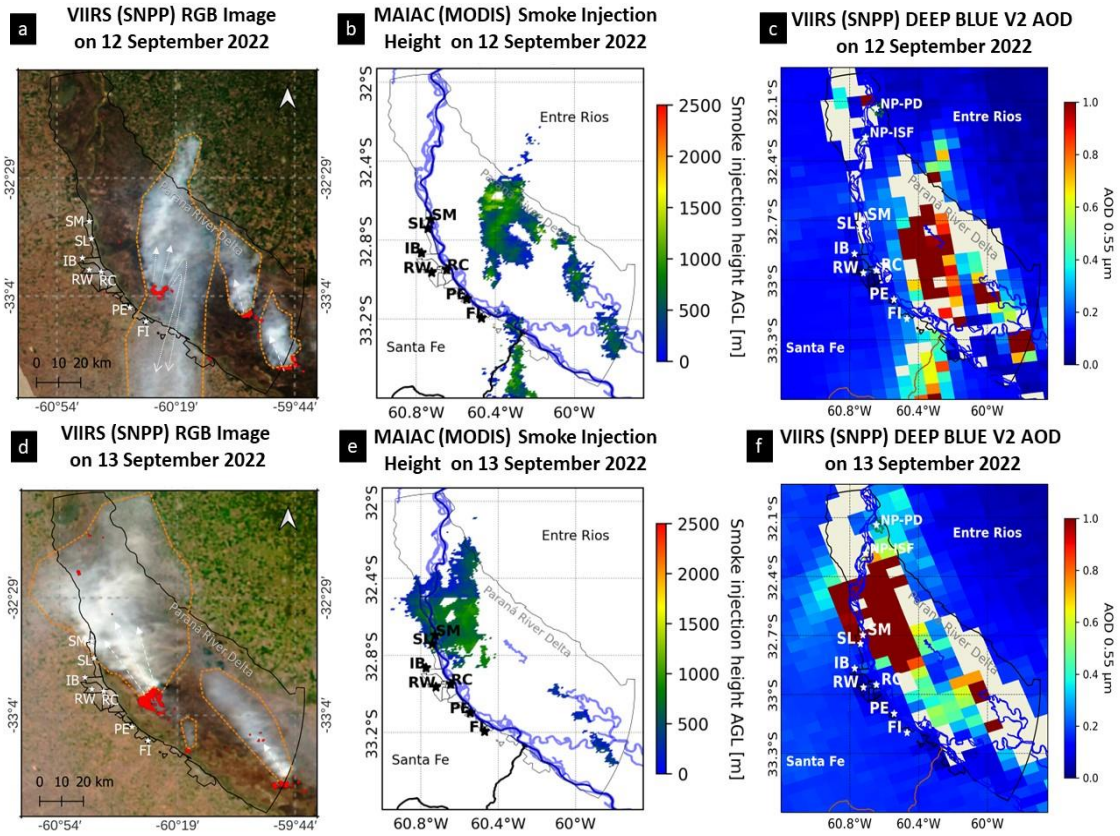


Figura 7.7. Mediciones satelitales de la columna de humo de los incendios en el Delta del Paraná el 12 y 13 de septiembre de 2022: (a,d) Imagen Truecolor del VIIRS S-NPP y conteos de incendios (en rojo), con el perímetro a mano alrededor de la columna de humo (en naranja) sobreimpreso; (b,e) Ha del MODIS MAIAC; (c,f) AOD Deep Blue V2 a 550 nm del VIIRS S-NPP.

En las Figura 7.7.c y f, se pueden observar valores de AOD cercanos a 1 dentro de la columna de humo. Durante el período de incendios analizado, Puerto San Martín (0.27),

San Lorenzo (0.22) e Ibarlucea (0.20) registraron valores promedio de AOD más altos en comparación con los demás sitios (Figura 7.8). Los valores promedio de AOD detectados en los sitios restantes son generalmente bajos, aunque se observa una ligera distinción entre las ubicaciones rurales (Pueblo Esther: 0.14 y Fighiera: 0.14) y el centro de la ciudad de Rosario (0.09).

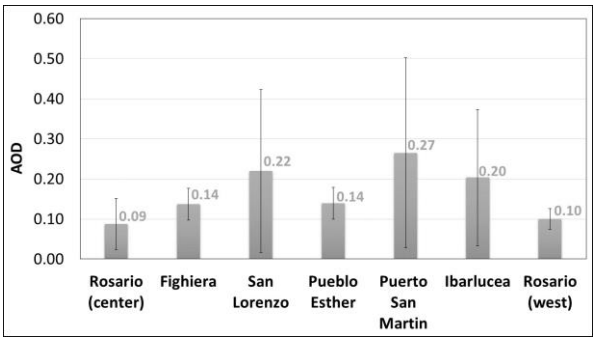


Figura 7.8. AOD promedio para el período de incendios (6-17 de septiembre de 2022) en sitios ubicados cerca del Delta del Río Paraná, derivado de promedios diarios utilizando VIIRS S-NPP Deep Blue V2.

7.3.4. Perspectivas sobre la Potencia Radiante del Fuego

Los valores más altos de FRP durante el período analizado (6-17 de septiembre de 2022) fueron registrados el 12 de septiembre (409,96 MW), el 9 de septiembre (376,21 MW) y el 13 de septiembre (247,57 MW), según las mediciones de VIIRS NOAA-20. VIIRS S-NPP registró valores máximos más bajos que VIIRS NOAA-20. Los valores más altos detectados con este sensor (VIIRS S-NPP) durante el período analizado fueron registrados el 13 de septiembre (170,4 MW) y el 12 de septiembre (159,33 MW). Una posible explicación para estas diferencias en los valores de FRP es detallada por Lin & Changyong (2018), quienes mencionaron que, aunque los sensores VIIRS S-NPP y VIIRS NOAA-20 tienen un diseño idéntico, existen ligeras diferencias en la respuesta espectral relativa en la mayoría de las bandas. Otra fuente potencial de diferencia es la variación en el tiempo de paso sobre el sitio analizado.

Tabla 7.2. Datos de FRP obtenidos de VIIRS S-NPP y VIIRS NOAA-20 durante los eventos de incendio frente a la ciudad de Rosario, en el Delta del Río Paraná, analizados para el período del 6 al 17 de septiembre de 2022.

Satélite	Hotspots totales [Ha]	Área Afectada [Ha]	FRP Promedio [MW]	Desvío Estándar [MW]	FRP Mínimo [MW]	FRP Máximo [MW]	Q1 [MW]	Mediana [MW]	Q3 [MW]
VIIRS S-NPP	998	14034.3	20.17	27.19	0.67	170.4	3.89	9.72	25.57
VIIRS NOAA-20	783	11010.93	21.47	40.39	0.53	409.96	3.32	8.76	22.63

La Tabla 7.2**,** muestra que VIIRS NOAA-20 detectó menos focos de incendio, pero con valores más altos de FRP en comparación con VIIRS S-NPP. Según el primer cuartil (Q1), el 25% de los valores de FRP detectados por estos dos instrumentos, a bordo de diferentes satélites, son similares, alrededor de 3.89 MW para VIIRS S-NPP y 3.32 MW para VIIRS NOAA-20. El tercer cuartil (Q3) indica que el 75% de los valores de FRP detectados son menores o iguales a 25.5 MW para los datos de VIIRS S-NPP y a 22.6 MW para los datos de VIIRS NOAA-20.

La Figura 7.9 representa los patrones diarios de los valores de FRP a lo largo de los eventos de incendio. Resulta particularmente notable que, el 12, 13 y 16 de septiembre de 2022, resaltados dentro del cuadro amarillo, presentan una cantidad significativa de valores altos de FRP. Estos tres días contribuyen con más del 70% del FRP total del período. Se observa una diferencia significativa entre ambas series de datos en los valores de FRP correspondientes al 13 de septiembre de 2022. Los demás días presentan valores mucho más bajos en comparación con los tres días previamente analizados.

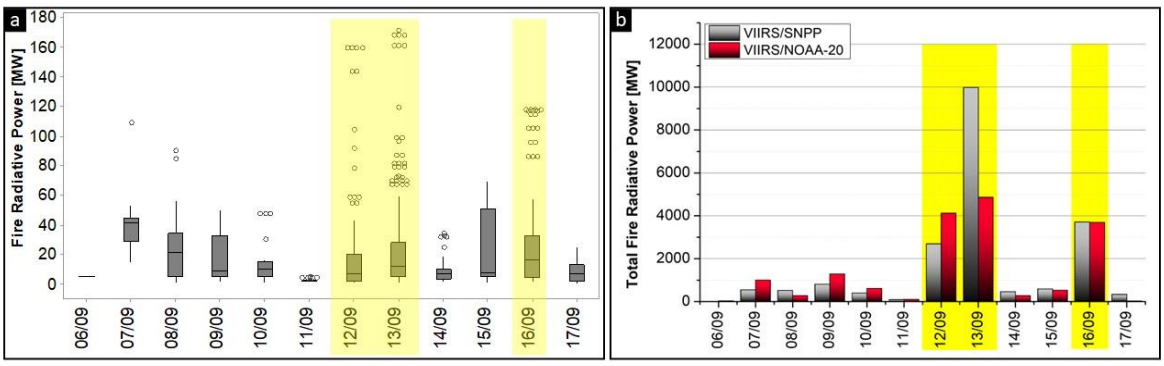


Figura 7.9. (a) Estadísticas de distribución de FRP agrupadas por día durante los

eventos de incendio en el Delta del Paraná, desde el 6 hasta el 17 de septiembre de 2022. Los datos satelitales son proporcionados por VIIRS S-NPP. Los símbolos en el diagrama de caja incluyen un segmento horizontal (que detalla la mediana de los datos), círculos (que representan valores anómalos de FRP), la caja (que indica el intervalo 25-75%), y los bigotes superior e inferior (que representan los valores de FRP fuera del 50% del intervalo de la caja, excluyendo valores atípicos). Las bandas amarillas destacan los días con valores significativos de FRP. (b) FRP total para cada día del período analizado (6-17 de septiembre de 2022) registrado por VIIRS S-NPP (gris) y VIIRS NOAA-20 (rojo). Las bandas amarillas indican días con valores significativos de FRP.

7.3.5. Comparación de los valores de NO_2 VCDtrop detectados en septiembre 2019 y septiembre 2022

La comparación de los valores de NO_2 VCD_{trop} de septiembre de 2022 con los de septiembre de 2019 ofrece información valiosa sobre la influencia de las condiciones meteorológicas y la actividad de incendios en las concentraciones de NO_2 en la región. Según el informe del Servicio Meteorológico Nacional (2019), el fenómeno de El Niño, caracterizado por lluvias intensas, comenzó a debilitarse a mediados de agosto de 2019, dando paso a una fase neutral que continuó durante septiembre. Este período marcó la transición entre El Niño y La Niña, que comenzó a finales de abril de 2020 con el enfriamiento de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Pacífico ecuatorial. Para septiembre de 2020, este enfriamiento se había intensificado, con anomalías negativas de TSM al este de la línea de cambio de fecha, y se dio inicio al período de La Niña (Servicio Meteorológico Nacional, 2020). Las condiciones de La Niña persistieron durante 2021 y 2022, y continuaron al menos hasta marzo de 2023.

Los valores de NO_2 VCD_{trop} analizados para septiembre de 2022 corresponden a un período de La Niña, una fase que influyó significativamente en las condiciones atmosféricas, incluyendo la prevalencia de incendios en el Delta del río Paraná. En contraste, el período de septiembre de 2019 tuvo lugar durante una fase de transición neutral entre El Niño y La Niña, caracterizada por una actividad de incendios mínima y condiciones atmosféricas generalmente más estables. Como resultado, los valores de NO_2 VCD_{trop} para septiembre de 2019 constituyen una línea de base representativa de una atmósfera con escasa influencia de contaminantes derivados del fuego. Por lo tanto, la comparación de los NO_2 VCD_{trop} entre estos dos períodos permite evaluar el impacto de los eventos de incendios sobre la calidad del aire en la región, particularmente

durante la temporada de incendios de 2022, cuando se esperaban niveles elevados de NO_2 debido a la extensa actividad de incendios en el Delta del Río Paraná.

Los valores medios de NO_2 VCD_{trop} durante septiembre de 2019, como se muestra en la Figura 7.10.a, presentan diferencias en comparación con los valores medios detectados en septiembre de 2022. Un análisis relevante implica comparar los valores medios de NO_2 VCD_{trop} presentados en la Figura 7.10.a con la variable correspondiente en la Figura 7.10.b. En el primer caso, el valor medio de NO_2 VCD_{trop} no superó $1.9x10^{15}$ moléc./cm² durante septiembre 2019, caracterizado por condiciones meteorológicas neutras y pocos incendios en el Delta del Río Paraná. Sin embargo, en el segundo caso, durante septiembre 2022, cuando prevalecieron condiciones secas de La Niña y numerosos incendios en el Delta del Río Paraná, el VCD medio de NO_2 troposférico superó $1.9x10^{15}$ moléc./cm² en todos los sitios considerados, alcanzando valores máximos medios de $3.35x10^{15}$ moléc./cm². Otra observación relevante es que durante el 6 al 16 de septiembre de 2019, la localidad de Fighiera presentó el VCD medio más bajo de NO_2 troposférico ($1.11x10^{15}$ moléc./cm²) entre los sitios analizados, mientras que Rosario mostró el valor medio máximo de NO_2 VCD_{trop} ($1.87x10^{15}$ moléc./cm²) para el mismo período.

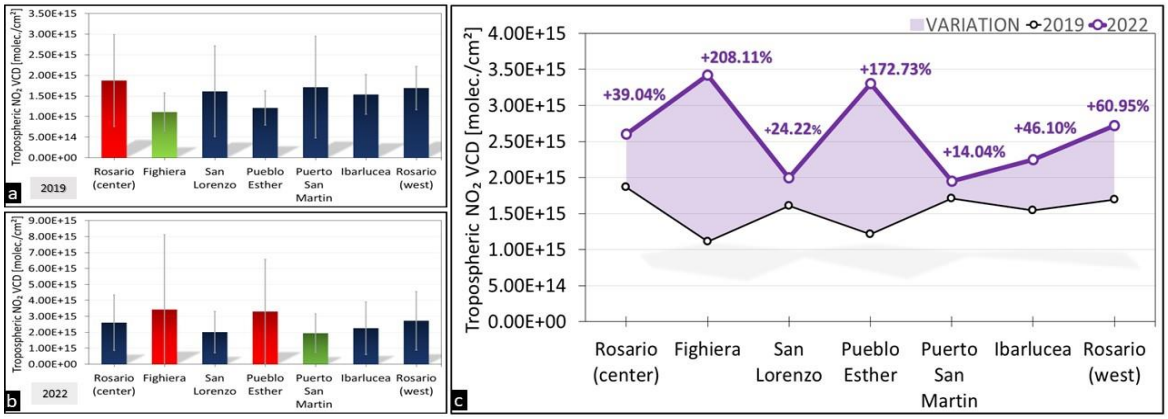


Figura 7.10. Densidades promedio diarias de NO_2 VCD_{trop} (en moléculas/cm²) para cada sitio ubicado frente al Delta del Río Paraná. (a) Representación de un período de mínima actividad de incendios en el delta, observado del 6 al 16 de septiembre de 2019. La columna roja corresponde al valor máximo para la ciudad de Rosario, y la columna verde corresponde al valor mínimo para la localidad de Fighiera. (b) Ilustración del período específico de incendios intensos en el Delta, del 6 al 16 de septiembre de 2022. Las columnas rojas corresponden a los valores máximos para las localidades de Fighiera y Pueblo Esther, y la columna verde corresponde al mínimo para Puerto San Martín. (c) Comparación de las densidades promedio de NO_2 VCD_{trop} (en moléculas/cm²) para cada

sitio ubicado frente al Delta del Río Paraná entre el 6 y 16 de septiembre de los años 2019 y 2022.

El 75% de los NO_2 VCD_{trop} detectados en Pueblo Esther son iguales o menores a $1{,}63x10^{15}$ moléc./cm². Esto indica una reducción del 48.25% en comparación con el Q3 observado en el mismo sitio durante el 6 al 16 de septiembre de 2022 ($3{,}15x10^{15}$ moléc./cm²).

En la Figura 7.10.c, se observa la variación entre los valores medios de NO_2 VCD_{trop} detectados en cada sitio durante el período del 6 al 16 de septiembre (años considerados: 2019 y 2022). De ello, se puede concluir que la mayor variación se detectó en Fighiera con una diferencia del 208,11% y Pueblo Esther con 172,73%, entre ambos períodos. Todas las variaciones fueron positivas, lo que indica un aumento significativo en los NO_2 VCD_{trop} en 2022 en comparación con 2019.

7.4. CONCLUSIONES

Utilizando datos de TROPOMI en conjunto con herramientas complementarias, este estudio examina el impacto de los intensos incendios en el Delta del Río Paraná sobre las condiciones atmosféricas de la ciudad de Rosario y las regiones adyacentes, durante el 6 al 16 de septiembre de 2022. Los días más significativos durante este período fueron el 12 de septiembre (afectando principalmente a Puerto San Martín), el 13 de septiembre (con un impacto predominante en la ciudad de Rosario) y el 16 de septiembre (afectando principalmente a las localidades de Fighiera y Pueblo Esther). En esos días, VIIRS S-NPP y VIIRS NOAA-20 registraron altos valores de detección de incendios, superando los 250 focos en el 13 de septiembre de 2022. Además, el FRP alcanzó su pico, con un valor total diario de 9980 MW en esa misma fecha, según el sensor del satélite VIIRS S-NPP. Además, según MAIAC, la altura de la pluma de humo no superó los 1500 metros ese día. Esto indica que las emisiones de los incendios probablemente fueron transportadas en las capas atmosféricas más bajas.

En relación con los valores de AOD, los sitios generalmente mostraron niveles bajos y medios durante el período analizado (con valores medios de hasta 0.27). San Lorenzo y Puerto San Martín obtuvieron valores medios más altos en comparación con el resto de los sitios. Se observó una distinción sutil entre las áreas rurales (Pueblo Esther: 0,14 y Fighiera: 0,14) y el centro de la ciudad de Rosario (0.09).

Al examinar el NO_2 VCD_{trop} sobre la ciudad de Rosario, que tiene una población aproximada de un millón de habitantes, se identificó un pico el 13 de septiembre,

atribuido a los intensos incendios en las islas del río Paraná. Además, la prevalencia de vientos provenientes del sureste, donde se encontraban los principales incendios, contribuyó al pico. La localidad más afectada fue Fighiera, ubicada en el sureste del Gran Rosario, justo frente al mayor foco de incendios, especialmente el 16 de septiembre, cuando la dirección del viento dispersó directamente las plumas de NO_2 de origen quemado sobre esta localidad. La localidad vecina de Pueblo Esther también estuvo muy afectada durante este día. Los niveles de NO_2 (en moléculas/cm²) en Fighiera fueron aproximadamente quince veces más altos que los de las localidades de las áreas adyacentes del norte de la ciudad de Rosario, como San Lorenzo y Puerto San Martín. Los valores de NO_2 VCD_{trop} en la atmósfera de Fighiera durante septiembre de 2022 fueron aproximadamente tres veces mayores que en condiciones normales. Esto sugiere un aumento significativo en la exposición de la población local a este contaminante, particularmente si los niveles más altos de NO_2 estuvieron presentes en altitudes más bajas de la atmósfera. Este notable evento de NO_2 muestra similitudes con los casos documentados en regiones y áreas urbanas caracterizadas por altos niveles de contaminación en todo el mundo (Wang et al., 2020; Potts et al., 2021; Saw et al., 2021).

Esta investigación resalta la necesidad de implementar acciones colaborativas para monitorear los contaminantes presentes en la atmósfera en la ciudad de Rosario y sus alrededores, con un énfasis particular en la situación de los incendios forestales en las islas del río Paraná. Es necesario un sistema de monitoreo de calidad del aire a nivel del suelo en la mencionada área, especialmente durante las temporadas de incendios, para tal fin.

8. IMPACTOS EN LA CALIDAD DEL AIRE DE LA QUEMA DE BIOMASA EN EL DELTA DEL RÍO PARANÁ SOBRE ÁREAS COSTERAS RURALES E INDUSTRIALES DEL GRAN ROSARIO, ARGENTINA

El presente trabajo fue publicado:
Binet, M. V., Piñol, G. A., Valle Seijo, M. F., Micheletti, M. I., & Piacentini, R. D. (2025). Air quality affected by biomass burning at the Paraná River Delta on rural and industrial coastal areas of greater Rosario, Argentina. *Atmospheric Pollution Research, 102712*. https://doi.org/10.1016/j.apr.2025.102712

En el presente capítulo, la Lic. Greta Piñol se encargó de los análisis meteorológicos, así como del estudio de focos de calor y áreas quemadas; la Ing. Fernanda Valle Seijo realizó el análisis del AOD a 470 nm, mientras que la doctoranda se ocupó del estudio del resto de las variables mencionadas en el capítulo.

RESUMEN

El presente análisis constituye una ampliación del Capítulo 7, en el cual se examina el impacto de los incendios ocurridos en el Delta del Paraná, con un enfoque específico en dos localidades contrastantes: el área industrial de San Lorenzo (SL) y la zona rural de Fighiera (FI), durante el período comprendido entre el 6 y el 17 de septiembre de 2022. Aunque ambos sitios ya habían sido considerados en el capítulo anterior, esta sección no solo retoma los valores de Densidad de Columna Vertical Troposférica (VCD_{trop}) de NO_2 previamente analizados, sino que incorpora el análisis comparativo de CO VCD. Asimismo, se integran variables adicionales relevantes para el estudio de la calidad del aire, tales como la Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD), derivada del producto MAIAC/MODIS, el Carbono Negro (BC) y el tipo de aerosoles detectado mediante VIIRS/S-NPP.

Durante este período, se observaron incrementos notables en las concentraciones de contaminantes atmosféricos. La VCD_{trop} de NO_2 alcanzó un máximo superior a $1.40x10^{16}$ moléculas/cm² en Fighiera el 16 de septiembre de 2022, mientras que el CO alcanzó los $3.29x10^{18}$ moléculas/cm² en San Lorenzo el 13 de septiembre del mismo año. En particular, este valor de NO_2 en Fighiera representó un incremento del 758,75% en comparación con el 16 de septiembre de 2019, un período sin incendios significativos en el Delta. El AOD superó el valor de 0.5 en ambos sitios el 13 de septiembre de 2022,

en asociación con masas de aire que provenían de la región afectada por incendios, y el Poder Radiativo del Fuego (FRP) alcanzó aproximadamente los 10 GW en esa misma fecha.

El análisis comparativo que incluye los años 2019-2023 con períodos sin eventos de quema revela que Fighiera, que típicamente presenta condiciones de buena calidad del aire con niveles de contaminantes inferiores a los de San Lorenzo, experimentó un aumento significativo en las concentraciones de NO_2 y CO durante los episodios de incendios a lo largo del tiempo. Estos resultados ponen de manifiesto el impacto dominante del transporte de humo y aerosoles generados por la quema de biomasa sobre las fuentes locales de emisión, incluso en áreas industriales, y subrayan la necesidad de fortalecer las estrategias de gestión de incendios y monitoreo atmosférico en la región.

8.1. INTRODUCCIÓN

Sudamérica contiene la mayor extensión de humedales a nivel mundial, siendo las regiones más extensas los humedales fluviales asociados a los sistemas de los ríos Amazonas, Orinoco y Paraguay-Paraná (Junk et al., 2013).

En la región central del Delta del río Paraná, frente a la zona costera del Gran Rosario en la provincia de Santa Fe, Argentina, los incendios son un fenómeno recurrente, con una intensidad y frecuencia particularmente elevadas entre julio y septiembre durante años de sequía. Estos incendios son impulsados por una combinación de actividades antropogénicas y procesos naturales, incluido el fenómeno de La Niña, que induce condiciones de sequía (Binet et al., 2024; Servicio Meteorológico Nacional, 2022; Valle Seijo et al., 2024). La consiguiente reducción en los niveles del río Paraná, junto con la formación de áreas vegetadas de baja humedad, incrementa significativamente el riesgo de propagación del fuego a lo largo de vastas regiones, amenazando la flora y fauna local y convirtiéndose en un problema importante de salud para las poblaciones expuestas.

La combustión de biomasa genera emisiones de contaminantes gaseosos como Dióxido de Carbono (CO_2), Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Nitrógeno (NO, NO_2 y su suma NO_x) y Metano (CH_4), así como material particulado (Urbanski, 2014). Durante los eventos de fuego, el Carbono Negro (BC), un componente del material particulado fino especialmente perjudicial para la salud, se incrementa notablemente (Guerrero et al., 2024). Esta fracción tiene un diámetro de hasta 2.5 μm; cuando es inhalada por

humanos, queda retenida en los alvéolos pulmonares, pudiendo desencadenar problemas de salud, principalmente relacionados con los sistemas respiratorio y cardiovascular. Estudios globales han identificado vínculos sólidos entre la exposición tanto aguda como crónica al material particulado fino (PM2.5) y una variedad de efectos adversos en la salud, incluyendo enfermedades respiratorias y cardiovasculares, trastornos neurológicos y un aumento en el riesgo de mortalidad prematura (Brook et al., 2010; Casanova et al., 2016). Por ejemplo, Brook et al. (2010) actualizan una declaración científica de la American Heart Association, enfatizando los riesgos cardiovasculares asociados con el material particulado. A su vez, Casanova et al. (2016) revelan alteraciones estructurales locales en el cerebro vinculadas a partículas finas ambientales en mujeres mayores, destacando los impactos neurológicos.

Este estudio analiza los niveles de Densidades de Columna Vertical Atmosférica (VCDs) para CO y Densidades de Columna Vertical Troposférica (VCD_{trop}) para NO_2, junto con aerosoles generados por la quema, transportados por masas de aire provenientes de incendios en el Delta del Paraná. Estos contaminantes alcanzaron la ciudad de San Lorenzo (SL) y la localidad de Fighiera (FI), ubicadas en las regiones costeras noroeste y sudeste del Gran Rosario, respectivamente (como se muestra en la Figura 2). San Lorenzo se caracteriza por una actividad industrial significativa, particularmente en la industria cerealera, mientras que Fighiera es un sitio rural con mínima presencia industrial y bajo tráfico vehicular. El objetivo principal de este estudio es identificar y caracterizar el impacto en la calidad del aire, enfocándose en NO_2, CO y aerosoles, en las áreas costeras del Gran Rosario, específicamente en San Lorenzo (zona norte) y Fighiera (zona sur), como resultado de la quema de biomasa en las islas del Delta del Paraná durante el período crítico del 6 al 17 de septiembre de 2022. El estudio aborda diversos aspectos clave para comprender de manera integral el impacto de los incendios en la calidad del aire. El análisis incluye los valores diarios de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD, ambos detectados por el instrumento de monitoreo troposférico TROPOMI a bordo del satélite Sentinel-5 Precursor de la Agencia Espacial Europea (ESA). Estos valores se comparan con los registrados durante el mismo período en 2019, cuando no hubo incendios en el Delta del Paraná. Además, se analiza el comportamiento de estos gases en ambos sitios durante el período 2019–2023, mostrando que San Lorenzo presenta consistentemente niveles más altos de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD en comparación con Fighiera, excepto en ocasiones especiales.

Asimismo, se examina la profundidad óptica de aerosoles (AOD) provista por los instrumentos MODIS a bordo de los satélites Terra y Aqua, utilizando el algoritmo

MAIAC (Corrección Atmosférica de Implementación Multiangular), y se evalúa también la AOD para la fracción de carbono negro detectada por el modelo CAMS (Copernicus Atmosphere Monitoring Service). El análisis de tipos de aerosoles y del Exponente de Ångström se realiza utilizando datos del sensor VIIRS a bordo del satélite SUOMI NPP (https://www.nasa.gov/mission_pages/NPP/main/index.html). Se identifican y cuantifican aumentos en los valores de gases contaminantes y aerosoles durante el período del 6 al 17 de septiembre de 2022, en comparación con el mismo período de 2019.

Para evaluar la intensidad de los incendios en el Delta del río Paraná frente al Gran Rosario, que potencialmente generaron los contaminantes analizados, se evalúa el Poder Radiativo del Fuego (FRP).

8.2. METODOLOGÍA

8.2.1. Caracterización del sitio rural e industrial seleccionado

El Gran Rosario, también conocido como Región Metropolitana de Rosario (RMR), abarca un área de 27.559 km² que incluye la ciudad de Rosario, con 1.029.619 habitantes (INDEC, 2022), así como pueblos más pequeños y zonas agrícolas. Está ubicado en el sureste de la provincia de Santa Fe, sobre la margen izquierda del río Paraná, como se muestra en la Figura 8.1 (a y b).

La ciudad de San Lorenzo, situada en el Gran Rosario, a 24 km al norte de la ciudad de Rosario y designada como SL en la Figura 8.1 (b y c), abarca una superficie de 32 km² y tiene una población estimada de 50.954 habitantes (INDEC, 2022). Esta ciudad es un importante nodo agroexportador a nivel global y pertenece a una de las zonas industriales más importantes de la provincia de Santa Fe, con una extensa red de muelles privados modernos y terminales portuarias que facilitan la exportación de gran parte de los granos, oleaginosas, aceites, combustibles, hidrocarburos, minerales, productos químicos y petroquímicos del país.

Por otro lado, la localidad de Fighiera tiene una extensión territorial de 137,9 km², mayormente rural, con un pequeño sector residencial de aproximadamente 3,3 km². Está ubicada a 37 km al sur de Rosario y es designada como FI en la Figura 8.1 (b y d). Tiene una población de 5.962 habitantes (INDEC, 2022).

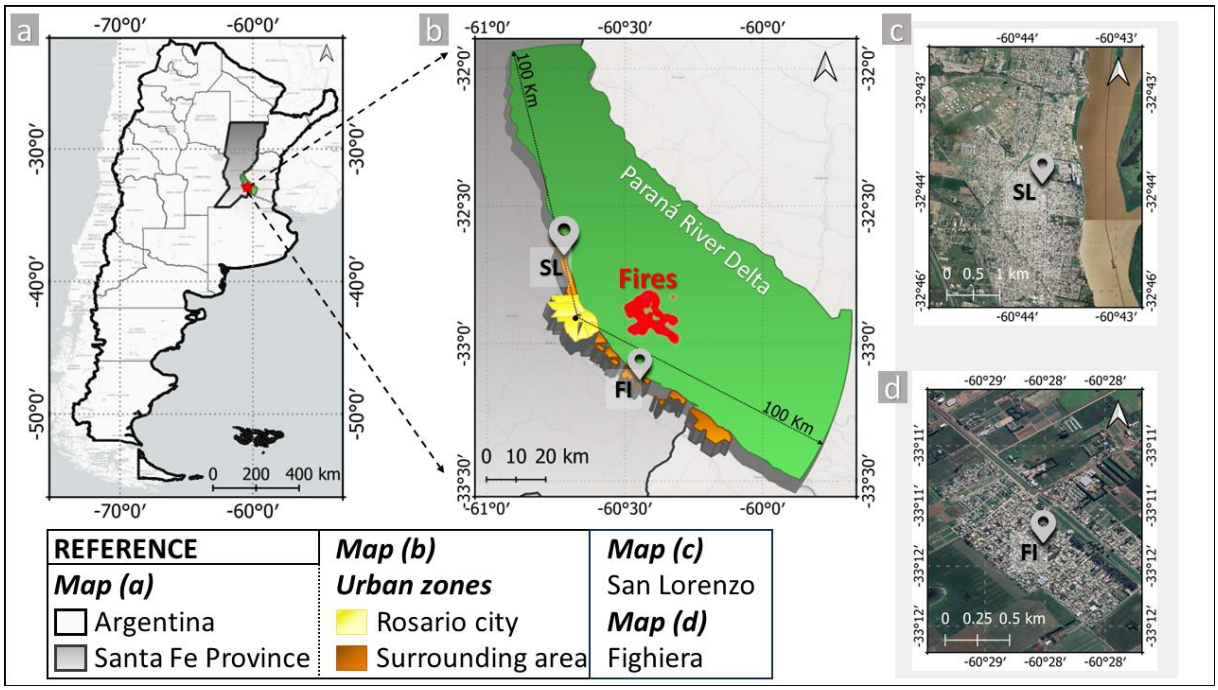


Figura 8.1. Mapa de ubicación del área de estudio. (a) Mapa físico de Argentina, donde el área en gris oscuro representa la provincia de Santa Fe y el área en verde resalta la porción del Delta del Paraná considerada en este estudio. (b) Ampliación de la región del Delta del Paraná, mostrando la ciudad de Rosario (área amarilla) y las zonas pobladas cercanas (área marrón). Las ubicaciones de San Lorenzo (SL) y Fighiera (FI) están marcadas con símbolos grises. (c) Vista aérea de la ciudad de San Lorenzo. (d) Vista aérea del pueblo de Fighiera. Fuente de las figuras c y d: Google Earth Pro.

8.2.2. Datos de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD

Para este estudio se utilizaron los productos offline de Nivel 2 de Sentinel-5 Precursor TROPOMI: (S5P_OFFL_L2__NO2__) y (S5P_OFFL_L2__CO__). Descriptos en la sección 3.2.3. Se analizaron datos de septiembre de 2019 (sin incendios) y septiembre de 2022 (con incendios) diarios (a diferencia del capítulo anterior, el cual expresa un promedio de gases para cada período y sitio).

Se seleccionaron los datos de NO_2 VCD_{trop} con valores de calidad (QA) superiores a 0.75 y los de CO VCD con valores QA superiores a 0.5.

Los valores de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD se promediaron en una cuadrícula de 3x3 píxeles.

8.2.3. Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD) y AOD de Carbono Negro (BC AOD)

Los valores de AOD a 470 nm se obtuvieron de la banda azul B3 (0.47 µm) del sensor MODIS, proporcionados por el producto MCD19A2 versión 6.1. Este conjunto de datos está disponible en las plataformas de distribución de datos de la NASA. Detalles completos sobre las capacidades, limitaciones y avances del producto están descritos por Lyapustin et al. (2011, 2012, 2018).

El producto MCD19A2 entrega datos con resolución temporal diaria y resolución espacial de 1 km x 1 km. Su cobertura temporal se extiende desde el 24 de febrero de 2000 hasta la actualidad, y tiene alcance espacial global.

Para garantizar la calidad de los datos, los valores de AOD fueron filtrados utilizando el conjunto de datos de Aseguramiento de Calidad (QA), centrándose en los bits 0–2 de la máscara de nubes. Para este estudio, solo se incluyeron valores de AOD correspondientes a las categorías de máscara de nubes “Despejado” o “Posiblemente nublado”.

Para representar los aerosoles de incendios, se utilizó la AOD de Carbono Negro (BC AOD), dicha metodología se encuentra descripta en la sección 3.3.2.

8.2.4. Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos fueron obtenidos por la Lic. Greta Piñol utilizando el modelo “ERA5-Land hourly data from 1950 to present” en las siguientes variables:

- Temperatura a 2 m.
- Componentes u y v del viento a 10 m (componentes horizontales del viento hacia el este y hacia el norte, respectivamente).
- Presión en superficie con una resolución espacial de 0.1° x 0.1° (Muñoz Sabater, J, 2019) y de “ERA5 hourly data on pressure levels from 1940 to present”.
- Humedad relativa, con una resolución espacial de 0.25° × 0.25° (Hersbach, H., 2023).

Dado que no hay estaciones meteorológicas disponibles en Fighiera y San Lorenzo, la caracterización meteorológica de estos sitios se llevó a cabo utilizando los datos ERA5 (Ghasempour et al., 2021).

8.3. RESULTADOS

8.3.1. Incendios

Los incendios registrados en las islas del Delta del Paraná, en las proximidades de Rosario, durante el período de análisis, ya fueron descritos en el Capítulo 7. En dicha sección se indicó que los focos térmicos alcanzaron sus máximos los días 12, 13 y 16 de septiembre de 2022. La Tabla 8.1 presenta los datos correspondientes a estas fechas.

El área quemada (BA, por sus siglas en inglés) fue estimada multiplicando el número diario de focos térmicos por el área de un píxel, equivalente a 0,141 km². Este valor se obtuvo considerando la longitud del lado del píxel reportado por el instrumento VIIRS, de 0,375 km x 0,375 km (Museo Scasso, 2021).

Tabla 8.1. Días con mayor número de focos de calor detectados por los satélites S-NPP y NOAA-20 en las islas del Delta del Paraná, junto con la estimación del área quemada y el Poder Radiativo del Fuego (FRP). Tabla realizada por la Lic. Greta Piñol.

Fecha	HP (1)	HP (2)	BA (1) [Km^2]	BA (2) [Km^2]	FRP (1) [MW]	FRP (2) [MW]
12/09/22	130	143	20,2	18,3	4120,7	6941,9
13/09/22	267	451	63,6	37,6	4859,2	9980,2
16/09/22	164	138	19,5	23,1	3690,4	3710,5

HP = focos de calor; BA= área quemada; (1) NOAA-20; (2) S-NPP

Del análisis de los datos se desprende que el 13 de septiembre representó la fecha más crítica, tanto por la cantidad de focos térmicos detectados como por la extensión del área quemada y los valores de Poder Radiativo del Fuego (FRP). Ese mismo día, en la localidad de San Lorenzo se registraron concentraciones elevadas de NO_2 VCD_{trop}, CO VCD, AOD y Carbono Negro.

La Figura 8.2 presenta una imagen satelital en color real (True Color) provista por VIIRS/S-NPP, en la cual puede observarse el área afectada por incendios durante uno de los días más severos (13 de septiembre de 2022), cuando el FRP alcanzó aproximadamente 9980,2 MW según los datos del satélite S-NPP.

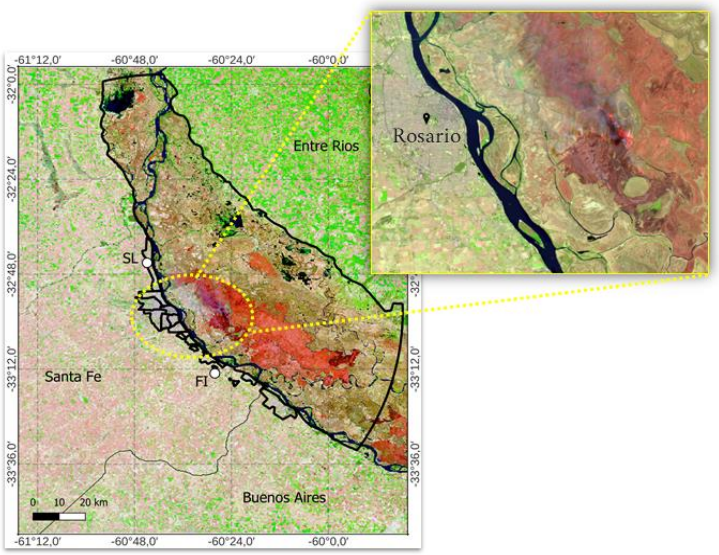


Figura 8.2. Área quemada identificada a partir de la combinación espectral SWIR (bandas 12, 8A y 4) correspondiente al 13 de septiembre de 2022. Fuente: Sentinel-2 L2A. La superficie afectada por el fuego en dicha fecha fue de aproximadamente 3.760 hectáreas, lo que equivale a unas 5.081 canchas de fútbol profesional (considerando una superficie promedio de 0,74 ha por cancha).

8.3.2. Meteorología del período analizado

La Tabla 8.2 presenta un resumen de las estadísticas derivadas de los datos meteorológicos correspondientes al período de estudio.

Dado que Fighiera y San Lorenzo están separados por aproximadamente 55 km, no se observan diferencias significativas en los valores proporcionados por ERA5 para las variables analizadas.

Tabla 8.2. Estadísticas generales de los datos meteorológicos para el período analizado: 6 al 17 de septiembre de 2022. Fuente de los datos: ERA5. Tabla realizada por la Lic. Greta Piñol.

	San Lorenzo				**Fighiera**			
	T (ºC)	R_H(%)	P (hPa)	W_s (m/s)	T (ºC)	R_H(%)	P (hPa)	W_s (m/s)
Mean	15,86	45,83	1016,35	3,15	15,38	47,46	1017,59	2,81
St. Dev.	5,34	14,45	6,16	1,58	5,05	15,46	6,09	1,44
Max	27,36	77,02	1024,82	7,60	26,53	80,96	1025,66	7,18

Min	5,91	22,51	1000,77	0,20	5,58	22,31	1002,33	0,45

T= Temperatura (ºC); R_H = Humedad relativa (%); P = Presión atmosférica (hPa); Ws= Velocidad del viento (m/s)

Durante todo el período analizado, las condiciones ambientales se caracterizaron por una humedad relativa media a baja, con valores promedio inferiores al 50 % en ambos sitios. Asimismo, no se registraron precipitaciones, lo que generó un escenario propicio para el desarrollo de incendios forestales en la región. Las fechas seleccionadas se enmarcan en un contexto de tres años consecutivos de sequía, asociados al evento La Niña iniciado en 2020 (Servicio Meteorológico Nacional, 2020).

La temperatura media durante el período se mantuvo en un rango de 15 a 16 °C, valor característico para el mes de septiembre en la región de estudio. La velocidad media del viento fue baja; sin embargo, los valores máximos registrados en ambos sitios correspondieron a una brisa moderada, según la escala de Beaufort (7,60 m/s = 14,77 nudos, grado 4).

8.3.3. Análisis de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD detectados en zona rural e industrial

Los valores de NO_2 VCD_{trop} se obtuvieron para los sitios de Fighiera y San Lorenzo utilizando el instrumento TROPOMI. En el Capítulo 7, el análisis reveló que los niveles de NO_2 VCD_{trop} en Fighiera alcanzaron la mayor concentración promedio durante el período de estudio (3,42 x 10^{15} moléculas/cm²), superando a los del área industrial de San Lorenzo (2x10^{15} moléculas/cm²). Un análisis más detallado de los datos diarios de NO_2 VCD_{trop} destaca al 16 de septiembre de 2022 como una fecha clave que influye en los valores medios de Fighiera. En ese día, los valores de NO_2 VCD_{trop} en Fighiera fueron notablemente más altos que en San Lorenzo, con una diferencia sorprendente del 1442 % entre ambas localidades (ver Figura 8.3.a).

Durante el período de incendios analizado (del 6 al 17 de septiembre de 2022), los datos de CO VCD mostraron que los días **11 (+10 %), 12 (+13 %), 14 (+34 %), 15 (+4 %) y 16 de septiembre (+102 %)**, los valores de CO VCD en Fighiera, según lo detectado por TROPOMI, superaron a los observados en San Lorenzo (ver Figura 8.3.b). Sin embargo, el **13 de septiembre**, San Lorenzo presentó un valor de CO VCD **94 %** mayor en comparación con Fighiera.

Se observó un aumento de CO VCD en San Lorenzo el 8 de septiembre, pero este incremento no está relacionado con los incendios en el Delta del Paraná.

En cambio, podría estar vinculado a corrientes de aire que transportaron gases y material particulado desde incendios ubicados en el noroeste de Argentina, a una distancia aproximada de ~800 km del área de estudio abordada en este trabajo. Adicionalmente, este aumento podría haber sido influenciado por la presencia de un jet de capas bajas (Chaco Jet - descripto en el Capítulo 6.1), que transporta emisiones gaseosas provenientes de incendios en Perú, Bolivia, Paraguay y el noreste argentino, particularmente desde las provincias de Formosa y Chaco.

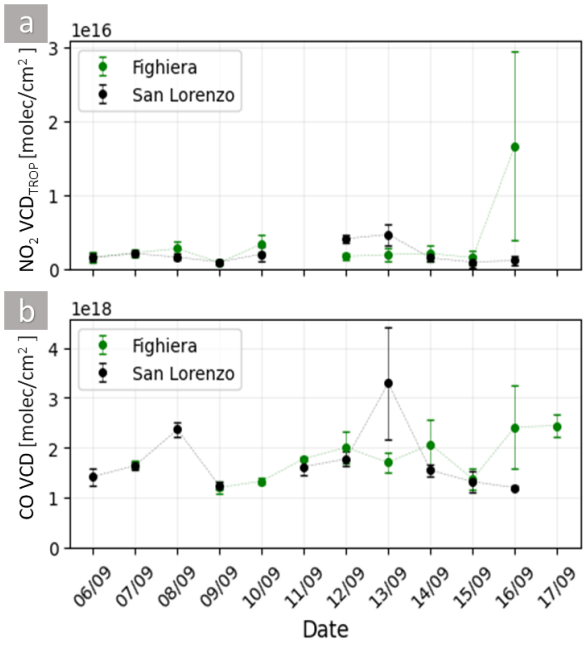


Figura 8.3. Series temporales de niveles de gases, detectados por TROPOMI, sobre Fighiera y San Lorenzo desde el 6 hasta el 17 de septiembre de 2022: (a) NO_2 VCD_{trop} y (b) CO VCD.

Los puntos de datos faltantes en la Figura 8.3 (a y b) corresponden a fechas específicas en las que TROPOMI no detectó valores. Para FI, los datos de CO VCD están ausentes los días 6, 8 y 10 de septiembre de 2022. Para SL, los datos de CO VCD no están disponibles el 10, 11 y 17 de septiembre de 2022. En cuanto a los datos de NO_2 VCD_{trop} de FI, los valores faltantes ocurren el 11 y 17 de septiembre de 2022. De manera similar, para SL no hay datos de NO_2 VCD_{trop} disponibles el 11 y 17 de septiembre de 2022.

8.3.4. Evaluación de los máximos niveles de gases del 13 y 16 de septiembre: Análisis mediante herramientas satelitales y modelos atmosféricos

Basado en los datos de gases detectados por TROPOMI, resulta interesante analizar lo ocurrido el 13 y 16 de septiembre, cuando se lograron aumentos significativos en los niveles de CO y NO_2 en San Lorenzo y Fighiera, respectivamente, como se muestra en la Figura 8.3. Para analizar estos eventos, es crucial evaluar diferentes herramientas satelitales y modelos para obtener una visión detallada de la situación, permitiendo la correlación de diversas herramientas e identificando posibles fuentes de plumas de gases y aerosoles que llegaron a estas ubicaciones. Entre estas herramientas, el análisis incluyó las imágenes en color verdadero y las ubicaciones de los puntos calientes detectados por los instrumentos VIIRS a bordo de los satélites S-NPP y NOAA-20, así como los datos de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD proporcionados por TROPOMI.

La Figura 8.4 (panel superior) muestra que la pluma de emisiones viaja hacia el noroeste el 13 de septiembre de 2022, llegando a San Lorenzo, mientras que la situación representada en el panel inferior confirma la liberación de emisiones de gases provenientes de los incendios hacia el suroeste el 16 de septiembre de 2022, impactando la localidad de Fighiera.

Los datos de TROPOMI destacan la pluma de NO_2 en rojo, pasando por Fighiera el 16 de septiembre de 2022, indicando la presencia y el transporte de niveles elevados de NO_2 VCD_{trop} superiores a $1.60x10^{16}$ moléc./cm² (Figura 8.4.b, panel inferior). Además, la Figura 8.4.c (panel inferior) muestra la pluma de CO moviéndose hacia el suroeste, cruzando sobre Fighiera.

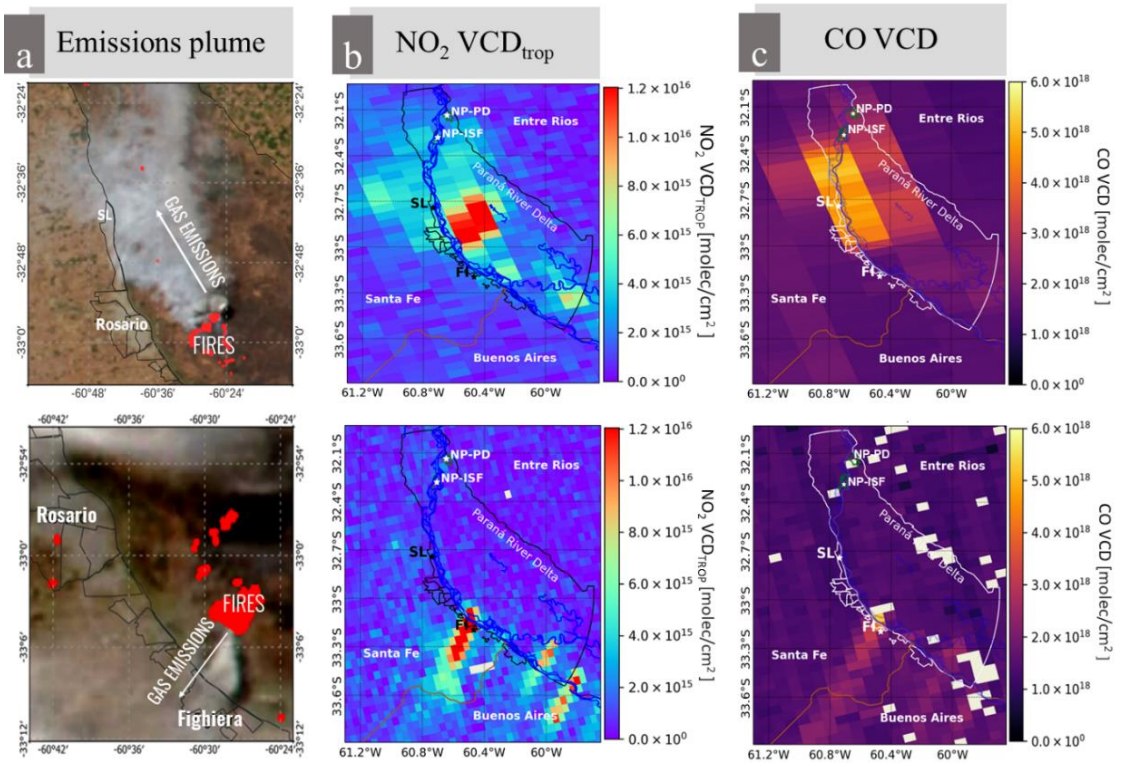


Figura 8.4. (a) Imágenes en color verdadero y ubicaciones de focos de incendio detectados por el satélite VIIRS/S-NPP, que ilustran los incendios en el Delta del Paraná. Las flechas blancas indican la dirección de las emisiones de gases provenientes de los incendios. (b) NO_2 VCD troposférico y (c) CO VCD proporcionados por TROPOMI. El panel superior muestra la situación observada el 13 de septiembre de 2022, mientras que el panel inferior representa la situación del 16 de septiembre de 2022.

El mayor CO VCD, registrado en 3.29x10¹⁸ moléc./cm², se observó en San Lorenzo el 13 de septiembre de 2022. Durante el período de incendios analizado, Fighiera mostró valores promedio de CO VCD ligeramente más altos, alcanzando 1.79x10¹⁸ moléc./cm², superando el valor de San Lorenzo de 1.74 × 10¹⁸ moléc./cm² (Tabla 8.3). Se observó un desvío estándar más alto en San Lorenzo, principalmente impulsada por el elevado CO VCD detectado el 13 de septiembre de 2022.

El máximo NO_2 VCD_{trop}, registrado en 1.66x10¹⁶ moléc./cm², se observó en Fighiera el 16 de septiembre de 2022. En comparación con San Lorenzo, Fighiera mostró valores promedio de NO_2 VCD_{trop} más altos durante el período de incendios analizado, con un valor de 3.42x10¹⁵ moléc./cm², superando el valor de San Lorenzo de 2.00x10¹⁵ moléc./cm² (Tabla 8.3). Fighiera también tuvo una desviación estándar más alta, principalmente influenciada por el elevado NO_2 VCD_{trop} detectado el 16 de septiembre de 2022.

En Fighiera, al menos el 75% de los valores de CO VCD (Q3) detectados durante el período de incendios analizado fueron iguales o menores a 2.15x10¹⁸ moléculas/cm². En comparación, el valor correspondiente en San Lorenzo fue 1.92x10¹⁸ moléculas/cm². En cuanto a los valores de NO_2 VCD_{trop}, al menos el 75% de ellos (Q3) detectados en Fighiera durante el mismo período fueron iguales o menores a 2.86x10¹⁵ moléculas/cm², lo que fue más alto que el valor Q3 de San Lorenzo (2.54x10¹⁵).

Tabla 8.3. CO VCD y NO_2 VCD_{trop} [ambos en moléc./cm²] detectados por TROPOMI/Sentinel-5P durante los eventos de incendios en el Delta del Río Paraná, frente a la región costera del Gran Rosario, para el período del 6 al 17 de septiembre de 2022. (St. Dev.: Desvío estándar)

	Sitio	Media	St. Dev.	MIN	Q3	MAX
NO_2	Fighiera	3.42×10^{15}	4.69×10^{15}	7.95×10^{14}	2.86×10^{15}	1.66×10^{16}
	San Lorenzo	2.00×10^{15}	1.30×10^{15}	8.79×10^{14}	2.54×10^{15}	4.63×10^{15}
CO	Fighiera	1.79×10^{18}	4.34×10^{17}	1.20×10^{18}	2.15×10^{18}	2.44×10^{18}
	San Lorenzo	1.74×10^{18}	6.42×10^{17}	1.19×10^{18}	1.92×10^{18}	3.29×10^{18}

El alto valor de CO VCD alcanzado en San Lorenzo el 13 de septiembre de 2022, que representa un aumento del 94% en comparación con Fighiera en la misma fecha, se correlaciona con la pluma de emisiones de contaminantes que se mueve desde las fuentes de incendios hacia San Lorenzo (Figura 8.3.b y Figura 8.4.c).

Se puede observar en la Figura 8.4 que, mientras que solo el borde de la pluma de emisiones entra en contacto con San Lorenzo el 13 de septiembre, la mayor parte de la pluma atraviesa Fighiera el 16 de septiembre. De acuerdo con esto, Fighiera experimentó aumentos significativos tanto en NO_2 como en CO en esa fecha, como se muestra en la Figura 8.3. En contraste, San Lorenzo solo experimentó un aumento notable en CO cuando la pluma de contaminantes rozó la ciudad, con solo un leve aumento en NO_2. Estos resultados, como se muestran en la Figura 8.3, son consistentes con las observaciones en las Figuras Figura 8.4 (b y c). Mientras que tanto NO_2 como CO exhiben valores elevados a través de Fighiera el 16 de septiembre, como se muestra

en los mapas correspondientes, solo el CO muestra un aumento significativo en San Lorenzo el 13 de septiembre en los datos satelitales. Los valores elevados de NO_2 permanecieron predominantemente en la región del Delta, viajando con la mayor parte de la pluma el 13 de septiembre, mientras que CO exhibió una dispersión más amplia, llegando claramente a San Lorenzo en esa fecha.

8.3.5. Comportamiento del AOD y Características de Aerosoles Durante el Período de Incendios

8.3.5.1. Análisis de AOD

Se calcularon los valores promedio de AOD a 470 nm y sus respectivas desviaciones estándar para las ubicaciones de Fighiera y San Lorenzo para el período del 6 al 17 de septiembre de 2022 (Figura 8.5.a). Es importante señalar que los datos de AOD de MAIAC/MODIS para el 11, 16 y 17 de septiembre no estaban disponibles debido a la cobertura de nubes en ambos sitios. El 13 de septiembre de 2022, el desvío estándar del AOD fue notablemente más alto para San Lorenzo en comparación con Fighiera, lo que sugiere fluctuaciones más significativas de los aerosoles en el primero. Curiosamente, el 8 de septiembre, San Lorenzo experimentó un aumento marcado en el AOD, lo que se alinea con el aumento en la profundidad óptica de la fracción de Carbono Negro observado en la Figura 8.6. Este aumento en el AOD se atribuye a eventos de quema de biomasa ocurridos en el sureste de Sudamérica, analizados en detalle en Valle Seijo et al. (2024). Por su parte, Fighiera experimentó un aumento en el AOD promedio el 12 de septiembre, lo que es consistente con los patrones mostrados para el Carbono Negro en la Figura 8.6 para esa misma fecha y se correlaciona con el análisis del pico de incendios discutido en la Tabla 8.1.

Se analizó la distribución espacial del AOD promedio específicamente para el 13 de septiembre de 2022 (Figura 8.5.b). En esta fecha, se observaron valores de AOD cercanos a 1 en San Lorenzo, lo que se alinea bien con la llegada de la pluma de aerosoles provenientes de los eventos de quema, como se muestra en la Figura 8.4.a (panel superior). Esta figura también detalla las concentraciones de NO_2 y CO detectadas por TROPOMI/Sentinel 5-P y muestra las zonas con mayores valores de estos contaminantes mientras la pluma de emisiones viaja en dirección noroeste, como ya se discutió. Se pueden observar valores altos de desviación estándar para el 13 de septiembre (Figura 8.5.c), lo que indica una importante variabilidad en las concentraciones de aerosoles compatibles con la llegada de partículas con la pluma

durante los episodios de quema de manera fluctuante dependiendo de los vientos y el desarrollo de los incendios.

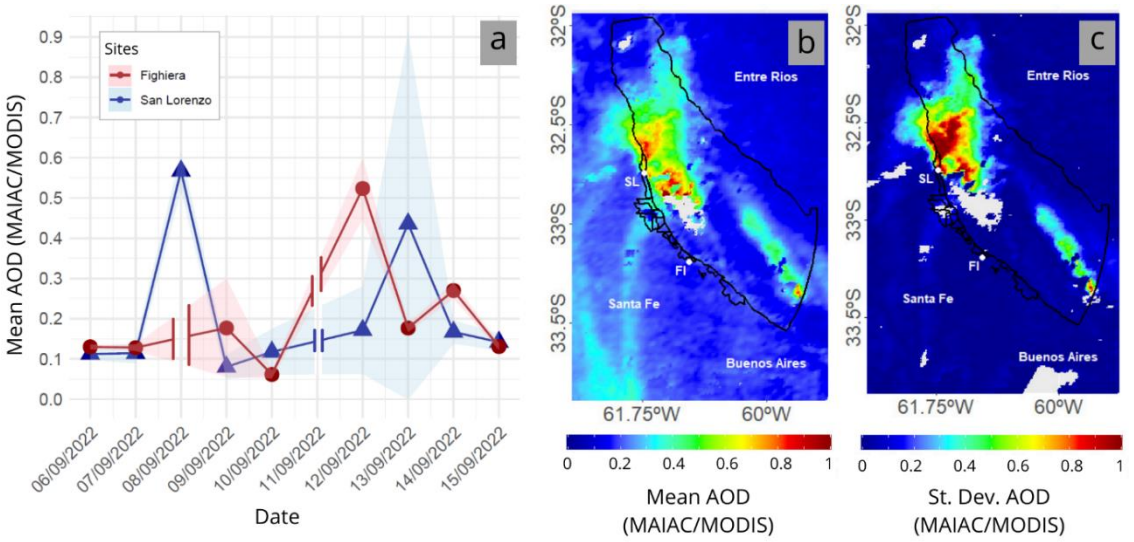


Figura 8.5. (a) Valores promedio de AOD a 470 nm, junto con sus desviaciones estándar, para el período del 6 al 17 de septiembre de 2022. (b) Valores promedio de AOD a 470 nm para el 13 de septiembre de 2022. (c) Desviación estándar de los valores de AOD a 470 nm para el 13 de septiembre de 2022. Fuente de los datos: MAIAC-MODIS/NASA. Figura efectuada por la Ing. Fernanda Valle Seijo.

8.3.5.2. Profundidad Óptica de Aerosoles de Carbono Negro (BC AOD)

La Figura 8.6 ilustra que se registraron valores máximos de la Profundidad Óptica de Aerosoles a 550 nm para la fracción de Carbono Negro (CAMS reanálisis/Programa de Observación de la Tierra Copernicus/ECMWF) el 8 de septiembre de 2022, en ambos sitios. Este aumento también es evidente para San Lorenzo en la Figura 8.5.a, que muestra los valores correspondientes de AOD. Sin embargo, este aumento no se atribuye a los incendios en el Delta del Paraná, sino al Jet de capas bajas que probablemente transportó aerosoles desde los incendios en el norte de Argentina, como se observó utilizando la aplicación JSTAR Mapper (https://www.star.nesdis.noaa.gov/mapper), que emplea datos proporcionados por NOAA.

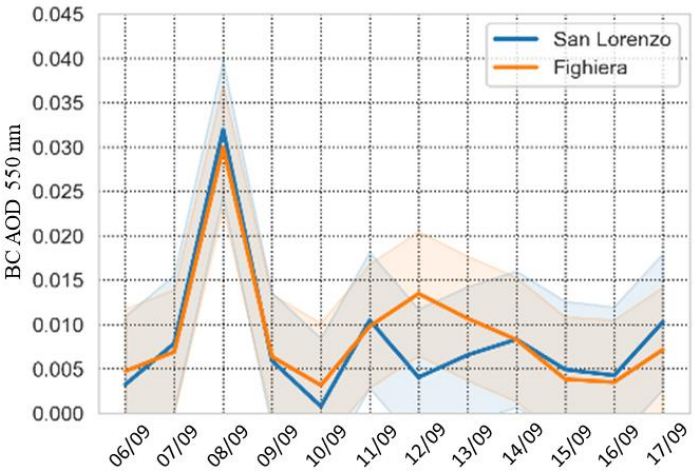


Figura 8.6. Valores pronosticados de la Profundidad Óptica de Aerosoles a 550 nm para la fracción de Carbono Negro durante el período de incendios analizado en las Islas del Delta del Paraná (reanálisis CAMS/Programa de Observación de la Tierra Copernicus/ECMWF). El área sombreada representa la desviación estándar.

El 12 de septiembre, se observó una mayor concentración en Fighiera en comparación con San Lorenzo, lo que se puede atribuir a las emisiones de quema de biomasa, según las trayectorias detalladas en el Capítulo 7. Como se muestra en la Figura 8.4.a (panel superior), el 13 de septiembre de 2022, las trayectorias de las masas de aire desde los principales focos de incendios fueron dirigidas hacia el noroeste, hacia San Lorenzo, lo que coincidió con el aumento observado de Carbono Negro en este sitio alrededor del 13-14 de septiembre de 2022.

Tabla 8.4. Estadísticas descriptivas de la AOD pronosticada a 550 nm para la fracción de Carbono Negro (reanálisis CAMS/Programa de Observación de la Tierra Copernicus/ECMWF) durante el período de incendios analizado, del 6 al 17 de septiembre de 2022.

Site	Mean	DV	Q3
Fighiera	0.0089	0.0073	0.0100
San Lorenzo	0.0082	0.0080	0.0088

8.3.5.3. Tipos de aerosoles y análisis del Exponente de Ångström

Utilizando el sensor VIIRS, la Figura 8.7.a muestra los tipos de aerosoles detectados el 13 de septiembre de 2022, los cuales también están relacionados con las observaciones de la Figura 8.4 (panel superior). Se incluyen seis categorías de aerosoles: polvo mineral, humo, humo de gran altitud, modo fino urbano/industrial (no humo), mixto (contribuciones significativas tanto de aerosoles de modo fino como grueso), y aerosoles de fondo (baja AOD). Esta clasificación ayuda principalmente a identificar los píxeles de humo, los cuales se observan en la atmósfera de la ciudad de San Lorenzo en dicha fecha.

El Exponente de Ångström (AE) en la Figura 8.7.b se utiliza para distinguir los píxeles dominados por partículas de modo grueso (como el polvo mineral) de otras partículas de modo fino, incluidos los aerosoles urbanos/industriales débilmente absorbentes (Eck et al., 1999). Al comparar los patrones observados en la imagen RGB de la Figura 8.4.a (panel superior), la imagen AOD de la Figura 8.5.b**,** y la Figura 8.7.a, se puede concluir que los altos valores de AOD de la Figura 8.5.b se deben principalmente al humo originado en los incendios del Delta del Paraná que llegó a San Lorenzo. Según la Figura 8.7.b, los valores de AE obtenidos separaron eficazmente las partículas de modo fino (alto AE) sobre San Lorenzo. Dentro del grupo de modo fino, los aerosoles de humo (indicados en gris) se pueden distinguir más aún de los aerosoles urbanos/industriales no provenientes del humo (indicados en verde oscuro) detectados en Puerto San Martín, una zona industrial importante.

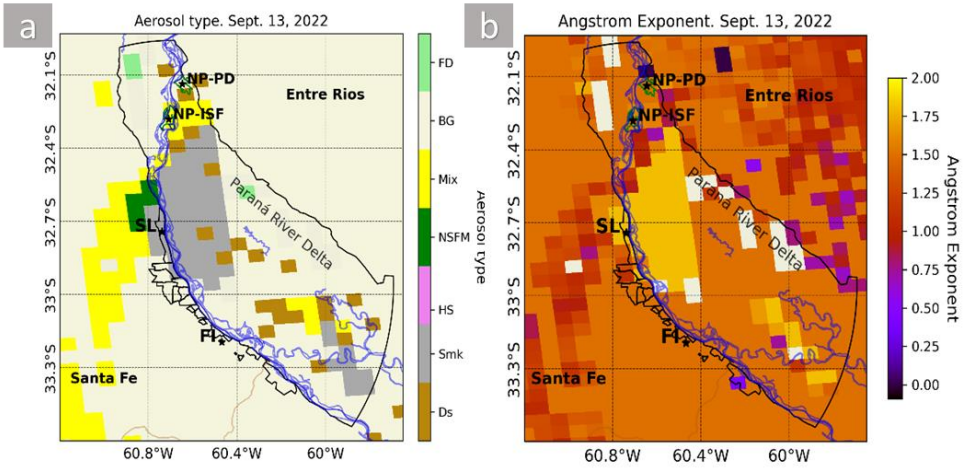


Figura 8.7. Evento de humo sobre San Lorenzo el 13 de septiembre de 2022, observado en (a) los tipos de aerosoles obtenidos mediante el algoritmo Deep Blue de VIIRS. Las clasificaciones de aerosoles incluyen polvo (Ds), humo (Smk), humo de gran altitud

(HS), modo fino no proveniente de humo (NSFM), mixto (Mix), fondo (BG), y modo fino dominante (FD). (b) El Exponente de Ångström correspondiente obtenido mediante el algoritmo Deep Blue de VIIRS. Parques Nacionales: Parque Nacional Pre-Delta (NP-PD) y Parque Nacional Isla Santa Fe (NP-ISF).

La Figura 8.7.b distingue claramente entre las áreas con aerosoles predominantes normales de la zona (con un Exponente de Ångström más pequeño y, por lo tanto, aerosoles más gruesos) y aquellas con aerosoles de humo (más finos y, por lo tanto, con valores más altos del Exponente de Ångström, lo que es compatible con la presencia de Carbono Negro y Carbono Marrón (Hoffer et al., 2006)).

8.3.6. Comparación de los niveles de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD durante los períodos con y sin incendios: tendencias en sitio rural vs. industrial

En el Capítulo 7, se observó que los valores promedio de NO_2 VCD_{trop} durante el período de incendios estudiado (6-16 de septiembre de 2022) fueron más altos en Fighiera en comparación con San Lorenzo, con un aumento del +71%. En contraste, para el mismo período sin incendios (6-16 de septiembre de 2019), San Lorenzo superó a Fighiera con un aumento del +45%.

Las Figura 8.8.a y Figura 8.8.b ilustran un aumento general en los niveles de NO_2 VCD_{trop} en FI y SL del 6 al 17 de septiembre de 2022, en comparación con el mismo período en 2019. En este caso, no se aplicó el filtro de calidad (QA > 0.75) debido a la escasez de datos para ciertos días dentro del período de estudio de 2019; por lo tanto, estos gráficos proporcionan una aproximación. El objetivo principal es discernir las tendencias de NO_2 VCD_{trop} en ambos sitios para el período especificado. Tanto en Fighiera (Figura 8.8.a) como en San Lorenzo (Figura 8.8.b), es evidente que los niveles de NO_2 VCD_{trop} fueron generalmente más bajos durante el período de 2019 (sin incendios en el Delta del Paraná) en comparación con el mismo período en 2022 (con incendios en el Delta del Paraná).

En la Figura 8.8.a, el pico de NO_2 VCD_{trop} ocurrió el 16 de septiembre de 2022, cuando la dirección del viento facilitó el transporte de las emisiones de gases del Delta, afectando directamente a Fighiera y las áreas circundantes. Particularmente, el pico muestra un aumento del 760% en comparación con el mismo día en 2019, elevando significativamente los valores promedio de NO_2 VCD_{trop} para todo el período analizado.

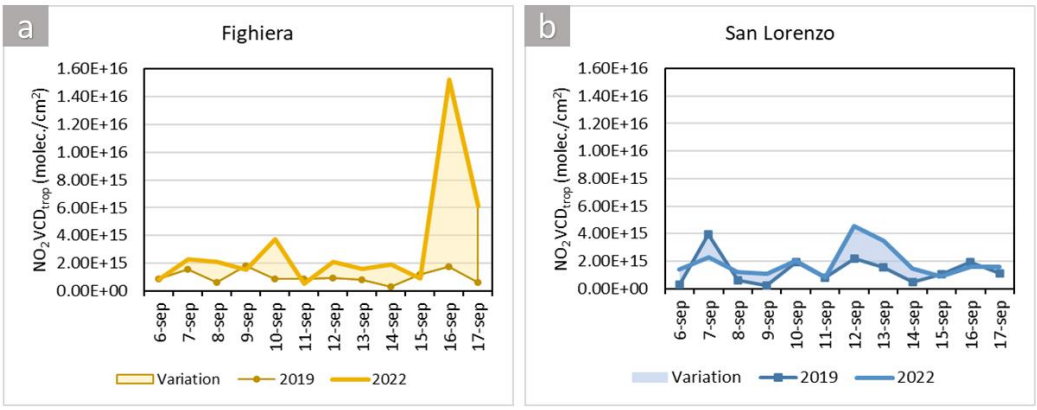


Figura 8.8. Variación en los niveles diarios de NO_2 VCD_{trop} detectados por TROPOMI en Fighiera y San Lorenzo durante el período del 6 al 17 de septiembre, correspondientes a los años 2019 y 2022. (a) Fighiera. (b) San Lorenzo.

Un aumento similar en NO_2 VCD_{trop} se observa en San Lorenzo durante este período en 2022, con picos notables el 12, 13 y 14 de septiembre (Figura 9b). Para complementar el análisis actual y proporcionar una visión más completa de NO_2 VCD_{trop} en ausencia de incendios, se amplió el análisis para incluir años completos. Además, se incorporaron CO y AOD como variables para enriquecer el conjunto de datos.

La Figura 8.9 muestra que, a nivel general, entre los años 2019 y 2023, los valores de NO_2 VCD_{trop} son consistentemente más altos en San Lorenzo en comparación con Fighiera. Se observa un patrón cíclico en los niveles de NO_2, particularmente durante los años con menos eventos de incendios, como 2019 y 2023, donde se observa una disminución en NO_2 durante los meses más cálidos, seguida de un aumento gradual en invierno. Fuglestvedt et al. (1999) también observaron tendencias similares en los Estados Unidos, Australia y ciertas regiones de Europa. Esta tendencia puede atribuirse a la relación inversa entre las concentraciones de NO_2 y la radiación solar. Como señaló Nguyen et al. (2022), el ozono troposférico se forma durante el ciclo atmosférico de NO_x, en el cual la fotólisis de NO_2 produce oxígeno atómico, que reacciona con oxígeno molecular (O_2) para generar O_3. La presencia de O_3 en la troposfera resulta de reacciones fotoquímicas que involucran NO_x, COVs o CO. .

Además, las emisiones más significativas de NO_x provienen de los procesos de combustión de combustibles fósiles, que pueden clasificarse como fuentes estacionarias o móviles (Nguyen et al., 2022). En consecuencia, la menor actividad industrial y los volúmenes de tráfico reducidos en verano también pueden contribuir a la disminución de las concentraciones de NO_2 durante esta temporada.

Al igual que NO_2, el CO es uno de los precursores en la formación de ozono fotoquímico, por lo que es razonable atribuir los valores más bajos de CO observados durante el verano a este proceso. El CO es característico en la atmósfera baja porque puede persistir durante aproximadamente un mes, lo que le permite viajar largas distancias (Weigand et al., 2019). Este factor permite que este gas sea transportado por el Jet de Bajo Nivel característico de América del Sur, que puede ocurrir en los meses de primavera (Ulke, 2019).

En cuanto al AOD, aunque no se observa un patrón cíclico claro (en comparación con NO_2 y CO), se nota una disminución durante los meses de otoño-invierno (en años sin incendios), seguida de un aumento progresivo a lo largo del período primavera-verano. Por otro lado, se observa que, en períodos de incendios, el AOD aumenta. Estos hallazgos coinciden con los reportados por Della Ceca et al. (2018), donde los valores absolutos más altos de AOD se registraron entre agosto y octubre en una región argentina comparable a la de este estudio y ubicada a unos 300 km de nuestro sitio de estudio. El estudio también destaca que estos aumentos en los valores de AOD son impulsados principalmente por las emisiones de quema de biomasa (BB) a escalas local y continental (por ejemplo, Argañaraz et al., 2015; Ulke et al., 2011). Además, Videla et al. (2013) estimaron que, durante la temporada de quemas, los incendios en regiones cercanas (principalmente en los bosques chaqueños de Argentina y Paraguay) contribuyen con el 60-70% del AOD relacionado con BB en el centro de Argentina, mientras que el 30-40% restante se atribuye principalmente al transporte a larga distancia de emisiones provenientes de la Amazonía brasileña y las regiones de Cerrado.

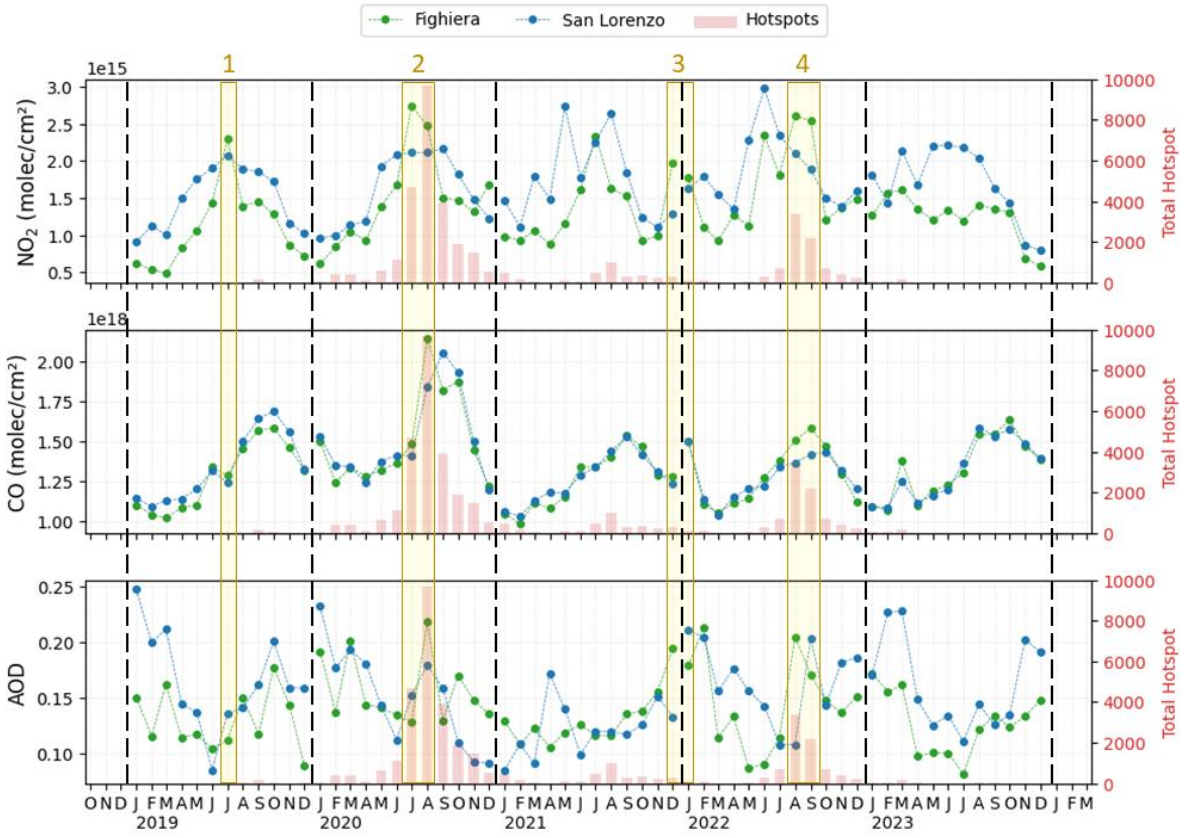


Figura 8.9. Series temporales mensuales de NO_2 VCD_{trop} (TROPOMI), CO VCD (TROPOMI) y AOD (MAIAC) sobre San Lorenzo y Fighiera. Los cuadros amarillos destacan los meses en los que al menos un parámetro medido en Fighiera superó los valores registrados en San Lorenzo. Las líneas discontinuas negras indican la transición entre años, mientras que las barras rojas representan los focos de incendios detectados por VIIRS/S-NPP en la región central del Delta del Paraná. Los datos de AOD que la doctoranda utilizó para realizar la presente figura fueron obtenidos por la Ing. Fernanda Valle Seijo, los datos de puntos de calor fueron aportados por la Lic. Greta Piñol.

A pesar del comportamiento tradicional, cíclico y característico de cada variable analizada, cabe destacar que las tres variables se comportan de manera similar durante las temporadas de incendios. En otras palabras, cada variable rompe su ciclo típico para reflejar el impacto de los incendios. Este efecto es particularmente evidente en los cuadros amarillos **N°2 y 4** de la Figura 8.9, que representan julio-agosto de 2020, y agosto-septiembre de 2022, respectivamente. Períodos de sequía extrema donde se llegaron a detectar con VIIRS/S-NPP hasta 9.720 focos de calor en las Islas del Delta del Paraná durante agosto de 2020. Estos casos demuestran cómo, bajo condiciones de incendio en el Delta del Paraná, los valores de NO_2, CO y AOD en una zona rural

(Fighiera) pueden superar los de una zona industrial (San Lorenzo). Por otro lado, en el caso del Cuadro Amarillo **N°1**, que corresponde principalmente a julio de 2019, los aumentos observados en los valores de NO_2 VCD_{trop} no se atribuyen a los incendios del río Paraná, sino que son vinculados a los flujos de masas de aire provenientes del sureste, que transportaron emisiones de NO_2 originadas en la Ciudad de Buenos Aires (con una población de 3.12 millones según INDEC, 2022). Este ingreso de contaminantes elevó el desvío estándar para este período, registrándose en Fighiera un valor de 2.8×10^{15} moléculas/cm², el más alto observado en 2019. Se destaca un aumento en los valores de AOD en el Cuadro **N°3**, a pesar de la baja cantidad de focos de calor detectados en la zona de estudio. Este aumento en AOD probablemente esté relacionado con los incendios ocurridos durante el mismo período en la provincia de Corrientes (descriptos en el Capítulo 6.1.2), ubicada a 313 km al noreste de nuestro sitio de estudio. Según Saucedo et al. (2023), estos incendios afectaron aproximadamente el 12% del área total de la provincia, siendo los humedales los más severamente impactados.

8.4. CONCLUSIÓN

Este estudio ha resaltado los efectos sustanciales que la quema de biomasa en el Delta del Río Paraná tiene sobre la calidad del aire en un área rurales e industriales adyacentes, específicamente en las zonas costeras de las localidades de Fighiera y San Lorenzo. Se observaron diferencias en los niveles de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD entre ambos sitios, con días críticos para cada ubicación que coincidieron con direcciones del viento provenientes de las extensas zonas de incendios. Es notable que los niveles de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD detectados en Fighiera superaron los de San Lorenzo en ciertos días, un hallazgo inusual teniendo en cuenta las actividades industriales de este último sitio.

Los mapas de valores promedio de AOD obtenidos de MAIAC/MODIS mostraron una fuerte correlación con los mapas de NO_2 VCD_{trop} y CO VCD provenientes de los datos satelitales TROPOMI/Sentinel-5P, particularmente el 13 de septiembre de 2022. Los valores máximos de AOD fueron registrados el 8 de septiembre en San Lorenzo y el 12 de septiembre en Fighiera, consistentes con los resultados de profundidad óptica para los aerosoles de carbono negro.

Se observaron impactos en la calidad del aire tanto en el área industrial como rural, con niveles de contaminantes atmosféricos que superaron los niveles registrados durante los períodos sin incendios. En ciertos días, la población rural cercana a grandes focos

de incendios, como Fighiera, experimentó niveles de contaminantes más altos que la ciudad industrial de San Lorenzo, lo que resalta el impacto de los incendios, los cuales tienen la capacidad de opacar otras fuentes locales de emisión.

9. CALIDAD DEL AIRE EN ROSARIO EN PERÍODO LIMPIO

RESUMEN

Durante el período comprendido entre el 13 y el 24 de abril de 2023 se realizó un estudio de las concentraciones en masa de aerosoles en el centro de la ciudad de Rosario, Argentina, con especial atención a las variaciones entre el día y la noche. Los resultados indican una mayor acumulación de partículas durante las horas nocturnas, fenómeno asociado a condiciones atmosféricas locales, como la reducción de la altura de la capa límite planetaria (PBL) y el incremento de la humedad relativa. Las concentraciones medias de PM2.5 y PM10 se mantuvieron considerablemente por debajo de los valores límite establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Asimismo, se analizaron variables meteorológicas como la temperatura, precipitaciones, dirección del viento e índice UV, observándose relaciones significativas entre éstas y las concentraciones de partículas, particularmente en días con lluvias o cambios en el origen de las masas de aire. La ausencia de incendios en la región también contribuyó a mantener una baja carga de aerosoles durante el período analizado.

9.1. INTRODUCCIÓN

Como se viene mencionando a lo largo del presente trabajo, los aerosoles atmosféricos son partículas sólidas o líquidas en suspensión que desempeñan un papel fundamental en la calidad del aire, la salud pública y los procesos climáticos. En entornos urbanos, sus concentraciones pueden variar significativamente según la hora del día, debido a procesos meteorológicos como la dinámica de la capa límite planetaria (PBL), así como a factores antropogénicos y naturales. Este estudio se centra en analizar la variabilidad diaria y nocturna de las concentraciones en modo masa ($\mu g/m^3$) de aerosoles en el centro de Rosario durante un período de baja influencia regional de fuentes externas, como incendios. El objetivo principal es caracterizar el comportamiento de las fracciones PM2.5 y PM10, relacionarlas con variables meteorológicas locales, la altura de la capa límite planetaria y el potencial impacto en la salud, relacionando los valores muestreados con los límites establecidos por la OMS.

9.2. METODOLOGÍA

9.2.1. Sitio y período de estudio

El estudio se llevó a cabo en el centro de la ciudad de Rosario, Argentina (Paraguay 1242), que corresponde al sitio Microcentro (MIR) de las mediciones efectuadas con impactador Harvard, durante el período comprendido entre el 13 y el 24 de abril de 2023, estando este sitio descripto en la sección 3.1.2.

9.2.2. Instrumentación y medición de aerosoles

Las concentraciones de aerosoles fueron medidas mediante el equipo espectrómetro de aerosoles GRIMM 1.109, detallado en la sección 3.1.1.2, el cual permitió obtener registros horarios de concentración en masa correspondientes a distintas fracciones de tamaño de material particulado. Posteriormente, los datos fueron clasificados en los siguientes rangos: PM2.5, PM10 y PM total. El instrumento Grimm 1.109 fue programado para registrar datos de concentraciones de aerosoles en modo masa, cada 5 minutos.

9.2.3. Clasificación temporal de los datos

Las mediciones fueron agrupadas en dos franjas horarias: diurna (09:00 a 18:00 h) y nocturna (18:00 a 09:00 h del día siguiente), con el objetivo de evaluar las diferencias en las concentraciones de aerosoles entre ambos períodos.
La segmentación horaria se fundamenta en la evolución diaria de la estructura térmica y dinámica de la atmósfera baja, especialmente de la capa límite planetaria (PBL, *Planetary Boundary Layer*). Durante el día, la radiación solar calienta la superficie terrestre, generando corrientes convectivas que incrementan la altura de la PBL y favorecen la mezcla y dispersión de los aerosoles. En cambio, durante la noche, el enfriamiento radiativo produce una PBL más delgada y estable, lo que limita el transporte vertical y favorece la acumulación de partículas en las capas más bajas de la atmósfera. Esta clasificación permite analizar con mayor precisión el impacto de los procesos termodinámicos diarios en la variabilidad de las concentraciones de aerosoles.

9.2.4. Datos meteorológicos complementarios

Para contextualizar y enriquecer el análisis, se incorporaron datos meteorológicos obtenidos de la estación automática Davis del Instituto de Física de Rosario. Las

variables consideradas incluyeron temperatura del aire (Ta), humedad relativa (Hr), precipitaciones (PP), velocidad y dirección del viento. La altura de la capa límite planetaria (PBL) fue estimada a partir de datos de reanálisis meteorológico del conjunto ERA5 (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF). Este reanálisis proporciona información horaria con resolución espacial de 0.25° x 0.25°, que incluye la variable PBL, calculada por el modelo del ECMWF a partir de parámetros de estabilidad atmosférica y del balance turbulento.

9.2.5. Análisis estadístico y gráfico

El tratamiento de los datos incluyó la elaboración de diagramas de caja, gráficos de dispersión y series temporales para describir la evolución de las concentraciones de aerosoles y su relación con las condiciones meteorológicas. Asimismo, se aplicó un modelo de regresión logarítmica con el fin de evaluar la correlación entre la altura de la PBL y las concentraciones de PM2.5.

9.2.6. Verificación de eventos regionales

Finalmente, se examinó el contexto regional mediante la verificación de focos de incendios activos durante el período de estudio. No se identificaron eventos significativos que pudieran haber afectado la calidad del aire local.

9.3. RESULTADOS

9.3.1. Fluctuaciones diarias de aerosoles

A partir de la Figura 9.1 se observa que, durante el período comprendido entre el 13 y el 24 de abril de 2023, las concentraciones medias de aerosoles fueron sistemáticamente mayores en el período nocturno (18:00 a 09:00 h) que durante el período diurno (09:00 a 18:00 h). Esta tendencia se evidencia tanto en la concentración en masa de aerosoles totales como en las fracciones PM10 y PM2.5.

En particular, la concentración promedio de material particulado total durante la noche fue de 1.20 µg/m³, frente a 0.90 µg/m³ en el período diurno. Este patrón se repite en las fracciones PM2.5 (0.90 µg/m³ nocturno vs. 0.70 µg/m³ diurno) y PM10 (1.20 µg/m³ nocturno vs. 0.90 µg/m³ diurno), lo que indica una acumulación más pronunciada de partículas durante la noche.

Cabe destacar que la fracción de aerosoles de tamaño superior a 10 µm no presentó concentraciones relevantes, con valores cercanos a cero en la mayoría de las observaciones, lo cual explica la similitud entre las distribuciones de PM10 y de material particulado total.

Además, los diagramas de caja muestran una mayor dispersión y presencia de valores atípicos en el período nocturno para todas las fracciones analizadas, lo que sugiere una mayor variabilidad en las concentraciones bajo condiciones atmosféricas nocturnas.

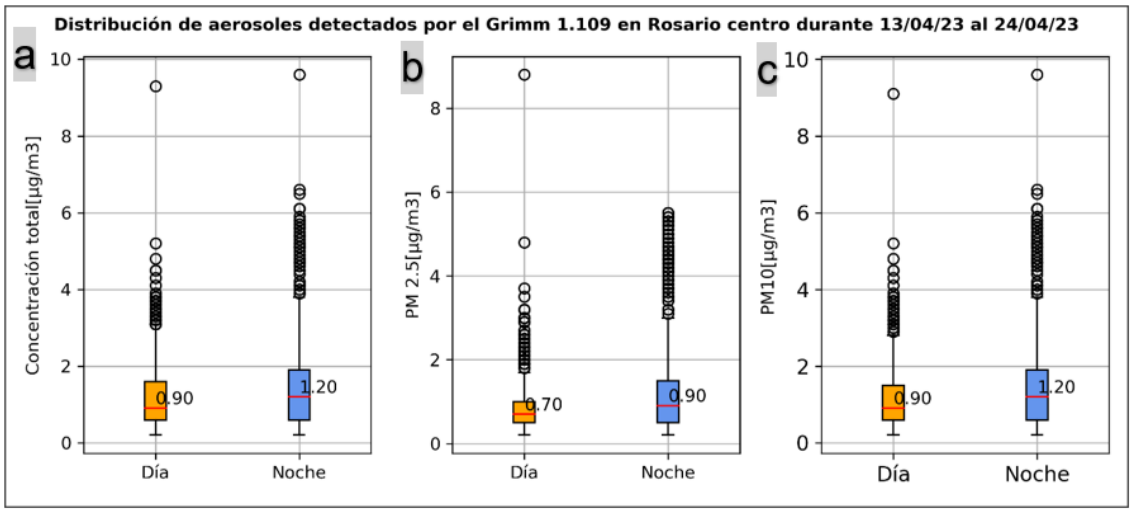


Figura 9.1. Diagramas de caja de la concentración en masa de aerosoles registrada entre el 13 y el 24 de abril de 2023, diferenciada por franjas horarias diurna (09:00–18:00 h) y nocturna (18:00–09:00 h), en Paraguay 1242, Rosario, Santa Fe, Argentina (zona céntrica de la ciudad, sitio MIR).(a) Concentración en masa de aerosoles totales.(b) Concentración en masa de PM2.5.(c) Concentración en masa de PM10.Símbolos: línea roja horizontal (mediana), extremos de las barras verticales (mínimos y máximos sin considerar valores atípicos), recuadro (rango intercuartílico), círculos abiertos (valores atípicos).

9.3.2. Relación con la capa límite planetaria

La Figura 9.2, muestra el comportamiento de la capa límite planetaria (PBL) en la zona de Rosario centro para el período muestreado. A partir de la misma se observa una tendencia que presenta un aumento de la humedad relativa en horas de la noche, mayormente entre las 18 y las 9 hs, acompañado de una disminución de la altura de la capa límite planetaria. Las alturas más elevadas que alcanzó la PBL se dieron entre las

12 y las 18 hs en los días 18 y 19 de abril del 2023, superando los 2 km. de altitud y acompañados de una disminución en la Hr (~40%). Dicho evento puede estar relacionado con una disminución de las concentraciones de PM2.5 halladas en superficie durante esas horas.

Los valores mínimos de la PBLH registrados durante el período nocturno, en conjunto con el incremento de la humedad relativa, coinciden con las concentraciones elevadas de aerosoles observadas en dicho intervalo (Figura 9.1). Este comportamiento se encuentra estrechamente vinculado a la evolución diurna de la estructura térmica de la atmósfera baja.

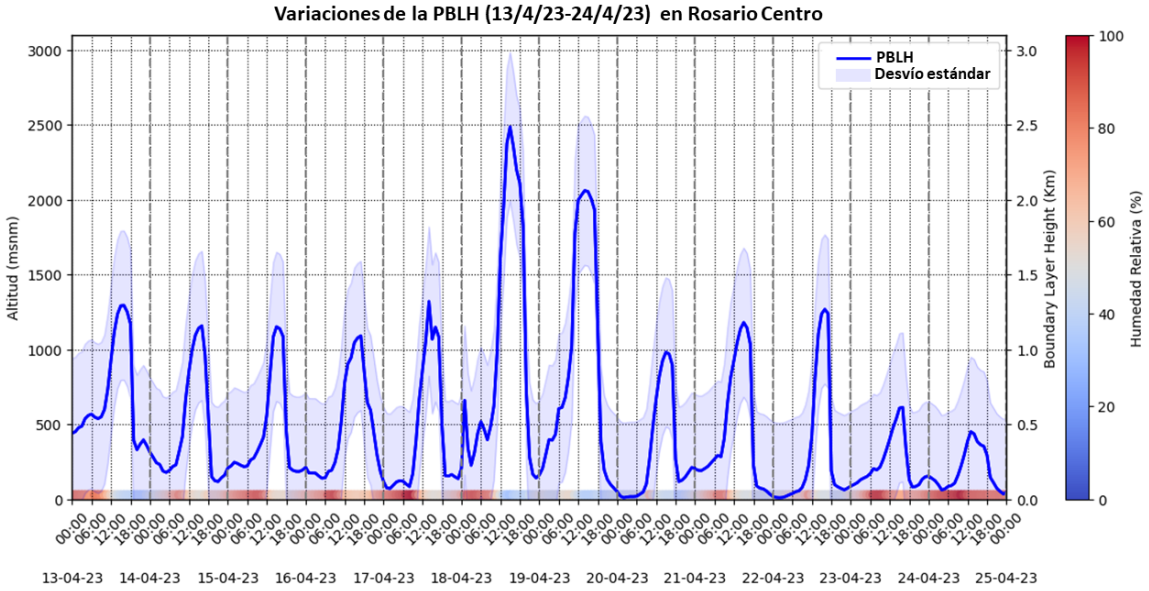


Figura 9.2. Humedad relativa y alturas de la capa límite planetaria (PBLH) para el período 13-24 de abril 2023, en Rosario centro. El eje Y izquierdo representa la altitud en metros sobre el nivel del mar (msnm). La barra de colores indica la humedad relativa, donde colores rojizos representan niveles medios-altos y colores azules representan bajos niveles. La línea azul francia indica la altura de la capa límite planetaria (eje y derecho). La humedad relativa se obtuvo de la estación meteorológica ubicada en el Instituto de Física Rosario (IFIR), mientras que la altura de la capa límite planetaria (PBLH) proviene del reanálisis ERA5 (ECMWF).

En la Figura 9.3 se presentan las concentraciones horarias de aerosoles detectadas en el centro de Rosario durante el período comprendido entre el 13 y el 23 de abril de 2023. Se observa que las fracciones PM10 y PM2.5 exhiben un comportamiento horario

similar, con concentraciones más elevadas durante la noche y primeras horas de la madrugada, seguidas de un descenso progresivo a partir de las 08:00 h hasta aproximadamente las 18:00 h, momento en que las concentraciones comienzan a incrementarse nuevamente. Este patrón coincide con la evolución diaria de la capa límite planetaria (ver Figura 9.2), cuya altura aumenta durante el día debido al desarrollo convectivo, lo que favorece la dispersión de partículas en suspensión y, por ende, una reducción de su concentración cerca de la superficie.

Las concentraciones horarias promedio más altas de PM10 y PM2.5 se registraron alrededor de las 22:00 h, lo que refuerza la hipótesis de una menor capacidad de mezcla vertical en horas nocturnas. Por otra parte, la línea correspondiente a los aerosoles totales no se distingue visualmente en las gráficas debido a su coincidencia con la curva de PM10, lo cual indica que la contribución de partículas mayores a 10 µm (PM>10) fue insignificante o nula durante el período de muestreo.

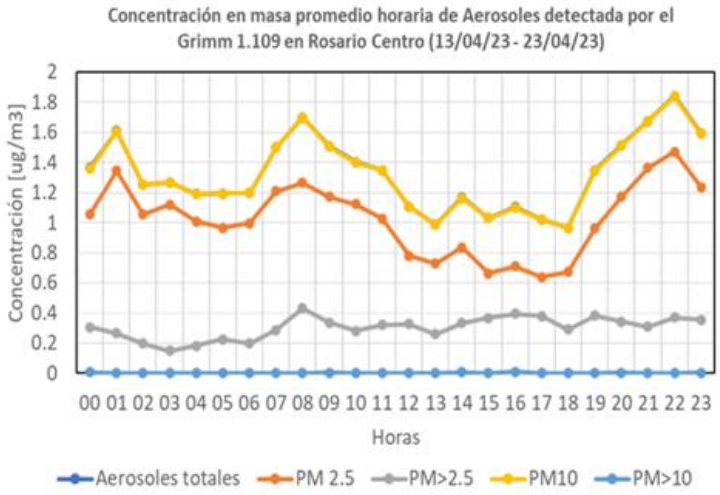


Figura 9.3. Concentraciones horarias promedio de aerosoles detectadas con el equipo Grimm 1.109 en Rosario centro.

9.3.3. Correlación entre PBLH y valores detectados con el GRIMM 1.109

La relación entre la PBLH y las concentraciones superficiales de PM2.5, mediante un ajuste de regresión logarítmica arrojó la siguiente ecuación (La gráfica se encuentra en el Anexo I, sección VIII):

$$PM2.5 = -0.2204 * \ln(PBLH) + 0.7618 \quad (9.1)$$

Coeficiente de determinación (R^2): 0.1359, nivel de significancia $p<0.0001$.

Si bien el valor de R^2 indica una baja capacidad explicativa del modelo, el ajuste permite identificar una tendencia general decreciente: a medida que la PBLH aumenta, las concentraciones de PM2.5 tienden a disminuir. Esta relación inversa sugiere que una capa límite más profunda favorece la dispersión vertical de los aerosoles, reduciendo su acumulación cerca de la superficie. Los valores más elevados de PM2.5 se concentran en condiciones de PBLH bajas, lo cual es coherente con una atmósfera más estable y limitada en su capacidad de mezcla.

9.3.4. Análisis de PM10 y PM2.5: Comparación con los umbrales recomendados por la OMS (2021)

La Figura 9.4 presenta las concentraciones medias diarias de aerosoles detectadas en Rosario centro durante el período comprendido entre el 13 y el 23 de abril de 2023, utilizando el equipo Grimm 1.109. Las concentraciones de PM2.5 (línea azul) se mantuvieron por debajo de 2 µg/m³ a lo largo de todo el período analizado. Estos valores resultan significativamente inferiores (~7.5 veces menores) al valor guía diario establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS), que en su actualización de 2021 recomienda un límite de 15 µg/m³ para PM2.5 (WHO, 2021).

Del mismo modo, las concentraciones diarias de PM10 (línea naranja) se mantuvieron de forma sostenida por debajo de los 2.5 µg/m³. Este valor representa la mitad del límite diario recomendado por la OMS, que se sitúa en 5 µg/m³ para PM10. La fracción de aerosoles PM>10 (triángulos violetas) presentó concentraciones cercanas a cero, lo cual justifica que las curvas correspondientes a los aerosoles totales y a PM10 sean prácticamente coincidentes.

Se evidencia una leve variabilidad diaria en las concentraciones medias de aerosoles, con un máximo registrado el 20 de abril de 2023, alcanzando 2.1 µg/m³ en aerosoles totales y PM10, y 1.7 µg/m³ en PM2.5. A pesar de este aumento puntual, los niveles observados se mantuvieron considerablemente por debajo de los umbrales diarios establecidos por organismos internacionales como la OMS. Por otro lado, las concentraciones más bajas se registraron el 13 de abril de 2023, sin superar un valor de 1 µg/m³ en ninguna fracción. En conjunto, estos resultados indican condiciones de buena calidad del aire en el sitio de monitoreo durante el período evaluado.

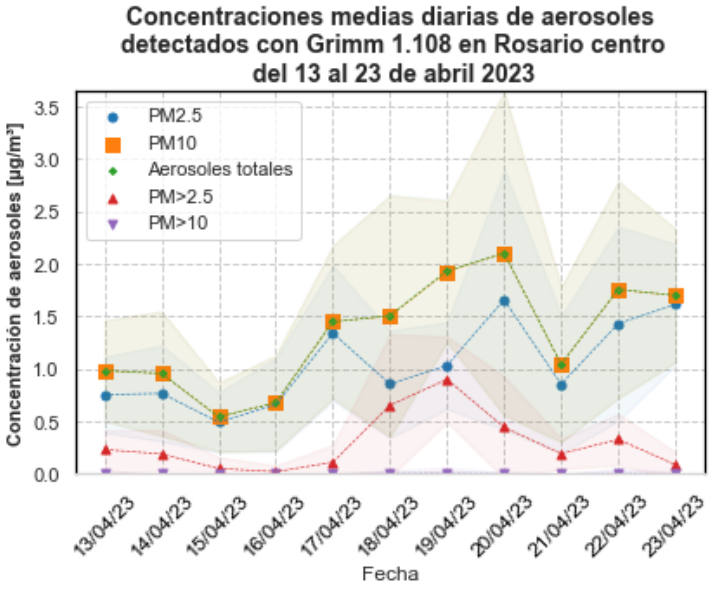


Figura 9.4. Concentración media diaria de aerosoles detectadas con el equipo Grimm 1.109 en Rosario Centro. El área sombreada corresponde al desvío estándar de cada variable.

9.3.5. Análisis de variables meteorológicas y su correlación con el PM muestreado

Diversos estudios han demostrado que las precipitaciones contribuyen significativamente a la remoción de partículas finas (PM2.5) de la atmósfera, especialmente en regiones donde la contaminación del aire representa un problema crítico (Bae et al., 2012; Li et al., 2017; Luan et al., 2019; Mircea et al., 2000; Pranesha & Kamra, 1997; Fujino et al., 2022). En particular, se ha identificado una correlación negativa significativa entre los niveles de precipitación y las concentraciones de PM2.5 cercanas a la superficie terrestre (Li et al., 2017).

Los datos meteorológicos registrados por la estación ubicada en el Instituto de Física de Rosario indican la ocurrencia de precipitaciones los días 13, 14, 15 y 18 de abril de 2023, con acumulados diarios que no superaron 1 mm (Figura 9.5). Como se muestra en la Figura 9.4, las concentraciones de aerosoles totales, incluyendo PM2.5, evidencian una disminución progresiva entre el 13 y el 15 de abril, seguida de un incremento posterior coincidente con el cese de las precipitaciones. El 18 de abril, se observa nuevamente una reducción en los niveles de PM2.5, en correspondencia con una precipitación acumulada de aproximadamente 0,22 mm.

Este comportamiento puede explicarse por los mecanismos de remoción húmeda de partículas en suspensión. Las PM2.5, debido a su reducido tamaño, no sedimentan fácilmente por acción gravitacional, pero pueden ser removidas de la atmósfera al adherirse a las gotas de lluvia mediante procesos de captura o coalescencia, lo que incrementa su masa y facilita su deposición en la superficie.

Asimismo, se registra una leve tendencia ascendente en las temperaturas a lo largo del período analizado, lo que parece acompañar el incremento gradual en las concentraciones de aerosoles. Sin embargo, el 18 de abril se observa un leve descenso tanto en la temperatura como en los niveles de PM2.5, coincidente con la presencia de lluvia.

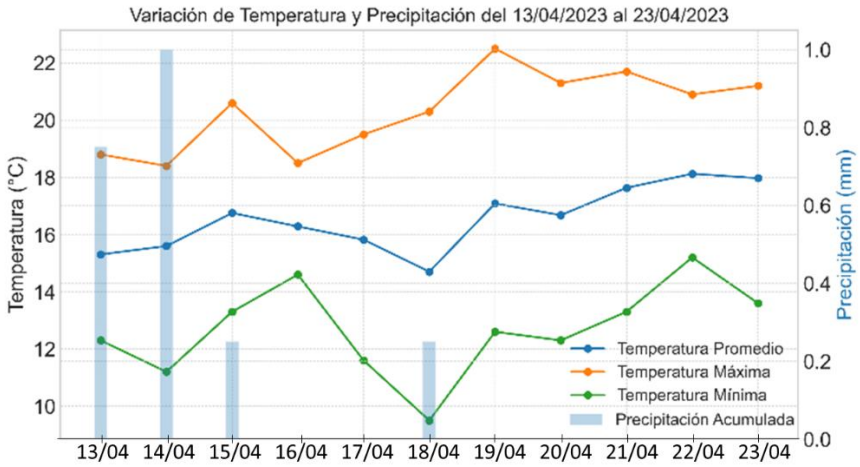


Figura 9.5. Temperaturas y precipitaciones detectadas en el período 13-23 abril 2023 por la estación meteorológica Davis en el Instituto de Física de Rosario (IFIR). (Lat.: -32.970004, Long.: -60.624260).

A partir de la Figura 9.6 se observa que, durante los primeros días del período de muestreo, predominaron vientos con dirección este, con velocidades mayoritariamente superiores a los 5 km/h. Esto indica que las masas de aire provenían de la región de humedales, en un momento en que no se registraban focos de incendios activos. Tal condición resulta propicia para la presencia de una atmósfera con baja carga de aerosoles, debido a la ausencia de fuentes emisoras significativas en la trayectoria de transporte del aire. A partir del 17 de abril las direcciones predominantes del viento cambian, se observa una mayor variabilidad, con incursiones de vientos del norte, noroeste, noreste y sur, y una disminución general de la velocidad del viento. Este cambio podría estar asociado a modificaciones en las condiciones sinópticas regionales

y al ingreso de masas de aire potencialmente más influenciadas por fuentes urbanas, ya que coincide con aumentos en la concentración de material particulado observado en la Figura 9.4.

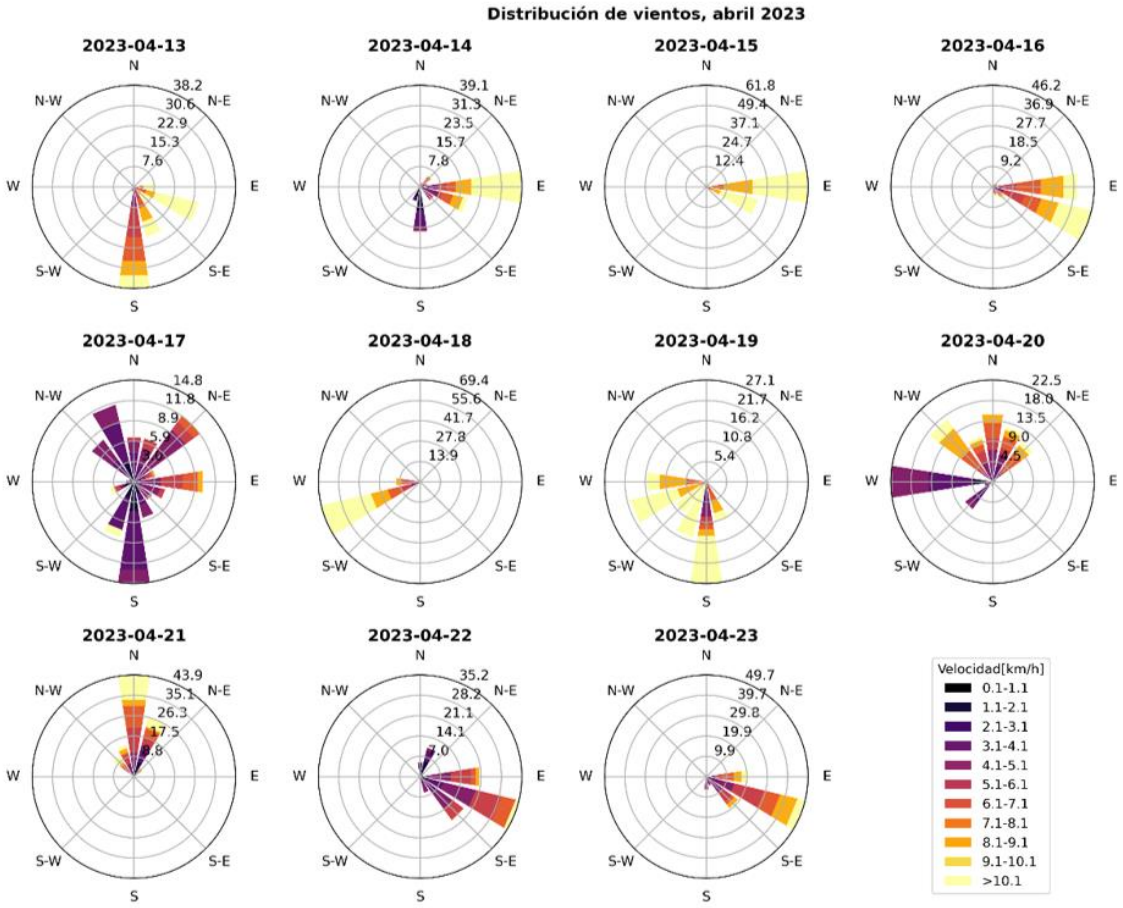


Figura 9.6. Distribución de la frecuencia de los vientos detectadas en el período 13-23 abril 2023, detectadas por la estación meteorológica Davis ubicada en la terraza del Instituto de Física de Rosario (IFIR). (Lat.: -32.970004, Long.: -60.624260).

9.3.6. Situación de incendios y otras fuentes potenciales de aerosoles

Durante el período analizado, a partir de la herramienta VIIRS/S-NPP se pudo verificar que no se registraron incendios de magnitud en Argentina ni en los países limítrofes que pudieran constituir una fuente significativa de emisión de aerosoles. Esta situación contribuyó a mantener condiciones atmosféricas relativamente limpias en la ciudad de Rosario, al evitar el transporte de partículas en suspensión derivadas de la combustión de biomasa, comúnmente asociadas a eventos de incendios forestales o de pastizales.

9.4. CONCLUSIÓN

A partir de las mediciones de material particulado realizadas en el centro de Rosario y los análisis complementarios efectuados, se pudieron establecer las siguientes conclusiones:

- Se confirmó la existencia de una **relación inversa entre la altura de la capa límite planetaria (PBLH) y las concentraciones de PM2.5**, consistente con los mecanismos atmosféricos que limitan la dispersión vertical de partículas en condiciones de estabilidad nocturna.
- Se identificó una **relación directa entre las precipitaciones y la reducción de PM2.5**, evidenciando la eficacia de los procesos de remoción húmeda en la disminución de aerosoles finos en la atmósfera.
- Las concentraciones de material particulado, tanto PM2.5 como PM10, **se mantuvieron por debajo de los valores guía establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2021)** durante el período analizado, caracterizado por la **ausencia de incendios en las islas del Delta del Paraná**, lo cual favoreció la presencia de condiciones atmosféricas limpias.

10. BIOAEROSOLES

10.1 RELACIÓN ENTRE ESPORAS DETECTADAS EN EL INSTITUTO DE FÍSICA ROSARIO DURANTE EL PERÍODO JUNIO-SEPTIEMBRE 2016, LA CAPA LÍMITE PLANETARIA Y LA ESTACIONALIDAD HORARIA.

RESUMEN

En el Capítulo 9 se analizó el comportamiento diario de la concentración de aerosoles medidos en campo. En esta sección se presenta un estudio análogo, enfocado específicamente en las esporas, las cuales pertenecen al grupo de los bioaerosoles. Para ello, se realizaron muestreos de bioaerosoles en las instalaciones del Instituto de Física de Rosario. Los resultados obtenidos permitieron examinar las variaciones diarias en la concentración de esporas pertenecientes a distintas especies, con especial atención al género *Cladosporium*, en relación con la altura de la capa límite planetaria y los niveles de humedad relativa, durante el período comprendido entre junio y septiembre de 2016.

10.1.1 Introducción

Cladosporium es uno de los géneros más frecuentemente encontrados en la atmósfera en la mayoría de los países (Burch & Levetin, 2002). Es una especie que se encuentra ampliamente distribuida en diversos hábitats, como el aire, el suelo, los alimentos, la materia orgánica y la vegetación (Bensch et al., 2012).

El género *Cladosporium* comprende más de 30 especies, entre las cuales *Cladosporium herbarum*, *Cladosporium cladosporioides* y *Cladosporium macrocarpum* se encuentran entre las más prevalentes. Las esporas de este género suelen presentar cicatrices distintivas en ambos extremos, correspondientes a los puntos de unión con otras esporas y con los conidióforos (estructuras especializadas del hongo que producen y sostienen las esporas asexuales llamadas conidios). Si bien predominan las formas unicelulares, es común la presencia de esporas con uno o varios septos transversales (tabiques internos que dividen la espora en secciones). El rango de tamaño de las esporas se encuentra entre 4 y 20 µm de longitud.

Los bioaerosoles pueden liberarse pasivamente por turbulencia mecánica o térmica, o activamente mediante procesos como la eyección de esporas fúngicas por el impacto de gotas de lluvia. Su transporte depende de las características de la capa límite planetaria (PBL) y de los procesos atmosféricos en la troposfera (Pérez et al., 2018).

Durante el día, la PBL puede alcanzar hasta 3 km de altura debido a la convección, mientras que por la noche su espesor disminuye. Como los bioaerosoles se generan cerca de la superficie, su concentración decrece con la altura (Gao et al., 2015).

Procesos como la formación de nieblas o nubes bajas favorecen su depósito húmedo, reduciendo su presencia en la atmósfera (Huffman, 2013). Si logran superar la PBL mediante convección intensa o ascenso frontal, pueden ser transportados a largas distancias; de lo contrario, permanecen cerca de su fuente (Isard y Gage, 2001).

La interacción entre la radiación solar, la turbulencia atmosférica y la humedad relativa explica por qué las concentraciones de esporas son diferentes por la mañana y por la tarde en distintos lugares.

El objetivo del presente trabajo radica en observar la concentración de esporas detectadas y el comportamiento diurno y nocturno de las mismas durante el período de muestreo junio - septiembre 2016, a su vez comparar las concentraciones halladas con el umbral alergénico existente.

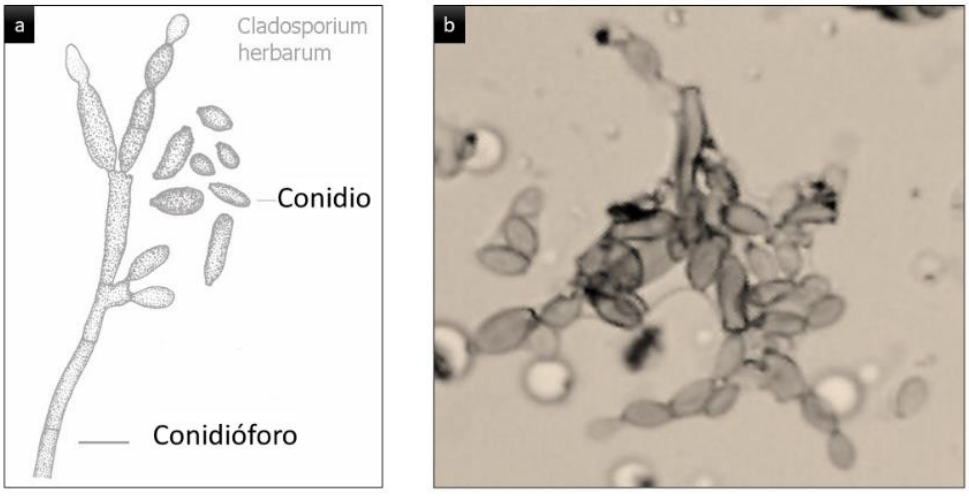


Figura 10.1. (a) Esquema ilustrativo de Cladosporium herbarum mostrando el conidióforo y los conidios (esporas asexuales). (b) Microfotografía óptica de conidios agrupados de Cladosporium, observados en muestras ambientales tomadas en el Instituto de Física Rosario.

10.1.2. Metodología

10.1.2.1. Muestreo in situ

En el Instituto de Física de Rosario (IFIR, CONICET – Universidad Nacional de Rosario), durante el período 24/06/16 - 09/09/16, integrantes del Grupo de Física de la Atmósfera, Radiación Solar y Astropartículas (FARA) bajo la Dirección de la Dra. M. I. Micheletti, efectuaron muestreos de bioaerosoles con el muestreador activo de impacto inercial, Lanzoni VPPS2000. En el marco de este trabajo de Tesis se efectuaron las observaciones con microscopio óptico y la identificación de bioaerosoles en las muestras, en colaboración con otros miembros del Grupo. A partir de esas tareas, se realizó posteriormente el análisis propio presentado en esta Tesis. El equipo de muestreo se encuentra descripto en la sección 3.1.1. y la metodología de análisis de muestras, en la 3.4.

10.1.2.2. Metodología de preparación y análisis de muestras

Para la preparación de muestras, análisis de las mismas y cálculo de concentraciones, se utilizó la metodología establecida por la Red Española de Aerobiología (REA), descripta en la Sección 3.4.

10.1.2.3. Determinación de la Capa Límite Planetaria mediante datos de reanálisis provistos por ERA5/ECMWF

Los datos de la PBLH y la humedad relativa (RH) se obtuvieron con una resolución horaria de los productos de reanálisis global ERA5 del Centro Europeo para Pronósticos Meteorológicos a Plazo Medio (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts-ECMWF). Específicamente, la altura de la capa límite (PBLH) se extrajo de los datos ERA5 en el conjunto de niveles individuales (SL) (Hersbach et al., 2023), mientras que la humedad relativa (RH) del conjunto de datos ERA5 en niveles de presión (PL) (Hersbach et al., 2023). Ambos conjuntos de datos abarcan desde 1940 hasta la actualidad, con una resolución temporal horaria y una resolución horizontal de 0.25°x0.25°. Se seleccionó el píxel correspondiente al área de muestreo localizada en

el Instituto de Física de Rosario para ambos conjuntos de datos (32°58'12.1" S de latitud y 60°37'27.3" O de longitud) a una altura de 30 msnm, referente a la ubicación del equipo muestreador de bioaerosoles Lanzoni modelo VPPS2000.

10.1.3. Resultados

10.1.3.1. Relación entre humedad relativa, desarrollo de la capa límite planetaria y concentraciones máximas de *Cladosporium*

La humedad relativa (HR) se define como la proporción entre la cantidad de vapor de agua presente en el aire y la cantidad máxima que este puede contener a una temperatura dada antes de alcanzar la saturación. Matemáticamente, se expresa como:

$$Hr = \frac{Cantidad\ de\ vapor\ de\ agua\ presente\ en\ el\ aire}{Cantidad\ de\ vapor\ de\ agua\ necesaria\ para\ saturarse}\ x\ 100 \qquad (10.1)$$

En condiciones de saturación, la humedad relativa alcanza el 100%. Cuando esta supera dicho valor, el aire se encuentra sobresaturado, lo que conlleva la condensación o congelación del vapor de agua, generando gotas líquidas o cristales de hielo. La capacidad del aire para contener vapor de agua en saturación está directamente relacionada con la temperatura: a mayor temperatura, mayor será dicha capacidad.

Durante el día, la humedad relativa suele disminuir como consecuencia de la entrada de aire seco desde niveles superiores de la atmósfera dentro de la capa límite planetaria y por la reducción, o eventual cese, de la evapotranspiración del suelo y los seres vivientes (vegetales y animales), asociada al calentamiento solar, a la temperatura ambiente y a la disponibilidad de humedad en el suelo.

La humedad ambiental es un factor determinante en el crecimiento y desarrollo de los hongos, así como en la producción y liberación de esporas (que actúan en forma similar a la propagación de semillas por el aire, en las plantas). Diversas especies fúngicas requieren condiciones específicas de humedad y temperatura ambientes para poder germinar y reproducirse de manera eficiente. En este sentido, Zan et al. (2021) observaron que las tasas de crecimiento fúngico más elevadas se registran cuando la temperatura se encuentra en el rango de 24 °C a 28 °C y la humedad relativa oscila entre el 60 % y el 75 %. En particular, las esporas fúngicas, al encontrarse en estado latente, pueden activarse y desarrollarse en micelios (red de filamentos que forma el

cuerpo del hongo) cuando se dan condiciones ambientales favorables, siendo la humedad uno de los principales estímulos para este proceso. En algunos casos, la presencia de humedad no solo favorece el crecimiento, sino que además actúa como disparador para la liberación activa de esporas al ambiente. En el trabajo de Katial et al. (1997) encontraron una correlación positiva entre las esporas de *Cladosporium* y la humedad relativa.

En relación con las muestras de bioaerosoles recolectadas y analizadas en el Instituto de Física Rosario (en cuya terraza se encuentra el muestreador Lanzoni VPPS 2000), correspondientes a los meses de junio-septiembre de 2016, se identificó un período durante el cual las esporas del género *Cladosporium* alcanzaron concentraciones máximas de hasta 300 unidades por hora. En particular, la Figura 10.1a muestra que durante los días 6, 7, 8 y 9 de julio de 2016 se superaron las 100 unidades, principalmente en horas nocturnas y de la madrugada.

Por su parte, la Figura 10.1b presenta la evolución conjunta de la altura de la capa límite planetaria (PBLH) y la humedad relativa (HR) durante los días en que se registraron las mayores concentraciones de *Cladosporium*. En consonancia con lo analizado en capítulos anteriores, se observa que a medida que avanza el día, la PBLH tiende a incrementarse debido al aumento de la radiación solar, mientras que la HR disminuye, siguiendo un patrón similar.

El análisis conjunto de ambas figuras permite identificar una correlación entre el incremento de esporas durante las horas nocturnas y un aumento simultáneo de la humedad relativa, en un contexto de contracción de la capa límite planetaria. Esta relación sugiere que las condiciones nocturnas, caracterizadas por una mayor estabilidad atmosférica y altos niveles de humedad, favorecen la liberación y acumulación de esporas de *Cladosporium* en las capas inferiores de la atmósfera.

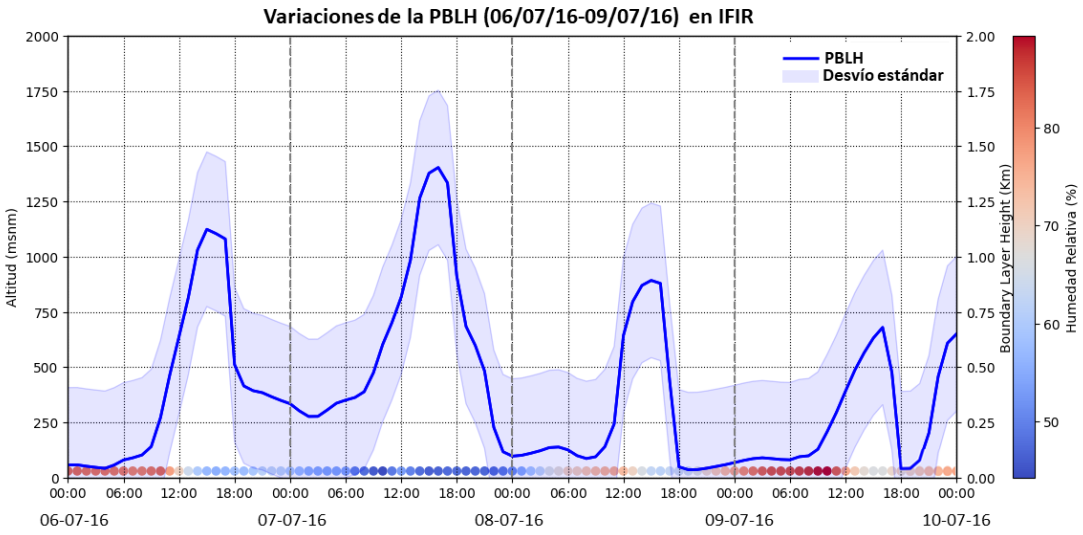


Figura 10.2. (Superior) Período de alto número de esporas Cladosporium halladas. (Inferior) Humedad relativa y alturas de la capa límite planetaria (PBLH ó Boundary Layer Height) para el período 6-9 de julio 2016, en el cual se hallaron las mayores concentraciones de Cladosporium durante junio-septiembre 2016. La posición de los puntos de colores indica la altura sobre el suelo a la cual se obtuvo la humedad relativa (~30 msnm, eje "y" izquierdo), colores rojizos representan niveles medios y altos de humedad relativa y colores azules representan bajos niveles (barra de color). La línea azul indica la altura de la capa límite y la banda de color celeste el desvío estándar de la misma (eje "y" derecho).

A partir de la Figura 10.3, se puede observar que el día que presentó un mayor número de esporas correspondió al 6 de Julio con un total de 1954 esporas y 1055 esporas/m^3, de las cuales el 85% correspondió al género Cladosporium.

El segundo día que presentó un alto número de esporas fue el 9 de Julio. Con un número que ascendió a 1600 esporas totales. De ellas, el 78% correspondió al género Cladosporium (Ascosporas: 11%, otras especies: 5%, Agrocybe dure: 4% y Johnson Grass Smut: 2%).

De los meses analizados, julio fue el que presentó la concentración más alta de esporas. En cuanto a la frecuencia de aparición, *Cladosporium* fue el género predominante en la mayoría de los días muestreados, liderando en 35 días. Le siguió *Ascospora*, que fue la especie dominante en 25 días. La categoría "otras especies" predominó en 6 días, *Johnson Grass Smut* en 4, y *Agrocybe dure* en 2 días.

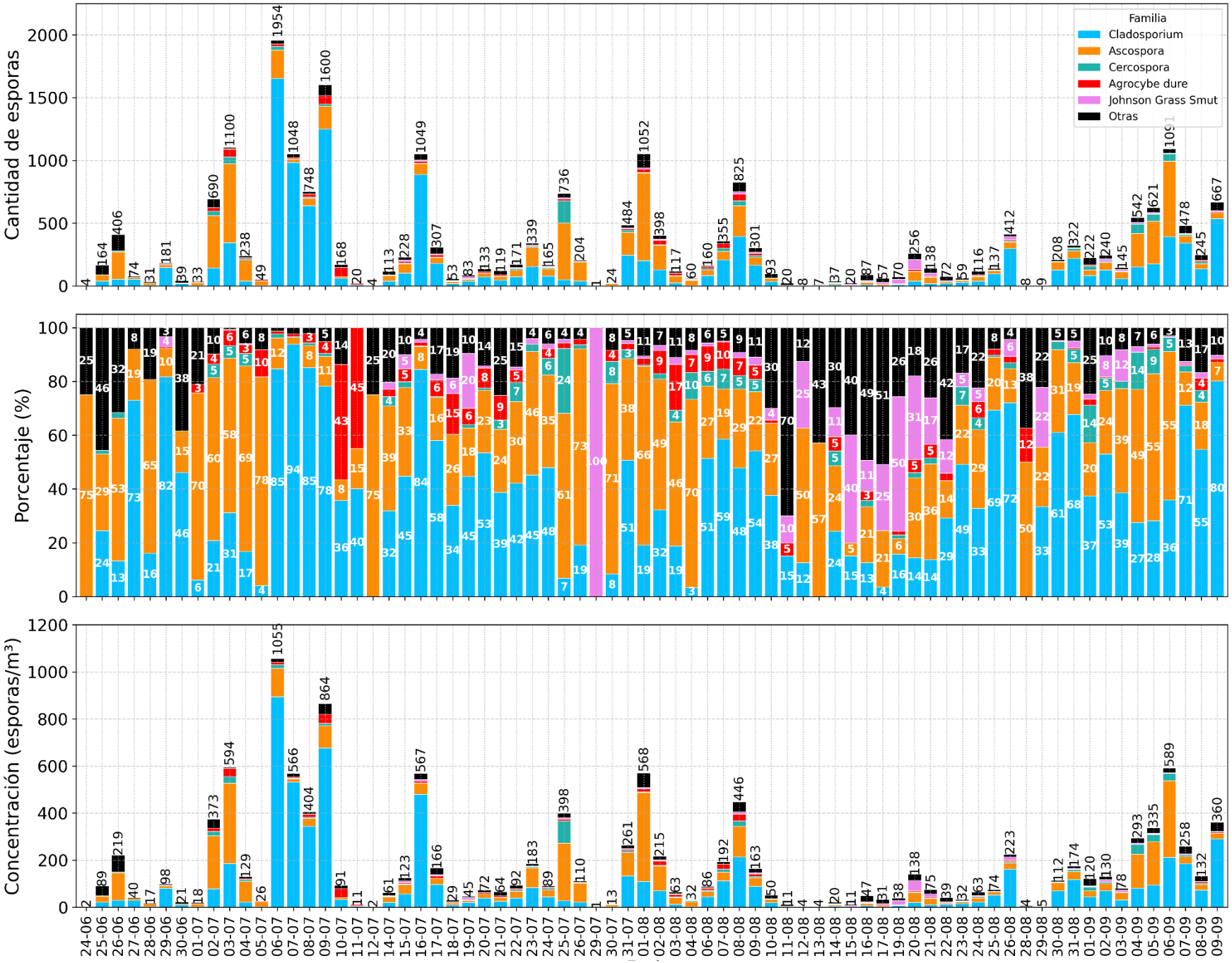


Figura 10.3. Concentración diaria de esporas detectadas en el Instituto de Física de Rosario. (Arriba) Cantidad de esporas diarias. (Centro) Porcentaje diario de esporas. (Abajo) Concentración diaria de esporas.

A partir de la Tabla 10.1 se puede observar que, durante el período analizado (junio a septiembre de 2016), Cladosporium fue el género con mayor concentración media mensual de esporas, destacándose especialmente en julio con un valor medio de 137,7 esporas/m³ y una alta variabilidad (DE = 230,9 esporas/m³). Le siguió el género Ascospora, que presentó su mayor concentración en agosto (90,9 ± 106,4 esporas/m³). En cuanto a los demás géneros, Cercospora, Agrocybe dure y Johnson Grass Smut mostraron concentraciones medias mucho menores a lo largo de los meses, con valores máximos para Cercospora en septiembre (15,5 ± 2,1 esporas/m³), Agrocybe dure en julio (8,4 ± 10,8 esporas/m³) y Johnson Grass Smut en agosto (5,6 ± 8,7 esporas/m³). La categoría agrupada como “Otras especies” tuvo una presencia más moderada, con una media más elevada en septiembre (22,3 ± 9,6 esporas/m³) y menor en julio (11,6 ± 10,9 esporas/m³). En general, julio y los primeros 9 días de septiembre fueron los períodos con las concentraciones medias más altas principalmente para Cladosporium y Ascospora, acompañado también de una notable dispersión en los datos, lo cual sugiere condiciones favorables para la liberación y dispersión de esporas durante dichos meses.

Tabla 10.1. Concentración media mensual de esporas (esporas/m^3) y Desvío estándar (DE) de dicha concentración.

MES (Año 2016)	Cladosporium		Ascospora		Cercospora		Agrocybe dure		Johnson Grass Smut		Otras especies	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE
Junio	24,6	27,1	25,0	40,9	0,8	1,8	0,1	0,2	0,5	1,4	18,3	26,4
Julio	137,7	230,9	61,6	82,9	7,8	18,4	8,4	10,8	1,7	2,5	11,6	10,9
Agosto	41,6	55,9	36,2	73,3	3,3	4,9	4,9	7,3	5,6	8,7	12,6	12,9
Septiembre	119,4	87,8	90,9	106,4	15,5	15,0	2,1	2,0	5,0	2,9	22,3	9,6

Bagni et al. (1977) propusieron una concentración umbral de 3.000 esporas diarias de *Cladosporium*/m³ de aire como valor de significancia clínica. En este estudio, el máximo recuento diario registrado para esporas de dicho género fue de 896,75 esp./m³, es decir, una concentración tres veces menor que el umbral de alergenicidad mencionado. Por otro lado, las concentraciones de esporas Cladosporium no representan concentraciones elevadas en términos diarios, generalmente las mayores concentraciones de Cladosporium se registran en verano. Por ej. en la ciudad de La Plata (Buenos Aires) utilizando el equipo Lanzoni, Nitiu y Mayo (2011) demostraron que la mayor concentración diaria del género Cladosporium se detectó en el mes de febrero, con 2764,79 esp./m^3, donde se detectaron más de 2500 esporas/m^3 diarias en un período de julio 2000 a junio 2001.

10.1.3.2. Comportamiento de la concentración de esporas presentes en la atmósfera del IFIR durante el día y la noche

A partir de la Figura 10.4 se observa que, durante los meses analizados se detectó una mayor concentración media de esporas durante la noche y en horas de la madrugada que durante el día. Dicho hecho sucede tanto para esporas totales como para Cladosporium y Ascosporas. También coincide con el hecho de que durante la noche la humedad relativa aumenta y la capa límite planetaria disminuye de altura, debido a la disminución de las fuerzas de convección por el enfriamiento del suelo, como se mencionó anteriormente, lo cual favorece una mayor concentración de bioaerosoles cerca de la superficie terrestre.

El número medio de esporas totales, representada por la mediana, fue de 168,50 en horas nocturnas y de 82,50 en horas diurnas. A su vez en ciertas horas de la noche se han detectado valores superiores a 600 esporas, en cambio durante el día los valores máximos hallados superaron apenas las 400 esporas. En el género Cladosporium se observa una diferencia entre el número medio de esporas halladas durante la noche y el día, llegando a un valor medio de 56,50 unidades en horas de la noche, observándose una mediana de Cladosporium totales de 40 durante el día.

Efectuando una comparación entre *Cladosporium* y *Ascosporas*, se destaca que las primeras se hallaron en mayor abundancia superando las 350 esporas en horas de la noche, en cambio, las *Ascosporas* superaron las 200 unidades como máximo en ciertas horas de la noche. Sin embargo, la mediana de *Ascosporas* durante la noche fue superior a la de *Cladosporium* con un valor de 66,5 esporas. Aunque durante el día esta variable presentó un valor bajo de 20 esporas para las *Ascosporas*, representando la mitad del *Cladosporium* (40 esporas).

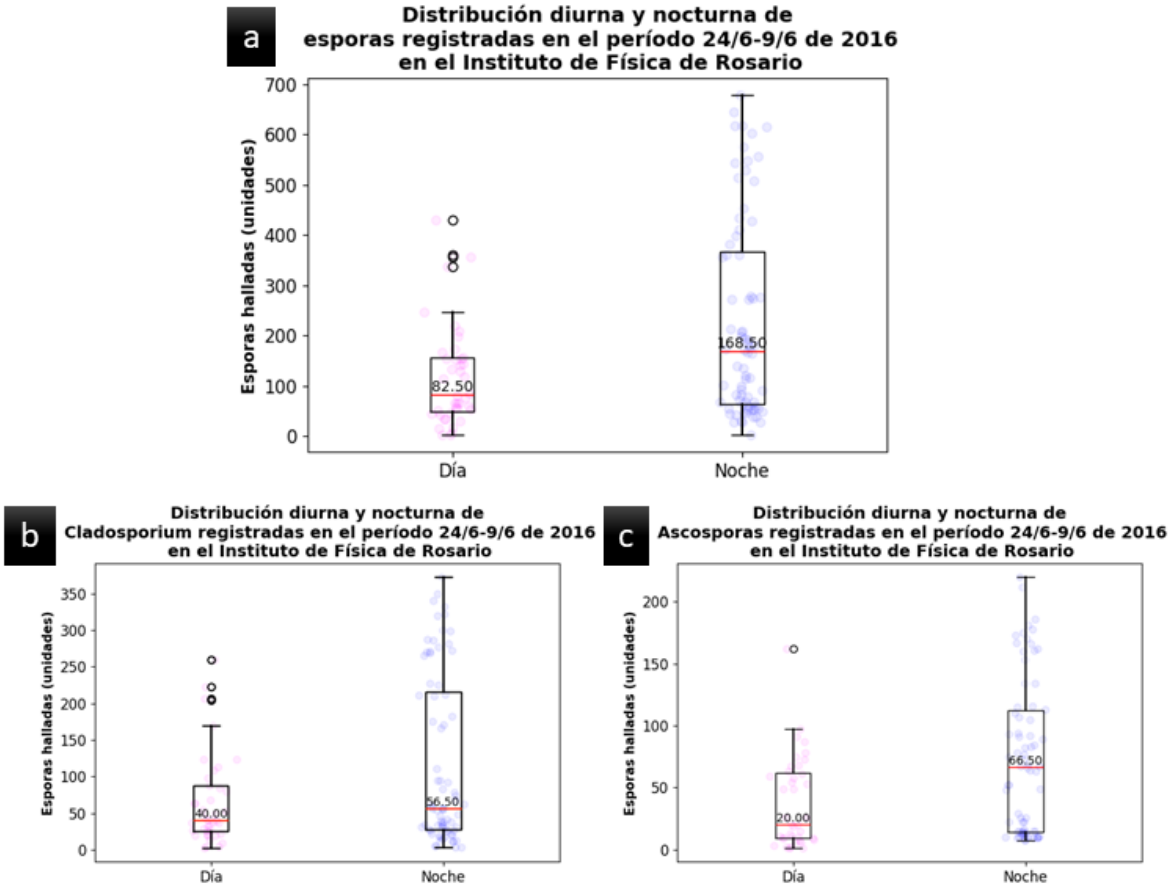


Figura 10.4. Diagrama de caja de la distribución de esporas halladas en el período junio-agosto 2016 durante el día (9 a 18 hs) y la noche (18 a 9 hs) en el Instituto de Física Rosario. (a) Esporas totales. (b) Esporas del género Cladosporium. (c) Esporas del tipo Ascospora. Símbolos: Línea roja (media de esporas halladas en dicho intervalo horario), límite de recta vertical inferior (Número mínimo de esporas detectadas), límite de recta vertical superior (Número máximo de esporas detectadas), puntos sin relleno (valores anómalos), puntos coloreados (valores puntuales hallados representados en modo de dispersión).

10.1.4. Conclusión

En base a los estudios realizados, se puede concluir que el género Cladosporium se encontró ampliamente en la atmósfera del Instituto de Física Rosario, que está ubicado en la zona de la costa del río Paraná, cerca del centro de la ciudad de Rosario, durante el período estudiado, presentando las mayores concentraciones en Julio de 2016. Su dispersión se encuentra influenciada por factores como: la capa límite planetaria, la temperatura y la humedad relativa. A partir de los estudios de la capa límite planetaria

presente durante el período junio - septiembre 2016 se puede observar que, durante las primeras horas de la mañana, con la pequeña cantidad de radiación solar y las corrientes de aire débiles, la dispersión de las esporas de Cladosporium se vio limitada. Sin embargo, a medida que avanzó el día, la radiación solar aumentó y se generaron corrientes de aire más intensas, lo que favoreció la dispersión de las esporas. Hacia el final del día, la disminución de la radiación solar y las corrientes de convección contribuyeron a la reducción de la altura de la capa límite y al aumento de la humedad relativa, lo que potencialmente promovió una mayor concentración de esporas cerca de la superficie terrestre.

El estudio realizado en el Instituto de Física Rosario proporcionó información relevante sobre la relación entre las esporas de Cladosporium, la altura de la capa límite y la humedad relativa durante el período junio - septiembre del 2016. Estos resultados destacan la importancia de considerar los factores atmosféricos en la dispersión de las esporas de Cladosporium, su impacto potencial en la calidad del aire y la salud humana (pudiendo generar alergias, rinitis, asma), debido a que son esporas altamente alergénicas. En términos generales, las concentraciones diarias de esporas del género *Cladosporium* fueron bajas, con valores aproximadamente tres veces inferiores al umbral de alergenicidad establecido. Estos niveles reducidos coinciden con lo reportado por otros autores para los meses de invierno (en La Plata, Arg.), cuando la presencia de esporas en la atmósfera tiende a ser menor.

En general, comprender los mecanismos de dispersión de las esporas y su respuesta a los factores atmosféricos es crucial para evaluar el riesgo de exposición y desarrollar estrategias de control adecuadas. Futuros estudios pueden ampliar el conocimiento sobre la dinámica de dispersión de las esporas del tipo Cladosporium y Ascospora en las inmediaciones del IFIR (siendo el único punto de Rosario donde se cuenta con estas mediciones de bioaerosoles en suspensión en el aire, de interés para alergistas que tratan pacientes en esta urbe), junto con la relación presente con otros factores ambientales, lo que permitirá una mejor comprensión del comportamiento en la atmósfera y sus implicaciones para la salud pública y el medio ambiente.

10.2 DISPERSIÓN A LARGA DISTANCIA DEL POLEN DE *ALNUS ACUMINATA KUNTH*: UNA ESPECIE POTENCIALMENTE ALERGÉNICA Y EXÓTICA PARA LA PROVINCIA DE SAN LUIS (ARGENTINA)

RESUMEN

Entre los meses de julio y octubre de 2010 se detectaron en muestras aerobiológicas recolectadas en la ciudad de San Luis (Argentina), granos de polen 4-5-zonoporados (es decir, con 4 a 5 poros localizados en una franja ecuatorial del grano de polen) que no presentaban correspondencia con especies vegetales locales. Estas muestras fueron obtenidas y analizadas por investigadores de la Universidad Nacional de San Luis (UNSL, Grupo dirigido por la Dra. Marta Moglia), quienes continuaron recolectando datos polínicos entre los años 2010 y 2019, utilizando un muestreador volumétrico tipo Hirst (Lanzoni VPPS 2000).

El presente estudio se centró en el análisis del posible origen geográfico de los granos de polen detectados, así como de las condiciones meteorológicas que permitieron su transporte hacia la ciudad de San Luis. Para ello, se emplearon retrotrayectorias de masas de aire calculadas con el modelo HYSPLIT, focalizadas en los días con mayores concentraciones de este tipo polínico. Además, se integraron variables meteorológicas locales (como dirección del viento, temperatura, humedad y precipitaciones) provenientes de estaciones meteorológicas cercanas, a fin de evaluar los factores atmosféricos asociados a la ocurrencia del fenómeno.

La identificación taxonómica realizada por el equipo de la UNSL, a partir de observaciones microscópicas, bibliografía especializada y consultas con expertos en Palinología, permitió atribuir los granos de polen a la especie *Alnus acuminata* Kunth. Esta especie es característica de los bosques montanos de las Yungas del noroeste argentino, lo que llevó a plantear la hipótesis de su transporte a larga distancia hacia la región centro-oeste del país. Los resultados obtenidos en este trabajo son coherentes con dicha hipótesis, evidenciando un patrón de circulación atmosférica dominante desde el sector norte, que coincide con la dirección de los vientos registrados durante los días en que el polen fue detectado.

Este estudio representa el primer registro documentado de polen de *Alnus acuminata* en la atmósfera de la región centro-oeste de Argentina y complementa los hallazgos de Pérez et al. (2023), quienes identificaron granos de *Alnus* en el centro-este del país, también con una posible procedencia desde los bosques de las Yungas. Las implicancias de este trabajo no sólo aportan evidencia sobre la capacidad de dispersión a larga distancia de esta especie polínica, sino que también revisten importancia desde el punto de vista sanitario, debido a su potencial alergénico. En este sentido, los resultados obtenidos proporcionan información relevante para profesionales de la salud

e investigadores, al contribuir a la evaluación del posible impacto de este tipo de polen sobre la población de San Luis y otras regiones expuestas a su transporte atmosférico.

10.2.1 Introducción

La ciudad de San Luis (33°17'42.04"S, 66°20'8.27"O, 711 m s.n.m.) es la capital de la provincia homónima, ubicada en la región Centro-Oeste (CO) de Argentina (Figura 10.5). En el año 2010, se iniciaron los análisis de muestras aerobiológicas en el Laboratorio de Aerobiología de la Facultad de Ciencias Físico-Matemáticas y Naturales de la Universidad Nacional de San Luis (UNSL). Durante los meses de julio, agosto, septiembre y octubre de ese año (invierno e inicios de primavera en el hemisferio sur), las muestras aerobiológicas contenían granos de polen 4-5-zonoporados, sin correspondencia con especies locales (ya sean nativas o cultivadas) de la provincia de San Luis. Si bien durante los meses de julio y octubre se registraron en pequeñas cantidades, su presencia en las muestras aumentó notablemente durante agosto y septiembre, particularmente en ciertos días específicos.

Las preguntas que motivaron el presente trabajo fueron: ¿Cuál es su origen? ¿Cómo llegaron a San Luis? ¿Su presencia en las muestras recolectadas corresponde a eventos aislados ocurridos durante ese año? ¿O también podrían registrarse en años siguientes? Las hipótesis que guiaron este estudio fueron:

i. los granos de polen exógenos hallados en las muestras de partículas aerotransportadas en San Luis corresponden a la especie *Alnus acuminata* Kunth, conocida localmente como “aliso del cerro”, teniendo en cuenta las características morfológicas de estos bioaerosoles, observados mediante microscopía óptica y su comparación con catálogos polínicos.

ii. estos granos de polen llegan a la ciudad de San Luis transportados por vientos provenientes del Noroeste argentino (zona donde se encuentran los bosques de esta especie de aliso).

iii. su presencia se repetirá en las muestras correspondientes al mismo período del año en ciclos posteriores.

El género *Alnus* (Betulaceae) comprende 49 especies de árboles y arbustos distribuidos desde el hemisferio norte hasta el Himalaya y los Andes (POWO, 2023). Todos los taxones del género son diclinos monoicos (es decir, presentan flores unisexuales masculinas y femeninas en individuos separados, aunque ambas se desarrollan en un

mismo ejemplar), con inflorescencias masculinas dispuestas en amentos (estructuras colgantes y alargadas que agrupan flores masculinas), cada uno de los cuales puede producir hasta 4.500.000 granos de polen, como se ha registrado para *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn (Furlow, 1979). En consecuencia, este polen suele encontrarse en altas concentraciones en la atmósfera de las regiones donde estas especies están presentes (Moore & Webb, 1978).

Los pólenes del género *Alnus*, como los de *A. glutinosa* y *A. incana* (L.) Moench, son considerados altamente alergénicos (Cariñanos & Marinangeli, 2021). El polen de la especie americana *Alnus acuminata* Kunth debería considerarse una de las principales causas de alergia entre la población de la Ciudad de México, según la Red Mexicana de Aerobiología (REMA, 2023). En el Noroeste de Argentina, el polen de esta especie es uno de los más frecuentes en la atmósfera (García, 2010; Torres & Pereira, 2018). Ha sido citado como posible causante de polinosis (reacción alérgica provocada por la exposición a granos de polen) en Jujuy, y como responsable de reacciones cruzadas con alérgenos de *Betula pendula* Roth (Odongo et al., 2015). Sin embargo, no se lo incluye como parte de los tests rutinarios para alergias polínicas realizados en Argentina.

Alnus acuminata es un árbol de follaje caducifolio (pierde sus hojas en otoño), de entre 6 y 15 m de altura, con un tronco de 20 a 50 cm de diámetro. Su período de floración se extiende de junio a septiembre y la fructificación ocurre entre agosto y octubre. Esta especie no es nativa de la provincia de San Luis ni de sus provincias limítrofes. Los bosques de este árbol no se encuentran en la región Centro-Oeste del país, donde se ubica la ciudad de San Luis. Por el contrario, se encuentran en la región Noroeste (NOA) de Argentina, en la ecorregión de las Yungas, que se extiende longitudinalmente, de norte a sur, atravesando las provincias de Salta, Jujuy, nuevamente Salta, Tucumán y Catamarca (IBODA, 2023) (Figura 10.5).

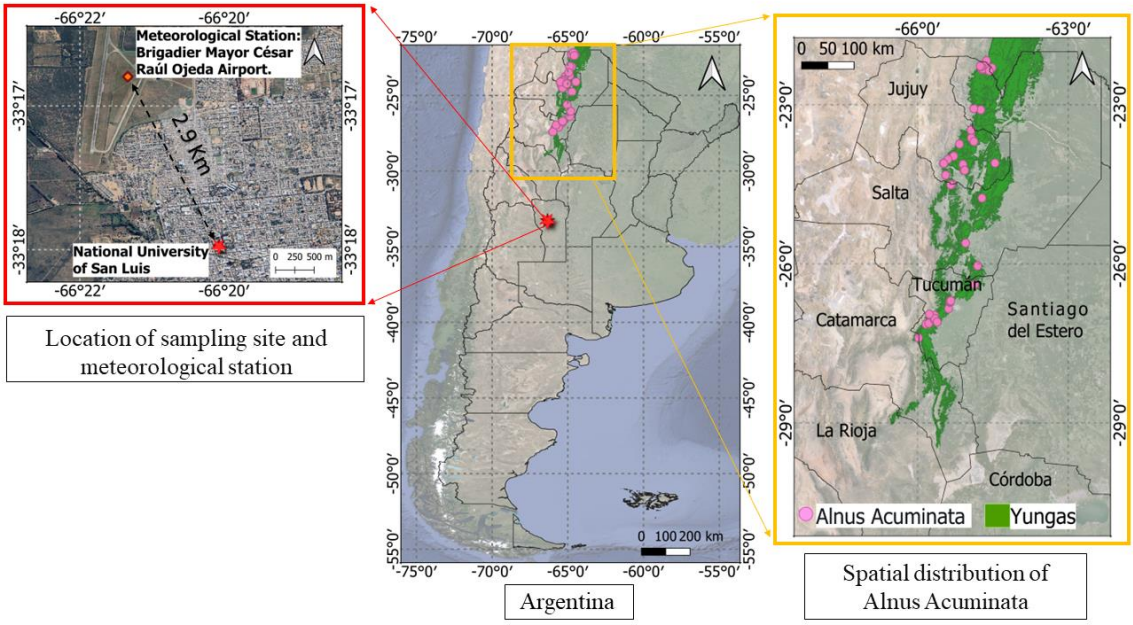


Figura 10.5. Centro: Mapa topográfico de Argentina. La estrella roja indica la ubicación de la ciudad de San Luis. Derecha: Distribución espacial de Alnus acuminata *dentro de la ecorregión de las Yungas, en las provincias del noroeste argentino, según datos del SIGA (ProYungas). Izquierda: Ubicación del sitio de medición correspondiente a la mayor parte del período de recolección de muestras: Universidad Nacional de San Luis (UNSL), Argentina, y estación meteorológica del Aeropuerto de San Luis. La estrella señala las coordenadas (latitud, longitud) del sitio. Fuente: Google Earth, QGIS 3.23.*

El objetivo de este trabajo es investigar el origen de los granos de polen pentaporados (con cinco poros) presentes en las muestras aerobiológicas, y los mecanismos por los cuales son transportados hasta la ciudad de San Luis.

10.2.2 Metodología

Como se mencionó previamente, las observaciones microscópicas y el análisis detallado de las características morfológicas de los granos de polen permitieron identificar los registros obtenidos en las muestras aerobiológicas, las cuales fueron efectuadas por investigadores de la Universidad de San Luis. La correspondencia de los granos con la especie *Alnus acuminata* fue corroborada mediante comparaciones con un atlas polínico (García et al., 2012) y consultas con especialistas de la Fundación Miguel Lillo (Tucumán, Argentina). En la provincia de Tucumán, el polen de esta especie

es muy frecuente durante el mismo período del año en que fue registrado en la ciudad de San Luis (García y Nitiu, 2012; García et al., 2021).

Se realizó un conteo aerobiológico de las muestras recolectadas entre los meses de julio y octubre de los años 2010, 2011, 2015, 2018 y 2019. Las muestras fueron obtenidas mediante un colector de partículas tipo Hirst, similar al que se utilizó en el Capítulo 10.1, específicamente el muestreador volumétrico Lanzoni VPPS 2000 (detallado en la Sección 3.1.1.3). El equipo fue instalado en la terraza del edificio de Rectorado de la Universidad Nacional de San Luis (33°17′58.3″S, 66°20′26.6″W; 711 m s. n. m.).

El colector volumétrico tipo Hist de la marca Lanzoni, aspira 10 litros de aire por minuto, emulando el funcionamiento del pulmón humano (Galán et al., 2007) (Figura 10.6). Cada semana se reemplazó el tambor y la cinta muestreada se cortó en siete segmentos diarios que, posteriormente, fueron montados en portaobjetos con gelatina glicerinada teñida con fucsina. La metodología de muestreo empleada en este estudio siguió lo establecido en el Manual de Gestión y Calidad de la Red Española de Aerobiología (Galán et al., 2007).

El número diario de granos de polen por metro cúbico de aire se determinó mediante microscopía óptica (CX-21 LED OLYMPUS®, Tokio, Japón) con un aumento de 400x. Se observaron cuatro transectas longitudinales completas, con el fin de ampliar el área de análisis y evitar problemas relacionados con la distribución no homogénea de los granos de polen en la muestra (Tormo-Molina et al., 1996).

Figura 10.6. Muestreador volumétrico Lanzoni VPPS 2000 en la terraza del edificio de la Facultad (UNSL).

Para investigar el origen de los granos de polen de *Alnus acuminata*, se determinaron trayectorias de masas de aire utilizando el modelo HYSPLIT (NOAA) (Draxler & Rolph, 2013) (Descripto en el Capítulo 3.3.1). El modelo HYSPLIT fue configurado para calcular retrotrayectorias con punto de llegada en la Universidad Nacional de San Luis, Argentina, a alturas de 500, 1000, 1500 y 2000 m a.g.l. (sobre el nivel del suelo), con una duración total de 48 horas (2 días) y una trayectoria cada dos horas. Estos cálculos se realizaron para días específicos de agosto-septiembre de 2010 y agosto de 2019, empleando el paquete de Python PYSPLIT (Cross, 2015). Los horarios están expresados en hora local de Argentina (UTC-3), por lo que, para convertir a UTC, se deben sumar 3 horas a la hora local.

También se elaboraron rosas de los vientos para comparar las direcciones predominantes durante los períodos de ocurrencia del polen analizado, obtenidas a partir de datos meteorológicos locales, con los resultados de las trayectorias de masas de aire. Para ello, se utilizaron datos de dirección y velocidad del viento provenientes de las estaciones meteorológicas de la Red de Estaciones Meteorológicas de la Provincia de San Luis (REM), específicamente de la estación ubicada en el Aeropuerto Brigadier Mayor César Raúl Ojeda, situada a 2,8 km al noroeste del centro de la ciudad de San Luis (donde se encuentra instalado el muestreador Lanzoni).

10.2.3. Resultados

10.2.3.1. Polen registrado en las muestras aerobiológicas de San Luis

Los granos de polen observados en las muestras aerobiológicas de San Luis fueron **zonoporados**, generalmente con **5 poros** y en raras ocasiones con 4, **isopolares** (con simetría entre los polos, es decir, sus dos extremos son equivalentes en forma y estructura) y **radiosimétricos** (con simetría radial, de modo que pueden dividirse en partes iguales desde el centro hacia afuera en cualquier dirección). Fueron **psilados** (con una superficie lisa, sin ornamentaciones visibles), de forma **poligonal en vista polar** (es decir, presentaban una forma de varios lados al ser observados desde el polo, como si se mirara desde arriba) y **oblato en vista ecuatorial** (achatados por los polos, como un elipsoide, cuando se observa de costado). Tenían un tamaño aproximado de 21 x 25 µm (base x altura del pólen). Presentaron un notable engrosamiento de la **intina**

(la capa interna de la pared del polen) bajo las aberturas, extendiéndose de poro a poro, denominado **oncus** (estructura engrosada bajo los poros; en plural, *onci*).

Figura 10.7. (Izquierda) Amentos masculinos de Alnus acuminata *en el árbol, estructuras colgantes que liberan polen para la polinización anemófila (transporte del pólen a través del viento). (Derecha) Imagen microscópica del polen de* Alnus acuminata *en vista polar, mostrando su forma poligonal característica con 5 poros. Imágenes tomadas de Chepstow-Lusty y Winfield, (2000)*

Considerando las características morfológicas observadas, el período del año en el que se registraron estos granos de polen, así como la verificación cruzada con información bibliográfica y datos proporcionados por investigadores del Instituto Miguel Lillo, se identificaron como *Alnus acuminata* Kunth. El polen de esta especie fue registrado en todos los años de muestreo durante el período de julio a octubre, especialmente en días coincidentes con episodios de vientos predominantemente del norte.

Los valores máximos diarios de concentración de granos de polen fueron de 7,02 granos/(m³ de aire*día) el 25 de agosto, y 7,56 granos/(m³ de aire*día) el 8 de septiembre, ambos durante el año 2010, con un promedio mensual máximo en agosto de ese mismo año de 2,21 granos/m³ de aire (Fig. 10.8). También es relevante destacar los tres días consecutivos del 19, 20 y 21 de agosto de 2019, donde se observaron concentraciones crecientes de polen: 3,24 granos/(m³ de aire*día) (19 de agosto), 3,78 granos/(m³ de aire*día) (20 de agosto) y 6,48 granos/(m³ de aire*día) (21 de agosto).

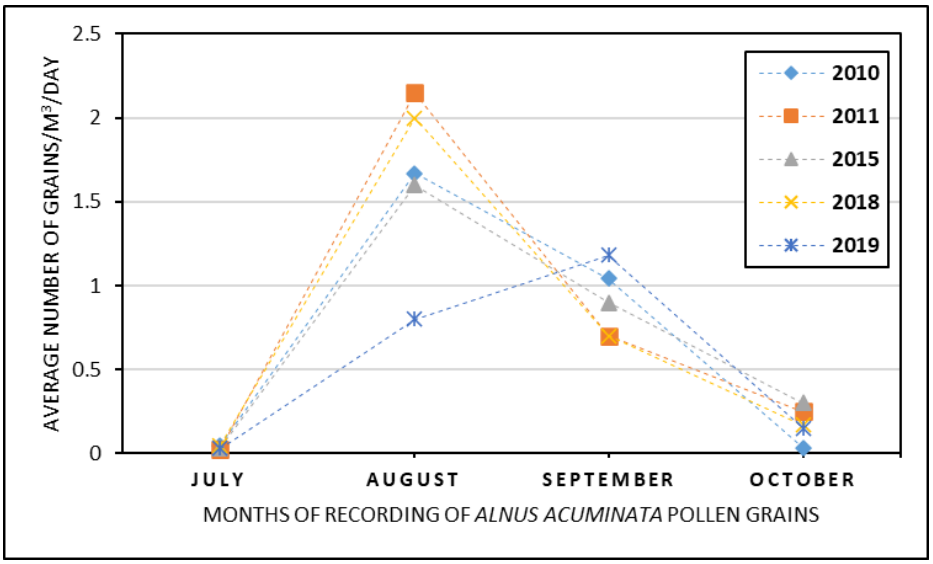


Figura 10.8. Promedio mensual de granos de polen de Alnus acuminata *por metro cúbico de aire en muestras aerobiológicas de la ciudad de San Luis. Los años indicados corresponden a aquellos con registros completos de las muestras aerobiológicas.*

Las condiciones meteorológicas influyen significativamente en los niveles de polen. Factores como el viento y la humedad pueden afectar considerablemente los recuentos de polen. García et al. (2021) afirman que la temperatura del aire tiene un efecto positivo sobre las concentraciones de polen arbóreo, mientras que la humedad relativa las afecta negativamente. Debido a su pequeño tamaño, ligereza y sequedad, los granos de polen son fácilmente transportados por el viento, lo que les permite mantenerse en suspensión y desplazarse a grandes distancias. Sin embargo, cuando el aire presenta alta humedad, especialmente después de precipitaciones, el polen absorbe humedad y se vuelve más pesado, lo que provoca que se deposite en el suelo.

En la Figura 10.9 (fila superior), se presentan los datos de concentración de polen de *Alnus* (medidos en granos de polen por metro cúbico de aire) junto con variables meteorológicas como la precipitación, temperatura y humedad relativa. A principios de agosto de 2010 (Figura 10.9.a) se registraron precipitaciones acompañadas de temperaturas bajas y valores de humedad relativa superiores al 60%. A mediados de agosto, cuando comenzaron a aumentar las concentraciones de polen de *Alnus*, la temperatura se incrementó mientras que los niveles de humedad descendieron por debajo de cierto umbral, y no se registraron nuevas precipitaciones. A comienzos de septiembre de 2010 se presentaron lluvias esporádicas y temperaturas bajas, junto con un leve aumento de la humedad durante la primera semana del mes. Sin embargo, a partir de la segunda semana no hubo precipitaciones, las temperaturas aumentaron, la

humedad descendió por debajo del 60% y las concentraciones de polen de *Alnus* en la ciudad de San Luis comenzaron a incrementarse.

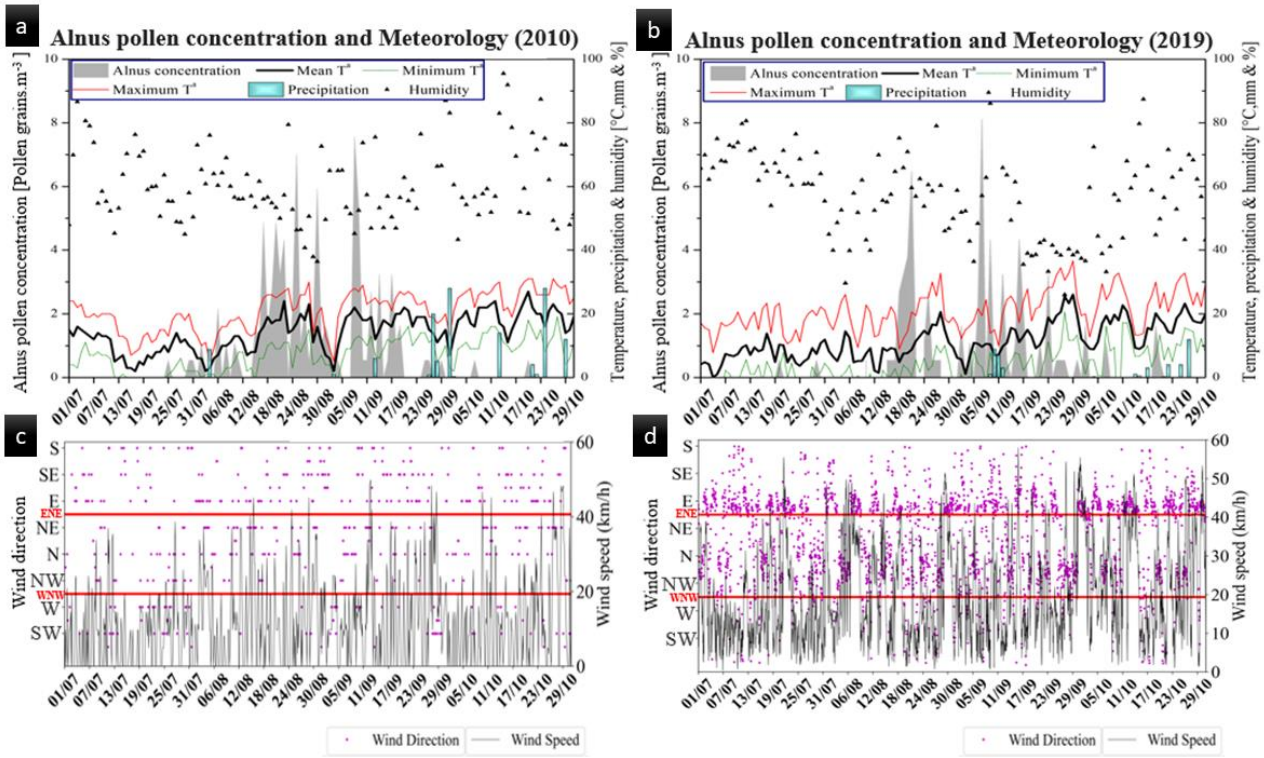


Figura 10.9. Condiciones meteorológicas durante los días en que se recolectaron muestras de polen en la Universidad Nacional de San Luis. Arriba: *Concentración diaria de polen de* Alnus acuminata *(granos de polen por m³ de aire), temperatura máxima, mínima y media, precipitación y humedad durante el período de estudio en San Luis en los años 2010 y 2019.*Abajo: *Dirección y velocidad del viento en 2010 y 2019. (Datos meteorológicos provistos por el Aeropuerto Brigadier Mayor César Raúl Ojeda).Direcciones del viento: N: Norte (0°), NE: Noreste (45°), ENE: Este-Noreste (67,5°), E: Este (90°), ESE: Este-Sureste (112,5°), SE: Sureste (135°), SSE: Sur-Sureste (157,5°), S: Sur (180°);direcciones opuestas: N: Norte (0°), NW: Noroeste (-45°), WNW: Oeste-Noroeste (-67,5°), W: Oeste (-90°), WSW: Oeste-Suroeste (-112,5°), SW: Suroeste (-135°), SSW: Sur-Suroeste (-157,5°), S: Sur (-180°).*

Hacia finales de septiembre y principios de octubre de 2010, se reanudaron las lluvias, aumentó la humedad y la presencia de polen de *Alnus* en las muestras disminuyó hasta

desaparecer. En general, se observó que en los días en que se detectó polen de *Alnus*, hubo precipitaciones mínimas, bajos niveles de humedad y temperaturas elevadas.

En agosto de 2019 (Figura 10.9.b) no se registraron precipitaciones durante todo el mes. Sin embargo, de manera similar a lo ocurrido en 2010, el polen de *Alnus* comenzó a detectarse desde mediados de agosto, con valores de humedad relativa que no superaron el 80%.

Respecto a la dirección del viento, debido a que durante el año 2010 los monitoreos de la estación meteorológica eran más esporádicos (cada 3 hs), no se observa un patrón claro con tendencia del Norte (Figura 10.9.c). A diferencia del año 2019 (Figura 10.9.d), donde la frecuencia de muestreo efectuado por la estación meteorológica del aeropuerto fue superior (cada 1 hr), observándose la predominancia de las direcciones del viento: Norte/Noroeste y Este.

10.2.3.2. Análisis del origen del polen mediante retrotrayectorias HYSPLIT

Se realizaron trayectorias retroceso con el modelo HYSPLIT para analizar el origen de las masas de aire y su evolución espacial y temporal durante los días previos y coincidentes con las mayores concentraciones de granos de polen de *Alnus acuminata* detectados en San Luis.

El análisis de origen se centró en los días en que se detectaron mayores concentraciones de polen de *Alnus* mediante observaciones microscópicas de las muestras recolectadas en San Luis. Estos días específicos fueron: 25 de agosto de 2010, 8 de septiembre de 2010, y los días consecutivos con concentraciones crecientes de granos de *Alnus* el 19, 20 y 21 de agosto de 2019.

- **25 de agosto de 2010**

Para el día 25 de agosto de 2010 y los días previos 23 y 24 de agosto de 2010, se observa un cambio notable en la dirección del viento durante el 25 de agosto con respecto a los días anteriores. De hecho, como se muestra en la Figura 10.10.a, durante los días 23 y 24 de agosto las masas de aire llegaron predominantemente a San Luis desde las direcciones sur y este, después de atravesar provincias argentinas sin bosques de *Alnus*.

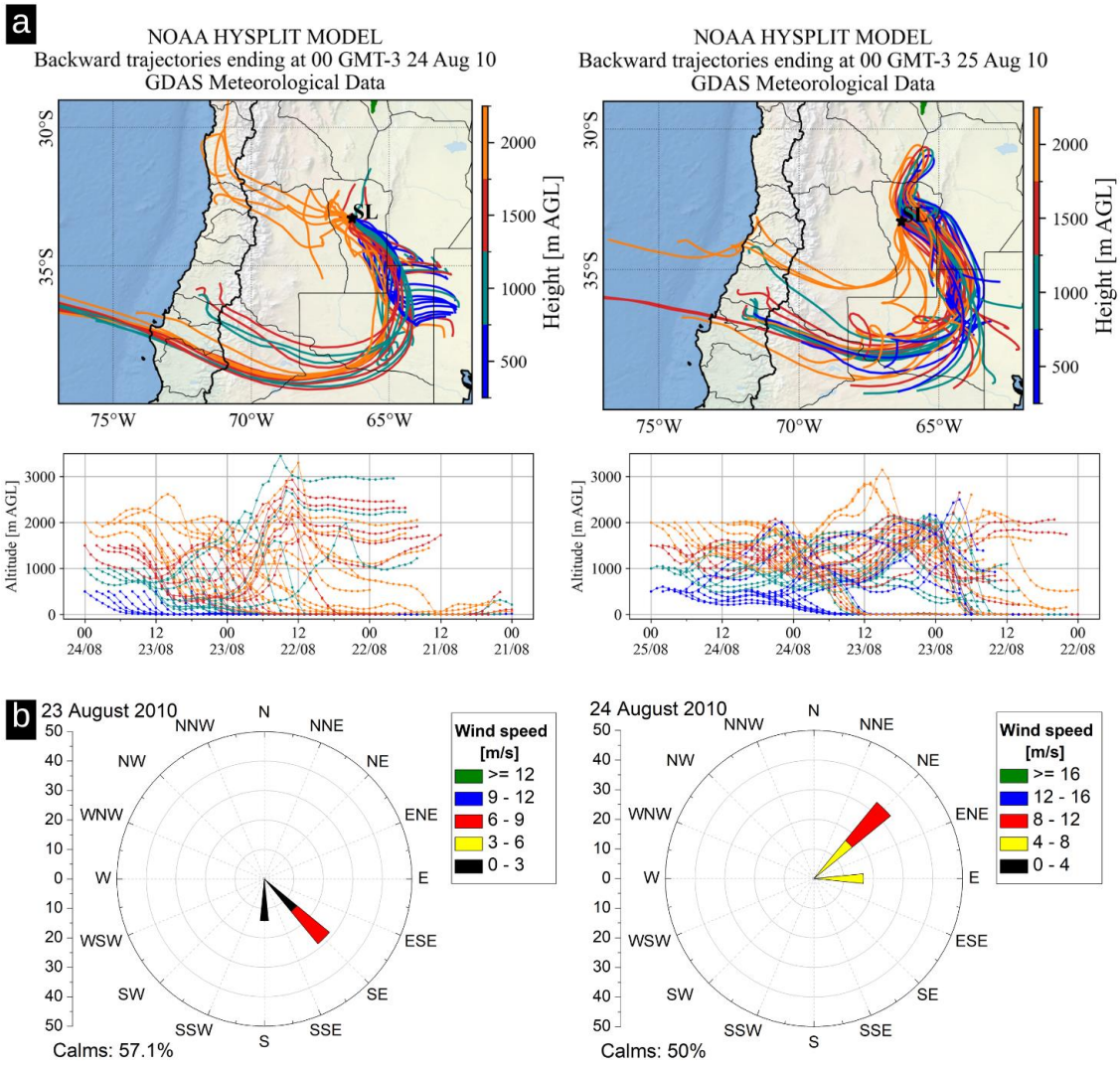


Figura 10.10. a.(superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 23 de agosto de 2010. Derecha: 24 de agosto de 2010.

Las rosas de los vientos elaboradas con los datos meteorológicos de San Luis coinciden con las trayectorias retroceso de HYSPLIT, indicando que los vientos predominaban desde la dirección sureste el 23 de agosto de 2010 (con velocidades máximas en el rango de 6 a 9 m/s), y desde la dirección noreste el 24 de agosto de 2010 (con velocidades máximas en el rango de 8 a 12 m/s). La dirección del viento continuó rotando en sentido antihorario, resultando en vientos predominantemente del norte el 25 de agosto de 2010, como se muestra en la Figura 10.11. a y b.

Las trayectorias de HYSPLIT ingresan a la provincia de San Luis luego de cruzar el límite entre las provincias de Córdoba, Catamarca y La Rioja (ver Figura 10.11), muy cerca de la ecorregión de las Yungas donde crecen los árboles de *Alnus acuminata* (Figura 10.5 - derecha). Por lo tanto, es factible y altamente probable que, durante el período del año en que se registraron los granos de polen de *A. acuminata* en San Luis, estos se encontraran dispersos en altas concentraciones en la zona mencionada, atravesada por las trayectorias retroceso de HYSPLIT, particularmente en el sur de la provincia de Catamarca, una de las provincias donde esta especie es nativa. Esto implica que, cuando el viento cambió hacia el norte, existió la probabilidad de que las masas de aire transportaran estos granos de polen alergénicos detectados en las muestras analizadas.

Se observó que algunas trayectorias que alcanzaban altitudes de 1500 y 2000 metros sobre el nivel del suelo (AGL) provenían del oeste. Sin embargo, para altitudes más bajas, la mayoría de las trayectorias tenían origen en el norte y se mantuvieron cercanas al suelo durante su recorrido.

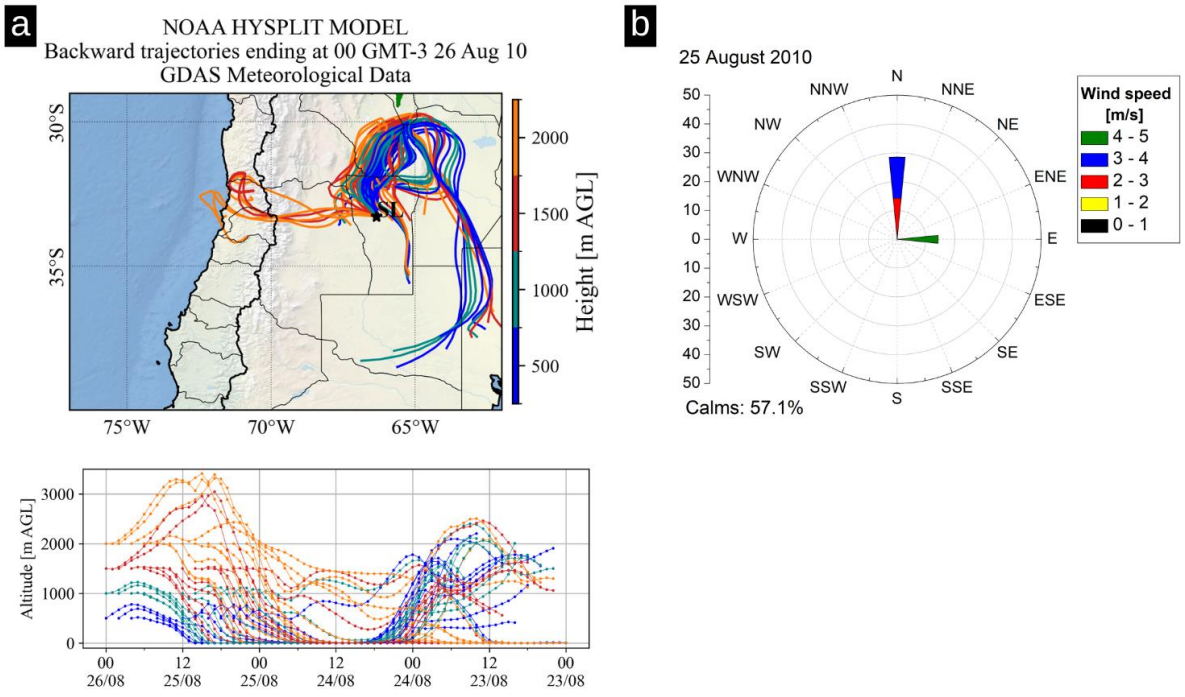


Figura 10.11. a.(superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional

de San Luis. b. Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Fecha: 25 de agosto de 2010.

- 8 de septiembre de 2010

Otra fecha en la que se registraron granos de polen de *Alnus acuminata* en San Luis fue el 8 de septiembre de 2010. Durante los días previos, 6 y 7 de septiembre, y también durante el mismo 8 de septiembre, las masas de aire llegaron desde el norte, mostrando un patrón similar al observado en la Figura 10.11.a (correspondiente al 25 de agosto de 2010) para la parte final de las trayectorias: desde el límite que bordea el norte de la provincia de Córdoba y el sur de las provincias de Catamarca y La Rioja, hasta el punto final en San Luis donde se realizaron las mediciones del polen.

Asimismo, el 5 de septiembre, muchas trayectorias de masas de aire también provinieron de dicha dirección, luego de que el viento cambiara desde las direcciones del sur que dominaron la situación el día anterior (4 de septiembre de 2010). Esto puede observarse en la Figura 10.12 (para los días 5, 6 y 7 de septiembre de 2010) y en la Figura 10.13 (para el 8 de septiembre de 2010, fecha en que se detectaron los granos de polen de *Alnus*).

En general, durante estas fechas, la mayoría de las trayectorias que arribaron a diferentes altitudes provinieron de niveles bajos de la atmósfera, especialmente durante las primeras 24 horas. En particular, el 8 de septiembre de 2010, las trayectorias mantuvieron altitudes inferiores a 2000 m AGL a lo largo de todo su recorrido.

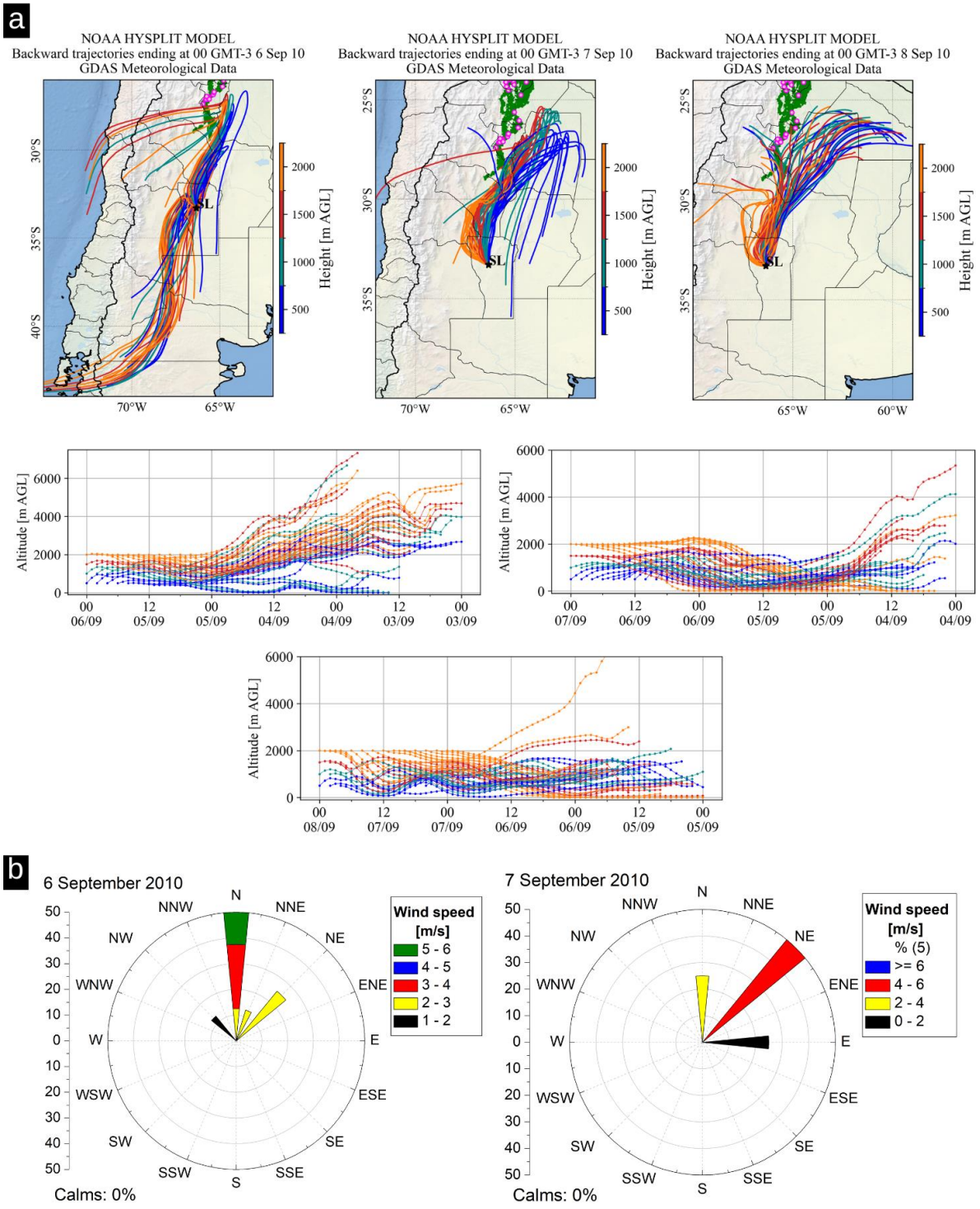


Figura 10.12. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus*, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Fechas: 5-7 de septiembre de 2010 (no*

se dispone de información del viento para el 5 de septiembre de 2010 en las estaciones meteorológicas de La Punta y Aeropuerto de San Luis).

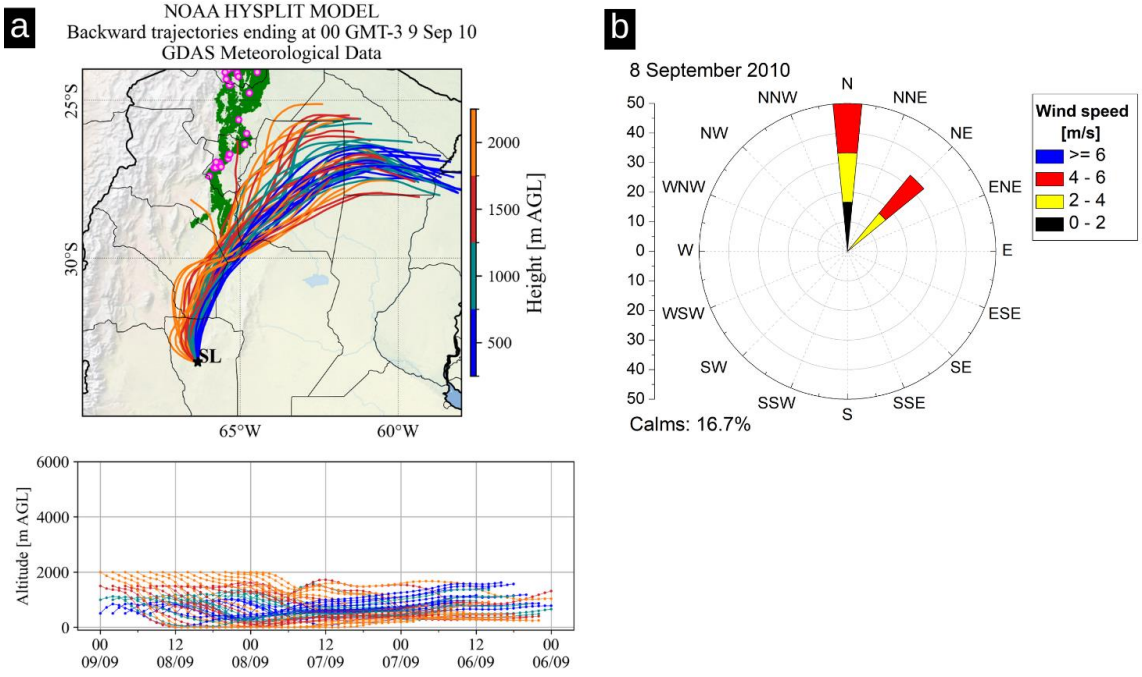


Figura 10.13. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus*, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Fecha: 8 de septiembre de 2010.*

Se seleccionaron algunas trayectorias de retroceso HYSPLIT que llegaron a San Luis el 8 de septiembre de 2010 y se investigó el horario en el que cruzaron el límite sur de la provincia de Catamarca. Se encontró que las masas de aire que arribaron al sitio de medición en San Luis entre las 4 y 14 horas, así como a las 22 horas del mismo día, habían cruzado el sur de Catamarca aproximadamente 10 horas antes. Esto aporta información sobre la dirección y la trayectoria de las masas de aire que transportaron los granos de polen de *Alnus acuminata* detectados en San Luis en esa fecha, probablemente originarios de la región sur de Catamarca.

Los granos de polen de *Alnus acuminata* detectados el 8 de septiembre de 2010 pueden interpretarse como resultado de varios días consecutivos (del 5 al 8 de septiembre) con un patrón de viento similar asociado a la llegada de esta especie polínica. Esto se evidencia en las trayectorias de retroceso HYSPLIT, que cruzaron la misma región aproximadamente 10 horas antes de arribar al sitio de muestreo en la ciudad de San Luis.

- **19, 20 y 21 de agosto de 2019**

Las trayectorias de retroceso HYSPLIT y el análisis del viento local para los días 17 y 18 de agosto de 2019, previos a la detección del polen de *Alnus acuminata* en San Luis, indicaron de manera consistente direcciones del viento que provenían de direcciones opuestas en relación con la ecorregión de las Yungas. Específicamente, el 17 de agosto los vientos que llegaron a San Luis provinieron mayormente del sur (S) y sur-suroeste (SSO), mientras que el 18 de agosto predominaron vientos del este (E) y noreste (NE), como se muestra en la Figura 10.14.

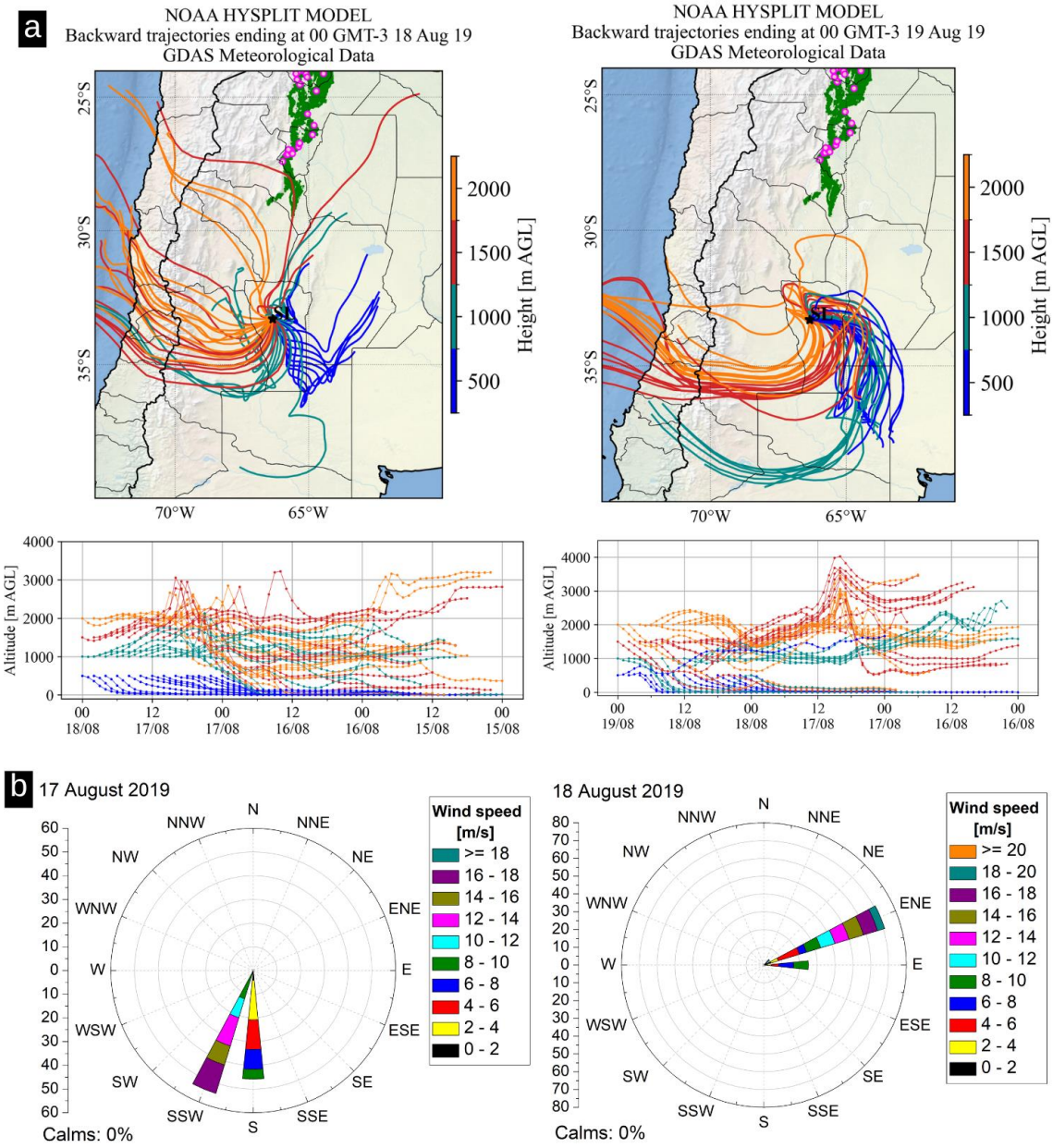


Figura 10.14. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus*, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis b. Rosas de los vientos que proporcionan información sobre la dirección de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 17 de agosto de 2019. Derecha: 18 de agosto de 2019.*

Las fechas del 19, 20 y 21 de agosto, correspondientes a concentraciones de granos de polen de *Alnus acuminata* que aumentaron progresivamente durante esos tres días,

presentaron un giro en la dirección de llegada del viento hacia el norte, tal como ocurrió en las otras fechas en las que se detectó polen de *Alnus*, ya analizadas previamente. Esta situación se ilustra en la Figura 10.15. Nuevamente, las trayectorias de las masas de aire arribaron a San Luis desde dirección norte, luego de cruzar el límite sur de la provincia de Catamarca o zonas cercanas.

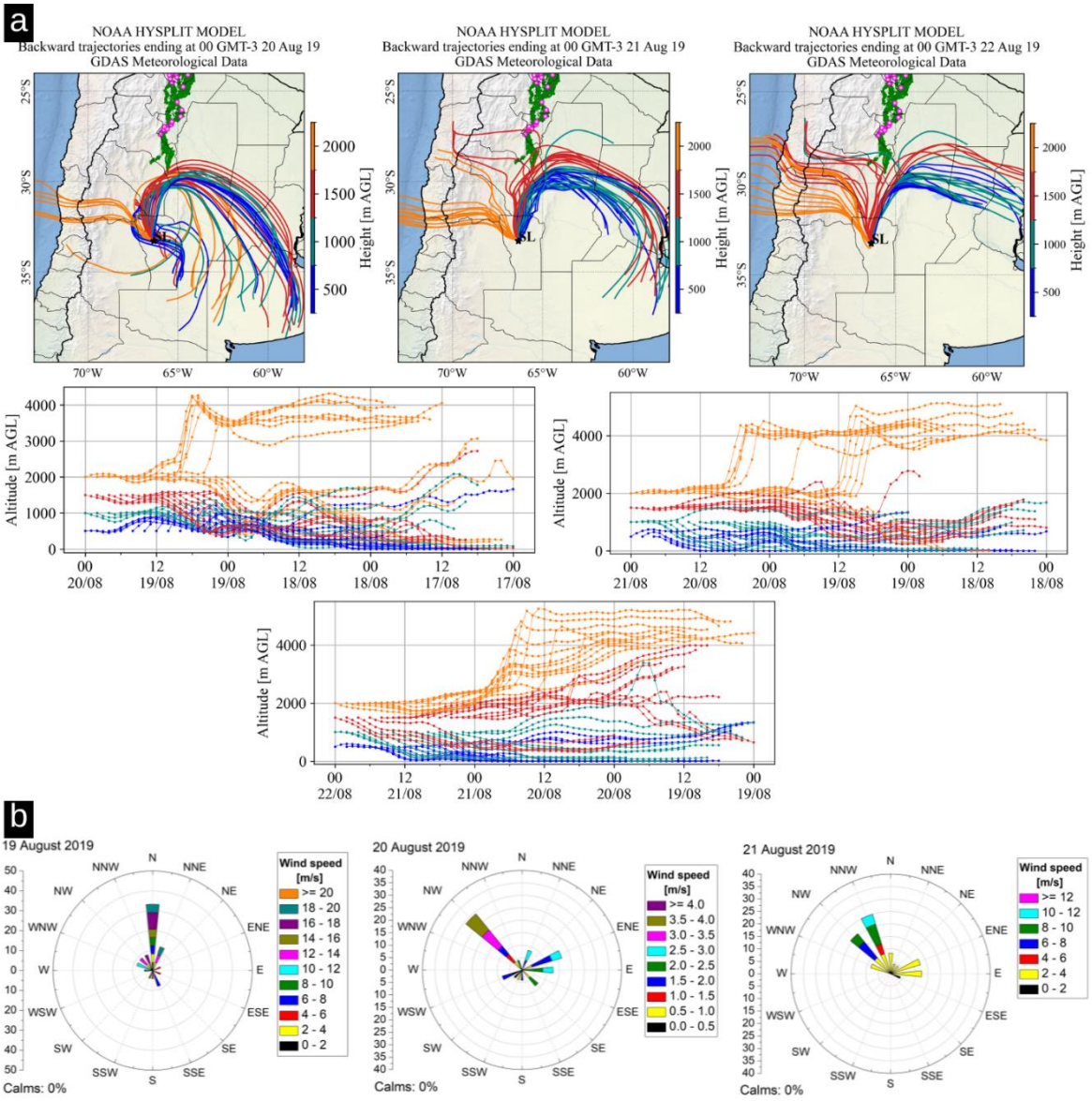


Figura 10.15. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus*, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que proporcionan información sobre la dirección*

de llegada y la velocidad del viento (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 19 de agosto de 2019. Centro: 20 de agosto de 2019. Derecha: 21 de agosto de 2019.

El estudio de la evolución espacio-temporal de las trayectorias HYSPLIT mostró que las que arribaron a San Luis el 19 de agosto de 2019 cruzaron el sur de la provincia de Catamarca 13 horas antes, mientras que las que llegaron el 20 de agosto atravesaron la misma región 16 horas antes.

- **5, 6 y 7 de septiembre de 2019**

Según lo observado en la Figura 10.16.a, existe una clara tendencia de las masas de aire a originarse en la región norte del país. Aunque la mayoría de las trayectorias no pasan directamente sobre las áreas fuente de *Alnus*, algunas sí lo hacen, particularmente aquellas que alcanzan altitudes elevadas, cercanas a los 2 km. Un dato interesante es que la mayoría de las trayectorias de retroceso, especialmente los días 6 y 7 de septiembre de 2019, transitaron a bajas altitudes (por debajo de 1 km) antes de llegar a San Luis.

El 5 de septiembre, los vientos predominantes provinieron del norte y noroeste, con velocidades mayoritarias entre 6 y 8 m/s. El 6 de septiembre, los vientos rotaron hacia el este y norte-noroeste, lo que podría haber limitado el transporte proveniente de las Yungas. Para el 7 de septiembre, los vientos presentaron múltiples componentes direccionales, predominando un flujo desde el este, aunque persistieron componentes del noreste y noroeste.

En general, los patrones de viento, con origen mayoritario en la región norte del país, pudieron haber facilitado el transporte de polen de *Alnus* hacia San Luis.

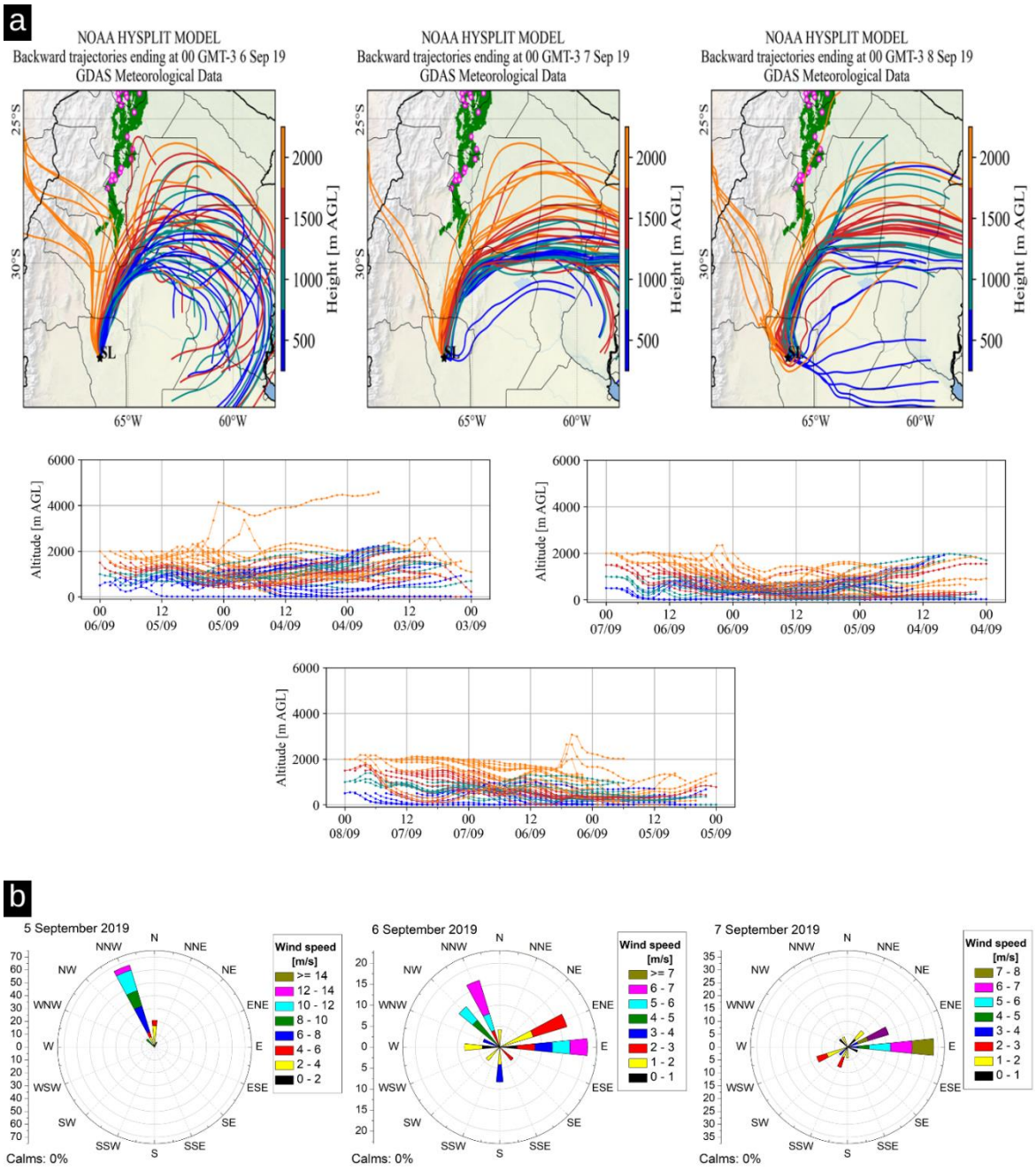


Figura 10.16. a) (superior) Retrotrayectorias calculadas con HYSPLIT. Los puntos en rosa indican las zonas de Alnus*, y el área en verde representa las Yungas. (inferior) Alturas alcanzadas por las retrotrayectorias, según el horario de inicio, correspondientes a trayectorias que arribaron a 2000, 1500, 1000 y 500 m AGL en la Universidad Nacional de San Luis. b) Rosas de los vientos que muestran la dirección y velocidad del viento de llegada (según datos meteorológicos locales). Izquierda: 5 de septiembre de 2019. Centro: 6 de septiembre de 2019. Derecha: 7 de septiembre de 2019.*

10.2.3 Discusión

Alnus acuminata pertenece al subgénero *Alnus*, cuyos taxones (unidades sistemáticas dentro de la clasificación biológica, como especies, subespecies o variedades) presentan predominantemente polen con 4 a 5 poros, y su polinización es anemófila (dispersión del polen a través del viento para alcanzar los órganos reproductivos femeninos). En el caso de *A. acuminata*, ocasionalmente puede presentar entre 3 y 7 poros (Leopold et al., 2012). Su polen es isopolar (con simetría similar en ambos polos), radiosimétrico (con simetría radial, es decir, se ve igual desde varios ángulos alrededor de un eje central), y presenta una forma poligonal en vista polar (forma de varios lados cuando se observa desde el polo), con un diámetro que varía entre 23 y 28 µm. Posee una intina delgada con un pequeño oncus (engrosamiento localizado de la intina debajo del poro); la exina (capa externa de la pared del grano de polen) se encuentra engrosada en las aberturas aspídicas (poros sin estructuras especializadas alrededor), formando un vestíbulo (espacio o cavidad resultante de dicho engrosamiento). El polen es tectado (con una capa externa continua sobre la exina) y psilado (superficie lisa, sin ornamentaciones), observable con microscopía óptica. La exina tiene un grosor aproximado de 1,5 µm, engrosándose en los circunporos (zonas que rodean los poros). Estas características coinciden con las observadas en los granos de polen registrados en las muestras de San Luis, donde generalmente presentaban 5 poros y, en raras ocasiones, 4; además, sus diámetros oscilaron entre 21 y 25 µm, alineándose con las descripciones de la especie realizadas por García et al. (2012). La distribución altitudinal de *A. acuminata* se ubica entre 1,500 y 3,500 msnm, ocupando zonas montañosas desde México hasta el norte de Argentina (POWO, 2023). En Argentina, forma bosques en las provincias de Catamarca, Jujuy, Salta y Tucumán, en un rango altitudinal entre 1,500 y 2,000 msnm, y no se encuentra creciendo espontáneamente en las provincias del Centro-Oeste (IBODA, 2023).

Diversos autores consideran el polen como un bioindicador ambiental (Wolters & Martens, 1987; Comtois & Schemenauer, 1991; Iannotti et al., 2000; Gottardini et al., 2004). En aerobiología, las partículas transportadas por masas de aire a grandes distancias pueden servir para inferir el origen y la trayectoria del polen. La región geográfica de origen de los granos de polen ha sido determinada mediante trayectorias inversas de masas de aire en múltiples estudios (Comtois & Schemenauer, 1991; Gassmann & Pérez, 2006; Pérez et al., 2009; Fernández-Rodríguez et al., 2014). El polen de *Alnus acuminata* puede viajar hasta 600 km desde su lugar de origen. En el caso del transporte hacia San Luis, la distancia recorrida supera los 400 km.

En cuanto a la concentración promedio diaria de granos por metro cúbico de aire, y conforme a los umbrales establecidos en el Manual de Calidad y Gestión de la Red Española de Aerobiología (REA) (Galán et al., 2007), se consideró que la concentración fue baja. Según estos autores, el polen tipo *Alnus* se encuentra dentro del Grupo 3, con registros que van desde 1 hasta 30 granos/m³ de aire. Esta especie, al igual que otras del género, es conocida por su capacidad para provocar alergias y, adicionalmente, puede causar reactividad cruzada con otras especies de la familia Betulaceae, como *Betula pendula* Roth (Odongo et al., 2015). La detección de su presencia en muestras aerobiológicas es fundamental para las personas sensibles a este tipo de polen.

10.2.4 ***Conclusiones***

Se aceptan las hipótesis de trabajo propuestas. Se concluye que el polen registrado en las muestras aerobiológicas de San Luis durante los años de muestreo analizados (2010 y 2019), y analizado mediante trayectorias inversas de masas de aire, corresponde a *Alnus acuminata* y muy probablemente se originó en la región noroeste del país. Esto sigue los patrones de trayectorias de masas de aire hacia la región centro-oeste de Argentina, alcanzando la ciudad de San Luis durante períodos con vientos predominantes del sector norte.

Aunque las concentraciones diarias de polen registradas en el período analizado no superaron los umbrales establecidos como de riesgo significativo para la salud (<10 granos de polen de Alnus/m³ de aire), no se descarta que individuos altamente sensibilizados puedan experimentar síntomas de polinosis, incluso ante exposiciones bajas, como las observadas en la ciudad de San Luis (ya que algunas alcanzaron valores cercanos al umbral, por ej. 8 granos de polen de Alnus/m³ de aire). Se identificó una asociación entre la presencia de vientos del norte y la ocurrencia de granos de polen de *Alnus acuminata* durante los meses de agosto (2010 y 2019) y septiembre (2010), lo cual sugiere un patrón de transporte atmosférico recurrente. Este hallazgo representa una señal de atención para la vigilancia aerobiológica y sanitaria, especialmente en poblaciones susceptibles, con el fin de anticipar posibles impactos en la salud durante estos eventos.

Cuando se detectaron los valores máximos de concentración de polen de *Alnus acuminata* en San Luis (específicamente en agosto de 2010), se observó de manera recurrente el mismo patrón de trayectorias de masas de aire, tanto el día de máxima

concentración como en uno o más días previos. Así, algunas horas antes de la llegada de las masas de aire al sitio de medición en San Luis, estas cruzaron zonas de varias provincias argentinas: Santiago del Estero, Catamarca, Córdoba y La Rioja.

El registro de polen de esta especie en la atmósfera de San Luis constituye el primer registro para *Alnus acuminata* en la región centro-oeste de Argentina y confirma su capacidad de dispersión a largas distancias. En cuanto a las variables meteorológicas analizadas, se concluye que en los días en que se detectó polen de *Alnus* en la ciudad de San Luis prevalecieron condiciones de altas temperaturas, baja humedad relativa y escasas precipitaciones, en comparación con los días sin detección de polen. Esta observación respalda la teoría de que las concentraciones de polen en el aire aumentan en ausencia de precipitaciones, con baja humedad y temperaturas elevadas.

11 . DISCUSIÓN FINAL Y APLICACIONES

A lo largo de esta tesis se desarrolló un software específico para el análisis morfológico de partículas a partir de imágenes SEM, y se realizaron campañas de muestreo de aerosoles en distintos entornos urbanos y rurales. Las muestras de material particulado recolectadas en tierra fueron analizadas en relación con variables meteorológicas, posibles fuentes emisoras y datos obtenidos mediante herramientas satelitales. A partir de esta integración metodológica, se arribó a los siguientes hallazgos principales:

- **Mayor carga de aerosoles y gases en áreas urbanas**, presentando concentraciones de PM2.5, NO_2 (VCD_{trop}) y CO (VCD) superiores a las de zonas rurales, reflejo de una mayor densidad de fuentes antropogénicas. Sin embargo, **los incendios del Delta del Paraná y del noreste argentino pueden revertir esta relación**, transportando material particulado hacia áreas rurales, especialmente cuando las trayectorias de las masas de aire permiten su advección hacia zonas rurales.
- Las precipitaciones colaboran con la **deposición húmeda** de material particulado, disminuyendo la carga de aerosoles en el ambiente. Dicho acontecimiento se observó principalmente en las mediciones hechas en Rosario centro con el equipo GRIMM 1.109.
- Se observó una **correlación positiva entre NO_2 y PM2.5**, especialmente en contextos de transporte de contaminantes asociados a incendios, reforzando el rol del NO_2 como trazador útil para eventos de quema, principalmente cuando éstos alcanzan magnitudes importantes, dando lugar a elevadas concentraciones de dicho gas, y cuando se encuentran en las cercanías de los sitios analizados. Por su parte, el CO mostró ser un trazador adecuado de incendios más lejanos, debido a su menor reactividad y, por consiguiente, su mayor tiempo de vida en la atmósfera.
- Durante los periodos de mayor actividad de incendios, particularmente en el invierno de 2022, las concentraciones de PM2.5 en Rosario y zonas rurales **superaron el límite diario de 15 µg/m³ establecido por la OMS**, alcanzando niveles que implican **riesgo sanitario**, incluso fuera de áreas urbanas. La exposición a estos picos puede generar efectos agudos en la salud respiratoria y cardiovascular, especialmente en poblaciones vulnerables como niños, adultos mayores y personas con enfermedades preexistentes. Estos resultados

refuerzan la necesidad de **sistemas de alerta temprana y políticas de prevención** ante eventos de quema recurrentes.

- Durante el período del 13 al 23 de abril de 2023, en ausencia de incendios en el Delta del Paraná, se constató que las concentraciones de PM2.5 en el centro de Rosario **se mantuvieron por debajo del límite diario de 15 µg/m³ establecido por la OMS**. Este intervalo representa un período de referencia "limpio", útil para contrastar con eventos contaminantes. Además, se observó una **leve tendencia inversa entre el PM2.5 y las precipitaciones**, lo que sugiere que **las condiciones meteorológicas favorables contribuyeron a la dispersión y remoción del material particulado**. Este comportamiento confirma el papel regulador del clima local sobre la calidad del aire en ausencia de fuentes emisoras intensas.
- Se comprobó un **aumento significativo en las concentraciones de aerosoles durante el período nocturno** en el centro de Rosario, patrón que también se observó en la abundancia de bioaerosoles registrados en el IFIR durante las campañas de muestreo. De forma consistente, las mediciones realizadas durante la noche en el Observatorio Pierre Auger evidenciaron valores elevados de material particulado. Estos incrementos nocturnos **se correlacionaron con valores bajos de la altura de la Capa Límite Planetaria** (PBLH), lo que sugiere una menor dispersión vertical de los contaminantes durante la noche y una mayor acumulación cercana a la superficie.
- En sitios rurales como el **Observatorio Pierre Auger** (Malargüe), se observó que las altas velocidades del viento pueden provocar la **resuspensión de partículas finas** (PM2.5), alcanzando concentraciones de hasta **300 µg/m³**. Este fenómeno tiene **implicancias directas en el funcionamiento de los detectores de fluorescencia** (FD) del observatorio, que colaboran en la detección de partículas cósmicas ultraenergéticas.

  La luz de fluorescencia que detectan los FD atraviesa kilómetros de atmósfera antes de llegar al telescopio. Si hay aerosoles en suspensión (como el PM2.5), esta luz puede ser atenuada por: Dispersión (se desvía) y/o Absorción (se pierde).

  Si no se corrige adecuadamente esa atenuación, los FD pueden subestimar la cantidad de luz real producida por la cascada de partículas, lo que lleva a errores en la estimación de la energía del evento cósmico.

  Aunque los detectores de superficie (SD) no dependen de la luz, sino que miden las partículas que llegan al suelo, también pueden verse afectados de forma indirecta. Esto ocurre porque la energía estimada por los FD se usa para calibrar

los SD (a través de eventos detectados por ambos sistemas en simultáneo). Si la luz medida por los FD está atenuada por aerosoles y no se corrige correctamente, entonces los SD quedarán mal calibrados, afectando todas las mediciones que hagan de forma independiente después.

Por eso, comprender y monitorear la variabilidad de los aerosoles en el sitio de Malargüe resulta clave para garantizar la calidad y precisión de los datos científicos de este Observatorio de rayos cósmicos.

- El sitio de telescopios de fluorescencia de Los Leones es el que presenta **los valores medios mensuales más elevados de AOD** en la serie temporal analizada entre 2016 y 2024. Este comportamiento se correlaciona con la **presencia de suelos limosos**, que, por su textura fina y escasa cohesión, **son fácilmente erosionables y susceptibles a la resuspensión eólica**, especialmente durante períodos de viento intenso o baja cobertura vegetal. Esta condición edáfica puede actuar como fuente natural de aerosoles minerales, contribuyendo a la mayor carga óptica observada en la atmósfera sobre esa región.
- La **frecuencia de incendios en el entorno del Observatorio Pierre Auger ha disminuido notablemente desde el año 2022**, lo que se refleja en una **reducción significativa de la variabilidad mensual del AOD**. Esta disminución de fuentes emisoras transitorias ha permitido observar una señal de aerosol más estable, dominada por procesos naturales locales, como la resuspensión por viento. La menor influencia de eventos de quema también facilita la identificación de patrones de fondo en la carga de aerosoles y mejora la calidad de los datos para aplicaciones científicas sensibles, como la calibración atmosférica de los detectores de fluorescencia.
- Durante los meses de junio a septiembre de 2016 se registraron concentraciones bajas de esporas en la terraza del Instituto de Física Rosario, con predominio del género ***Cladosporium***. La concentración diaria máxima de este género se detectó el 6 de julio de 2016, con un valor de 896,75 esp./m³ de aire, es decir, aproximadamente tres veces menor que el umbral de alergenicidad de 3.000 esp./m³ de aire propuesto por Bagni et. al. (1977), lo que sugiere un riesgo bajo para personas sensibles a este tipo de bioaerosoles durante el período muestreado.
- Se observó que el **polen del Alnus Acuminata** detectado en San Luis, principalmente en los meses agosto y septiembre, puede tener origen en Las Yungas del Noroeste de Argentina y desplazarse largas distancias hasta llegar a la zona Centro-Oeste del país.

Finalmente, esta tesis contribuye con una base de datos robusta y una metodología replicable, que integra herramientas satelitales, modelos atmosféricos y monitoreo en campo, útil tanto para estudios científicos como para la formulación de políticas públicas de gestión de la calidad del aire. Su valor radica en conectar escalas locales con procesos regionales y globales, demostrando que incluso zonas sin grandes emisiones propias pueden ser afectadas por el transporte a larga distancia. Este trabajo consolida una mirada actualizada sobre la complejidad del comportamiento de los aerosoles en Argentina.

Este estudio representa un avance hacia el cumplimiento de los objetivos generales planteados en el plan de trabajo de beca y doctorado. En un contexto donde la información sobre aerosoles en Argentina es escasa, especialmente en la ciudad de Rosario y alrededores, esta tesis aporta conocimiento novedoso que contribuye a ampliar el conocimiento disponible sobre el potencial origen y transporte de aerosoles, así como también su presencia tanto en sitios rurales como urbanos, bajo diferentes escenarios. Se logró identificar y explicar, mediante la integración de datos in situ y satelitales, el origen y el comportamiento de los aerosoles en situaciones contrastantes: desde eventos de alta contaminación asociados a incendios y resuspensión eólica, hasta períodos de referencia limpios con bajas concentraciones. Esto permitió analizar la incidencia de variables meteorológicas y de fuentes de emisión en la dinámica atmosférica regional, con énfasis en el Gran Rosario y en el Observatorio Pierre Auger.

En términos de aplicaciones, los resultados refuerzan la importancia de los sistemas de alerta temprana y de prevención frente a episodios de quema y a la resuspensión eólica, con implicancias directas en la salud pública y en la gestión ambiental. Asimismo, los hallazgos vinculados al Observatorio Pierre Auger destacan la relevancia del monitoreo atmosférico para mejorar la calibración y precisión de las mediciones en astropartículas, un área en la que la calidad del conocimiento sobre aerosoles resulta determinante.

Como perspectiva futura, se destaca la necesidad de incrementar la continuidad y cobertura de los sistemas de monitoreo de material particulado, tanto en áreas urbanas como rurales. En particular, la implementación de observaciones permanentes en el Gran Rosario, ampliará la capacidad de diagnóstico y seguimiento de la calidad del aire, facilitando su aplicación en salud ambiental, políticas de gestión y estudios interdisciplinarios. De igual modo, sería valioso extender estos esfuerzos a otras regiones del país, para avanzar en la construcción de una red nacional de observación de aerosoles que permita evaluar su impacto no sólo en la población, sino también en procesos climáticos y en la observación científica de partículas cósmicas.

PUBLICACIONES

- PUBLICACIONES EN REVISTAS (JOURNALS)

1) Binet, M. V., Micheletti, M. I., & Piacentini, R. D. (2024). Propagation of NO_2 originated in intense fires in the Paraná River Delta analyzed from satellite observations. *Advances in Space Research, 74*(2), 682–694. https://doi.org/10.1016/j.asr.2024.04.030

2) Binet, M. V., Piñol, G. A., Valle Seijo, M. F., Micheletti, M. I., & Piacentini, R. D. (2026). Air quality affected by biomass burning at the Paraná River Delta on rural and industrial coastal areas of greater Rosario, Argentina. *Atmospheric Pollution Research, 17*(1), 102712. https://doi.org/10.1016/j.apr.2025.102712

- PUBLICACIONES ASOCIADAS A CONGRESOS (PROCEEDINGS)

1) Binet, M. V., Micheletti, M. I., Piñol, G., Piacentini, R. D., & Valle Seijo, M. F. (2023). *Impactos en la calidad del aire de Fighiera y San Lorenzo durante el período crítico de incendios en las islas del Delta del Paraná*. En *Compendio de resúmenes JJI-AUGM* (p. 524). AUGM. ISBN 978-99953-59-19-5.

2) Binet, M. V., Piñol, G. A., Micheletti, M. I., & Piacentini, R. D. (2022). *Estudio de incendios en la Patagonia argentina e islas del Delta del Paraná y análisis de su influencia en las ciudades de Buenos Aires y Rosario durante diciembre 2021-enero 2022*. En *Libro de resúmenes extendidos del CONGREMET 2022* (pp. 172–174). Asociación Argentina de Meteorología.

3) Piñol, G. A., Binet, M. V., Carreras, H. A., Grosso, M. M., Micheletti, M. I., & Valle Seijo, M. F. (2025). *Evaluación de la calidad del aire a partir de muestreos en tierra y datos satelitales: Situación en el Gran Rosario*. 32º Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM. Trabajo aceptado para publicar en noviembre 2025 en *Compendio de resúmenes JJI-AUGM*.

INFORMES TÉCNICOS

1) Almeida Cheminant, K., Bhatta, G., Binet, V., Borodai, N., Merkel, E., & Seyffert, Y. (2022). *FD Shift Report: December 15th, 2022 to December 30th, 2022* [Informe técnico interno]. Pierre Auger Collaboration.

TRABAJOS PRESENTADOS EN CONGRESOS Y SEMINARIOS

1) Piñol, G.A., Binet M. V., Valle Seijo M.F., Micheletti, M.I., Grosso, M.M., Carreras H.A., "*Calidad de aire en Fighiera y Pueblo Esther con y sin eventos de quemas cercanos*", Jornadas de Ciencias, Tecnologías e Innovación 2024, Universidad Nacional de Rosario. Rosario, 24-25 de octubre, 2024.

2) Micheletti, M. I., Piñol, G., Binet, M. V., Valle Seijo, M. F., Grosso, M., Carreras, H. "*Análisis de contaminantes atmosféricos en una localidad rural situada al sur del Gran Rosario, durante distintas estaciones del año; evaluación del efecto de incendios cercanos"*. 109ª Reunión Anual de la Asociación de Física Argentina (AFA), San Luis, 17-20 de septiembre, 2024.

3) Binet, M.V., Micheletti, M.I., Piñol, G.A., Piacentini, R.D., Valle Seijo, M.F. *"Impactos en la calidad del aire en Fighiera y San Lorenzo durante el período crítico de incendios en el Delta del río Paraná"*. Trigésima edición de las Jornadas de Jóvenes Investigadores de la Asociación de Universidades Grupo Montevideo. Asunción, Paraguay, 11–13 de octubre de 2023.

4) Novara, I., Piñol, G.A., Valle Seijo, M.F., Binet, M.V., Freire, M., Piacentini, R.D., Micheletti, M.I. *"Esporas presentes en el sitio Rosario durante el invierno de 2016"*. Jornadas de Ciencia, Tecnología e Innovación 2023, Universidad Nacional de Rosario. Rosario, 19–20 de octubre de 2023.

5) Micheletti, M.I., Piñol, G.A., Valle Seijo, M.F., Binet, M.V., Carreras, H.A., Grosso, M. *"Calidad del aire en sitios del Gran Rosario durante eventos de quema en el Delta del río Paraná: análisis de mediciones in situ y datos satelitales"*. 108ª Reunión de la Asociación Física Argentina. Bahía Blanca, 19–22 de septiembre de 2023.

6) Binet, M.V., Piñol, G.A., Micheletti, M.I. *"Estudio de incendios en la Patagonia argentina y en el Delta insular del río Paraná y análisis de su influencia en las ciudades de Buenos Aires y Rosario durante diciembre-enero de 2022"*. CONGREMET XIV (Congreso Argentino de Meteorología), organizado por el Centro Argentino de Meteorólogos. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 7–11 de noviembre de 2022.

7) Binet, M.V., Micheletti, M.I. *"Análisis de la incidencia de emisiones industriales e incendios en las masas de aire que arribaron a Rosario y Fighiera durante febrero de 2022"*. Jornadas de Ciencia, Tecnología e Innovación 2022, Universidad Nacional de Rosario. Rosario, 27–28 de octubre de 2022.

8) Binet, M.V., Micheletti, M.I. *"Análisis de la influencia potencial de aerosoles de origen industrial en las masas de aire que arribaron a la ciudad de Rosario y áreas circundantes"*. 107ª Reunión de la Asociación Física Argentina. Bariloche, 27–30 de septiembre de 2022.

9) Binet, M.V., Micheletti, M.I., Valle Seijo, M.F., et al. *"Estudio de inhomogeneidades horizontales de aerosoles en el Observatorio Pierre Auger a través del análisis de mediciones in situ y datos satelitales"*. Reunión Internacional de la Colaboración Auger (modalidad mixta: presencial en Malargüe y virtual sincrónica). *Informe de Estado – Tarea de Monitoreo Atmosférico*. 13–18 de marzo de 2022.

10) Binet, M.V., Micheletti, M.I., et al. *"Correlación entre datos satelitales de AOD y mediciones in situ de concentraciones de aerosoles en el Observatorio Pierre Auger"*. Reunión (virtual sincrónica por la pandemia) de la Tarea de Condiciones Atmosféricas de la Colaboración Internacional Pierre Auger, 13 de diciembre de 2021.

11) Valle Seijo, M.F., Binet, M.V., Piñol, G., Novara, I., Micheletti, M.I. *"Análisis de opciones para el muestreo de PM2.5 en un área natural afectada por incendios sin suministro eléctrico convencional"*. 106ª Reunión Nacional de la Asociación Física Argentina (AFA), organizada por la filial Córdoba en modalidad virtual, 12–15 de octubre de 2021.

12) Piñol, G., Valle Seijo, M.F., Binet, M.V., Micheletti, M.I. *"Evaluación del impacto de los incendios en las islas del río Paraná y del uso del suelo en la calidad del aire de sitios del Gran Rosario ubicados de norte a sur en zonas cercanas a la costa"*. 106ª Reunión Nacional de la Asociación Física Argentina (AFA), organizada por la filial Córdoba en modalidad virtual, 12–15 de octubre de 2021.

13) "Impactos en la calidad del aire de Fighiera y San Lorenzo durante el período crítico de incendios en las islas del Delta del río Paraná". Seminario dictado por la doctorando en el Instituto de Física de Rosario, Rosario, Argentina, noviembre de 2023.

BIBLIOGRAFÍA

Aab, A., Abreu, P., Aglietta, M., Ahlers, M., Ahn, E. J., et al. (2014). Origin of atmospheric aerosols at the Pierre Auger Observatory using studies of air mass trajectories in South America. Atmospheric Research, 149, 120-135. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.05.021

Achad, M., López, M. L., Ceppi, S., Palancar, G. G., Tirao, G., & Toselli, B. M. (2014). Assessment of fine and sub-micrometer aerosols at an urban environment of Argentina. *Atmospheric Environment, 92,* 522-532. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.001

Ahuja, M. S., Paskind, J., Houck, J. E., & Chow, J. C. (1989). Design of a study for the chemical and size characterization of particulate matter emissions from selected sources in California. In J. G. Watson (Ed.), *Transactions: Receptor models in air resources management* (pp. 145–158). Pittsburgh, PA: Air & Waste Management Association.

Administración de Parques Nacionales de Argentina. (s.f.). *Paisaje Delta del Río Paraná*. Recuperación sustentable de paisajes y medios de vida en Argentina. https://www.argentina.gob.ar/parquesnacionales/recuperacion-sustentable-de-paisajes-y-medios-de-vida-en-argentina/alcance-6.

Allekotte, I., Bauleo, P., Bonifazi, C. B., Ceballos, A., Fick, B., et al. (2002). Site survey for the Pierre Auger Observatory. *Journal of Physics G: Nuclear and Particle Physics, 28*(6), 1499–1509.

American Academy of Allergy, Asthma & Immunology (AAAAI). (n.d.). Pollen Defined. Recuperado de https://www.aaaai.org/tools-for-the-public/allergy,-asthma-immunology-glossary/pollen-defined

Andreae, M.O., & Crutzen, P.J. (1997). Atmospheric aerosols: biogeochemical sources and role in atmospheric chemistry. *Science*, 276(5315), 1052–1058

Andreae M.O., Rosenfeld D. (2008). Aerosol-cloud-precipitation interactions. Part 1. The nature and sources of cloud-active aerosols. *Earth-Sci. Rev.* 89:13–41

Argañaraz, J. P., Gavier Pizarro, G., Zak, M., et al. (2015). Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology, 11*, 55–73. https://doi.org/10.4996/fireecology.1101055

Astrada, E., Bó, R. F., Bolkovic, M. L., Courtalón, P., Donadille, G., et al. (2010). En D. E. Blanco & F. M. Méndez (Eds.), Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico (pp. 12). Fundación para la

Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International. ISBN 978-987-24710-3-3.

Aumont, O., Bopp, L., and Schulz, M. (2008). What does temporal variability in aeolian dust deposition contribute to sea-surface iron and chlorophyll distributions?. Geophys. Res. Lett., 35(7), L07607, doi:10.1029/2007GL031131.

Avino, P., Casciardi, S., Fanizza, C. and Manigrasso, M. (2011). Deep Investigation of Ultrafine Particles in Urban Air. *Aerosol Air Qual. Res.* 11: 654-663. https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.10.0086

Bae, S.Y., Woo, J., Park, R.J. & Kim, Y.P. (2012) Effects of belowcloud scavenging on the regional aerosol budget in East Asia. Atmospheric Environment, 58, 14–22.

Bagni, B., Davies, R. R., Mallea, M., Nolard, N., Spieksma, F. T., & Stix, E. (1977). Sporenkonzentrationen in Städten der Europäischen Gemeinschaft (EG). II. Cladosporium und Alternaria Sporen. *Acta Allergologica*, 32(2), 118–138.

Balkanski, Y., Schulz, M., Claquin, T., & Guibert, S. (2007). Reevaluation of mineral aerosol radiative forcings suggests a better agreement with satellite and AERONET data. *Atmospheric Chemistry and Physics, 7*(1), 81–95. https://doi.org/10.5194/acp-7-81-2007.

Bardouki, H., Liakakou, H., Economou, C., Sciare, J., Smolík, J., et al. (2003). Chemical composition of size-resolved atmospheric aerosols in the eastern Mediterranean during summer and winter. *Atmospheric Environment, 37*(2), 195–208. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00859-2.

Barth, C., Hinz, K. P., & Spengler, B. (2022). Particle characterization and quantification of organic and inorganic compounds from Chinese and Iranian aerosol filter samples using scanning laser desorption/ionization mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry, 414*(24), 7223–7241. https://doi.org/10.1007/s00216-022-04275-1.

Bauer, S. E., Balkanski, Y., Schulz, M., Hauglustaine, D. A., & Dentener, F. (2004). Global modeling of heterogeneous chemistry on mineral aerosol surfaces: Influence on tropospheric ozone chemistry and comparison to observations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 109*(D2), D02304. https://doi.org/10.1029/2003JD003868

Bauer, S. E., & Koch, D. (2005). Impact of heterogeneous sulfate formation at mineral dust surfaces on aerosol loads and radiative forcing in the Goddard Institute for Space Studies general circulation model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 110*(D17), D17202. https://doi.org/10.1029/2005JD005870

Beaufort, F. (1806). *The scale of wind force*. Royal Society of London.

Bensch, K., Braun, U., Groenewald, J. Z., & Crous, P. W. (2012). The genus *Cladosporium*. *Studies in Mycology, 72*, 1–401. https://doi.org/10.3114/sim0003

Bettersize Instruments Ltd. (2022). *A guide to particle size and shape parameters by image analysis*. Bettersize Instruments Ltd. https://www.bettersizeinstruments.com

Bian, H. S., & Zender, C. S. (2003). Mineral dust and global tropospheric chemistry: Relative roles of photolysis and heterogeneous uptake. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 108*(D21), 4672. https://doi.org/10.1029/2002JD003143

Binet, M. V., Micheletti, M. I., & Piacentini, R. D. (2024). Propagation of NO_2 originated in intense fires in the Paraná River Delta analyzed from satellite observations. *Advances in Space Research, 74*(2), 682-694. https://doi.org/10.1016/j.asr.2024.04.030

Blair, T.C., & McPherson, J. (1999). Grain-size and textural classification of coarse sedimentary particles. *Journal of Sedimentary Research, 69*, 6-19. https://doi.org/10.2110/jsr.69.6

Bolsa de Comercio de Rosario. (2023). *La importancia del nuevo gasoducto: en 10 años Argentina importó más de US$ 34 mil millones en gas*. https://www.bcr.com.ar/es/mercados/investigacion-y-desarrollo/informativo-semanal/noticias-informativo-semanal/la-61

Bond, T. C. & Bergstrom, R. W. (2006). Light absorption by carbonaceous particles: An investigative review. *Aerosol Sci. Technol.* 40, 27–67.

Bonner, W. (1968). Climatology of the low-level jet, Mon. Weather Rev., 94, 167 – 178. https://doi.org/10.1175/1520-0493(1966)094

Borsdorff, T., et al. (2018). Mapping carbon monoxide pollution from space down to city scales with daily global coverage. Atmospheric Measurement Techniques, 11(10), 5507–5518. https://doi.org/10.5194/amt-11-5507-2018

Brook, R. D., et al. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. Circulation, 121(21), 2331–2378. https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181dbece1

Burch, M.; Levetin, E. (2002). Effects of meteorological conditions on spore plumes. 577 International journal of biometeorology, 46 (3), 107–117. https://doi.org/10.1007/s00484-002-0127-6.

Cao, C., De Luccia, F. J., Xiong, X. et al. (2014). Early on-orbit performance of the visible infrared imaging radiometer suite onboard the suomi national polarorbiting partnership (S-NPP) satellite. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *52*(2), 1142–1156. https://doi.org/10.1109/TGRS.2013.2247768

Cariñanos, P, & Marinangeli, F (2021). An updated proposal of the Potential Allergenicity of 150 ornamental Trees and shrubs in Mediterranean Cities. Urban Forestry & Urban Greening, 63, 127218. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127218

Casanova, R., et al. (2016). A voxel-based morphometry study reveals local brain structural alterations associated with ambient fine particles in older women. *Frontiers in Human Neuroscience, 10*. https://doi.org/10.3389/fnhum.2016.00319

Centro de Información Económica de la Municipalidad de Rosario (CIE), (2020). Rosario productiva anuario 2019-2020. https://datos.rosario.gob.ar/sites/default/files/2023-10/rosario_productiva_2019-2020.pdf

Chang, Y.-H., Chen, W.-T., Wu, C.-M., Moseley, C., & Wu, C.-C. (2021). Tracking the influence of cloud condensation nuclei on summer diurnal precipitating systems over complex topography in Taiwan. *Atmospheric Chemistry and Physics, 21*(20), 16709–16725. https://doi.org/10.5194/acp-21-16709-2021

Charlson, R. J., Lovelock, J. E., Andreae, M. O., & Warren, S. G. (1987). Oceanic phytoplankton, atmospheric sulfur, cloud albedo, and climate: A geophysiological feedback. *Nature, 326*(6114), 655–661. https://doi.org/10.1038/326655a0

Charlson, R. J., Lovelock, J. E., Andreae, M. O., & Warren, S. G. (1992). Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science, 255*(5043), 423–430. https://doi.org/10.1126/science.255.5043.423

Cheeseman, M., Ford, B., Volckens, J., et al. (2020). The relationship between MAIAC smoke plume heights and surface PM. *Geophysical Research Letters, 47*(17), e2020GL088949. https://doi.org/10.1029/2020GL088949

Chen, T., Rossow, W. B., & Zhang, Y. (1999). Radiative effects of cloud-type variations. *Journal of Climate, 13*(24), 264–286. https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013

Chen, Q. X., Huang, C. L., Dong, S. K., & Lin, K. F. (2024). Satellite-based background aerosol optical depth determination via global statistical analysis of multiple lognormal distribution. *Remote Sensing, 16*(1210). https://doi.org/10.3390/rs16071210

Cheremisinoff, P. N., & Young, R. A. (1977). *Air pollution control and design handbook* (Vol. 2, pp. 672–673). M. Dekker.

Chow, J., & Watson, J. (1998). *Guideline on speciated particulate monitoring*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards (MD-14).

Chýlek, P., Ramaswamy, V., & Srivastava, V. (1983). Albedo of soot-contaminated snow. *Journal of Geophysical Research: Oceans, 88*(C15), 10837–10843. https://doi.org/10.1029/JC088iC15p10837

Comtois, P., Schemenauer, R.S. Tree pollen viability in areas subject to high pollutant deposition. *Aerobiologia* **7**, 144–151 (1991). https://doi.org/10.1007/BF02270683

Cross, M. (2015). PySPLIT: A package for the generation, analysis, and visualization of HYSPLIT air parcel trajectories (pp. 133–137). https://doi.org/10.25080/Majora-7b98e3ed-014

Curtius, J. (2006). Nucleación de partículasde aerosol atmosférico. *Comptes Rendus Physique, 7*(9–10), 1027–1037. https://doi.org/10.1016/j.crhy.2006.10.018

De Graaf, M., Tilstra, L. G., & Stammes, P. (2023). Aerosol shortwave radiative heating and cooling by the 2017 and 2023 chilean wildfire smoke plumes. *Geophysical Research Letters*, *50*(22), e2023GL104387. doi:10.1029/2023GL104387.

Delany, A., Delany, C., Parkin, D., Griffin, J., Goldberg, E., & Reimann, B. (1967). Airborne dust collected at Barbados. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 31*(5), 885–909. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(67)80037-1

Della Ceca, L. S., Ferreyra, M. F. G., Lyapustin, A., Chudnovsky, A., Otero, L. A., et al. (2018). Satellite-based view of the aerosol spatial and temporal variability in the Córdoba region (Argentina) using over ten years of high-resolution data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 145, 250-267. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.08.016

Didan, K., Barreto Muñoz, A., Solano, R., & Huete, A. (2015). *MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Series), Version 3.00, June 2015 (Collection 6)*. Vegetation Index and Phenology Lab, The University of Arizona.

Ding, A., Wang, T., Che, H., Zhou, W., Gao, J., et al. (2016). Enhanced haze pollution by black carbon in megacities in China. *Geophysical Research Letters, 43*(6), 2873–2879. https://doi.org/10.1002/2016GL067745

Doherty, S. J., Warren, S. G., Grenfell, T. C., Clarke, A. D., & Brandt, R. E. (2010). Light-absorbing impurities in Arctic snow. *Atmospheric Chemistry and Physics, 10*(23), 11647–11680. https://doi.org/10.5194/acp-10-11647-2010

Donadille, G., Postma, J., Prol, L. et al. (2010). Producciones, endicamientos y medios de vida en el delta del Paraná. In D.E. Blanco, F.M. Méndez (Eds.), Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico (pp. 66– 67). Buenos Aires, Argentina: Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales/ Wetlands International.

Domínguez, e. C. Galán, f. Villamandos, & f. Infante, (1992). Handling and evaluation of the data from the aerobiological sampling. Monografías REA/ EAN, 1. Universidad de Córdoba.

Draxler, R. R., & Rolph, G. D. (2013). HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory). Model access via NOAA ARL READY website. NOAA Air Resources Laboratory, College Park, MD. https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php

Draxler, R. R., & Hess, G. D. (1998). An overview of the HYSPLIT_4 modeling system for trajectories, dispersion, and deposition. *Australian Meteorological Magazine, 47*(4), 295–308.

Dubovik, O., Holben B. N., Eck T. F., Smirnov A., Kaufman Y. J., et al. (2002). Variability of absorption and optical properties of key aerosol types observed in worldwide locations. *J. Atmos. Sci.*, 59, 590–608.

Duce, R. A. (1995). Sources, distributions and fluxes of mineral aerosols and their relationship to climate. In Aerosol forcing of climate (ed. R J Charlson & J Heinzenberg(eds.)), p43-72. Wiley.

Dufresne, J. L., Gautier, C., Ricchiazzi, P. & Fouquart, Y. (2002). Longwave scattering effects of mineral aerosols. J. Atmos. Sci. 59, 1959–1966.

Eastern R.C. & Peter, L.K., (1994). Binary homogeneous nucleation: temperature and relative humidity fluctuations, nonlinearity, and aspects of new particles production in the atmosphere. Journal of Applied Meteorology, 33(7), 775-784.

Eck, T. F., Holben, B. N., Reid, J. S., Dubovik, O., Smirnov, A., et al. (1999). Wavelength dependence of the optical depth of biomass burning, urban, and desert dust aerosols. Journal of Geophysical Research, 104(D24), 31,333–31,349. https://doi.org/10.1029/1999JD90092

Elterman, I. (1968). *UV, visible and IR attenuation for altitudes to 50 km* (AFCRL Report 68-0153). Air Force Cambridge Research Laboratories.

Emygdio, A. P. M., Degobbi, C., Carotenuto, F., De Matos Castro E Silva, D., Beluco Quintino, T., et al. (2022). Bioaerosol vertical fungal spores profile in Minas Gerais State, Brazil. *Aerobiologia, 38*(1), 85–101. https://doi.org/10.1007/s10453-021-09736-1

Enrique, C. (2009). Relevamiento y caracterización florística y espectral de los bosques de la región del Delta del Paraná a partir de imágenes satelitales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires

Ente de Coordinación Metropolitana de Rosario. (s. f.). *Localidad de Soldini*. Observatorio Metropolitano. Fecha de consulta 28 de octubre de 2024. https://ecomrosario.gob.ar/localidad/28

Eskes, H., van Geffen, J., Boersma, K. F., Eichmann, K., et al. (2022). *Sentinel-5 precursor/TROPOMI level 2 product user manual: Nitrogen dioxide*. European Space Agency. https://sentinel.esa.int/documents/247904/2474726/Sentinel-5P-Level-2-Product-User-Manual-Nitrogen-Dioxide.pdf

Fang, G. C., Wu, Y. S., Chang, C., & Ho, T. (2006). A study of polycyclic aromatic hydrocarbons concentrations and source identifications by methods of diagnostic ratio and principal component analysis at Taichung Chemical Harbor near Taiwan Strait. *Chemosphere, 64*(7), 1233–1242.

Feizizadeh, B., Omarzadeh, D., Kazemi Garajeh, M., Lakes, T., & Blaschke, T. (2023). Machine learning data-driven approaches for land use/cover mapping and trend analysis using Google Earth Engine. *Journal of Environmental Planning and Management, 66*(4), 665–697. https://doi.org/10.1080/09640568.2021.2001317

Fernández-Rodríguez, S, Skjøth, CA et al (2014). Identification of potential sources of airborne Olea pollen in the Southwest Iberian Peninsula. International Journal of Biometeorology, 58, 337–348. https://doi.org/10.1007/s00484-012-0629-4

Fleming, Z. L., P. S. Monks, and A. J. Manning, 2012: Review: Untangling the influence of air-mass history in interpreting observed atmospheric composition. *Atmos. Res.*, 104–105, 1–39, https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.09.009.

Franke, K., Ansmann, A., Müller, D., Althausen, D., Wagner, A., & Scheele, R. (2001). One-year observations of particle lidar ratio over the tropical Indian Ocean with Raman lidar. *Geophysical Research Letters, 28*(23), 4559–4562.

Freire, M., Micheletti, M. I., Della Ceca, L., & Vitale, P. (2018, noviembre 11–16). Aerosol inhomogeneities – measurements and satellite data crosschecks. Reunión de la Colaboración Internacional Auger, Malargüe, Argentina.

Friedlander, S. K. (1973). Chemical element balances and identification of air pollution sources. *Environmental Science & Technology, 7*(3), 235–240.

Fuglestvedt, J. S., Berntsen, T. K., Isaksen, I. S. A., et al. (1999). Climatic forcing of nitrogen oxides through changes in tropospheric ozone and methane: Global 3D model studies. *Atmospheric Environment, 33*(6), 961–977. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00217-9

Fujino, R., & Miyamoto, Y. (2022). PM 2.5 decrease with precipitation as revealed by single-point ground-based observation. *Atmospheric Science Letters, 23*(7), e1088. https://doi.org/10.1002/asl.1088

Furlow, J. J. (1979). The systematics of the American species of Alnus (Betulaceae). Rhodora, 81(825), 1-121.

Fushimi, A., Hasegawa, S., Takahashi, K., Fujitani, Y., Tanabe, K., & Kobayashi, S. (2008). Atmospheric fate of nuclei-mode particles estimated from the number concentrations and chemical composition of particles measured at roadside and background sites. *Atmospheric Environment, 42*(5), 949-959. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.10.019

Galán C, Cariñanos P et al (2007) Spanish Aerobiology Network (REA) Management and Quality Manual, Servicio de Publicaciones Universidad de Córdoba. Córdoba, Spain. ISBN 978-84-690-6353-8.

Galles, J. (2007). *Una estrategia de desarrollo de la Región Metropolitana Rosario basada en la competitividad de su complejo agroindustrial*. FCEyE, Universidad Nacional de Rosario.

Ganor, H., Foner, H. G., Bingemer, R., Udisti, R., & Setter, I. (2000). Biogenic sulphate generation in the Mediterranean Sea and its contribution to sulphate anomaly in the aerosol over Israel and the Eastern Mediterranean. *Atmospheric Environment, 34*(20), 3453–3462.

Gao, M., Qiu, T., Jia, R., Han, M., Song, Y., & Wang, X. (2015). Concentration and size distribution of viable bioaerosols during non-haze and haze days in Beijing. *Environmental Science and Pollution Research, 22*(6), 4359–4368.

García, ME, Reyes, N et al (2021). Strong seasonal effects and long-term weather-related factors drive the temporal variability of airborne pollen in the atmosphere of San Miguel de Tucumán, Argentina. Grana, 60:5, 372-384, https://dx.doi.org/10.1080/00173134.2021.1880629

García, M. E., Della Ceca, L., Micheletti, M. I., Piacentini, R., Ordano, M., et al. (2018). Satellite and ground atmospheric particulate matter detection over Tucumán city, Argentina: Space-time distribution, climatic and seasonal variability. *AIMS Environmental Science, 5*(3), 173–194. https://doi.org/10.3934/environsci.2018.3.173

García, ME (2010). Aeropalinología de la ciudad de Yerba Buena, provincia de Tucumán (Argentina). Acta Botánica Malacitana, (35), 115-131.

García, ME, Reyes, NJF et al. (2012). Atlas Polínico del NOA. Compendio fotográfico de granos de polen de plantas nativas y cultivadas del noroeste argentino. España: EAE.

García, ME & Nitiu, DS (2012). Registro polínico arbóreo en la atmósfera de la ciudad de San Miguel de Tucumán, Argentina- agosto a noviembre 2006. ISSN 0373-580 X Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 47 (1-2), 23-31.

García, ME, Reyes, N. et al. (2021). Strong seasonal effects and long-term weather-related factors drive the temporal variability of airborne pollen in the atmosphere of San Miguel de Tucumán, Argentina. Grana, 60:5, 372-384, https://doi.org/10.1080/00173134.2021.1880629

Gassmann, M. I., & Pérez, C. F. (2006). Trajectories associated to regional and extra-regional pollen transport in the southeast of Buenos Aires province, Mar del Plata (Argentina). *International Journal of Biometeorology, 50*(4), 280–291. https://doi.org/10.1007/s00484-005-0021-8

Ghasempour, F., Sekertekin, A., & Kutoglu, S. H. (2021). Google Earth Engine based spatio-temporal analysis of air pollutants before and during the first wave COVID-19

outbreak over Turkey via remote sensing. *Journal of Cleaner Production, 314*, 128599. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128599

Gies, P., Roy, C., Javorniczky, J., Henderson, S., Lemus-Deschamps, L., & Driscoll, C. (2004). Global solar UV index: Australian measurements, forecasts and comparison with the UK. *Photochemistry and Photobiology, 79*(1), 32–39.

Gleason, J., Hsu, N., & Torres, O. (1998). Biomass burning smoke measured using backscattered ultraviolet radiation: SCAR-B333 and Brazilian smoke interannual variability. *Journal of Geophysical Research, 103*(D24), 31969–31977. https://doi.org/10.1029/98JD00160

Glaser, C., for the Pierre Auger Collaboration. (2017). Results and perspectives of the Auger Engineering Radio Array. *EPJ Web of Conferences, 135,* 01006. https://doi.org/10.1051/epjconf/201713501006

Global Modeling and Assimilation Office, GMAO. (2015). *MERRA-2 tavgM 2d flx Nx: 2d, Monthly mean, Time-Averaged, Single-Level, Assimilation, Surface Flux Diagnostics V5.12.4*. Technical Report Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC) Greenbelt, MD, USA. https://doi.org/10.5067/ 0JRLVL8YV2Y4 accessed: 2023-11-08.

GLOBE Program. (2002). Protocolo de Humedad Relativa. [PDF]. https://www.globe.gov/documents/348614/d8bcfdce-57e3-4b9c-8adb-30376760f93a

Gloster, H. M., & Neal, K. (2006). Skin cancer in skin of color. *Journal of the American Academy of Dermatology, 55*(5), 741–760.

Gonzalez, R., Woods, R., & Eddins, S. (2020). *Digital image processing using MATLAB*. Gatesmark Publishing.

González, R., Toledano, C., Román, R., Mateos, D., Asmi, E. M., et al. (2020). Characterization of stratospheric smoke particles over Antarctica by remote sensing instruments. *Remote Sensing, 12*(22), 1–16.

Gottardini, E, Cristofolini, E et al. (2004). Pollen viability for air pollution bio-monitoring. Journal of Atmospheric Chemistry, 49, 149-159.

Griffin, D., McLinden, D. E., C. and, Adams, C. et al. (2021). Biomass burning nitrogen dioxide emissions derived from space with TROPOMI: Methodology and validation. *Atmospheric Measurement Techniques*, *14*, 7929–7957. https://doi.org/10.5194/amt-14-7929-2021.

Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG. (2010). *Portable laser aerosol spectrometer and dust monitor: Model 1.108/1.109 – Operation manual* (Version 11 D).

Guerrero, F., Espinoza, L., Vidal, V., Carmona, C., Krecl, P., et al. (2024). Black carbon and particulate matter concentrations amid central Chile's extreme wildfires. Science of The Total Environment 951, 175541. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175541

Gunson, J.R., Spall, S.A., Anderson, T.R., Jones, A., Totterdell, I.J., & Woodage, M.J. (2006). Climate sensitivity to ocean dimethylsulphide emissions. *Geophysical Research Letters, 33*, L07701.

Hansen, J., & Nazarenko, L. (2004). Soot climate forcing via snow and ice albedos. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 101*(2), 423–428.

Harrison R.M. & Msibi I.M. (1994). Validation of techniques for fast response measurement of HNO_3 and NH_3 and determination of the $[NH_3]$ $[HNO_3]$ concentration product. Atmospheric Environment, 28, 247-255.

Harrison R.M. & Pio C. (1983). Size differentiated composition of inorganic aerosol of both marine and continental polluted origin. Atmospheric Environment 17, 1733- 1738.

Harrison, R. M., & Van Grieken, R. E. (1998). *Atmospheric particles*. In J. Buffle & H. P. van Leeuwen (Eds.), *IUPAC series on analytical and physical chemistry of environmental systems* (610 pp.). John Wiley & Sons.

Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Biavati, G., Horányi, A., et al. (2023): ERA5 hourly data on pressure levels from 1940 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS), https://doi.org/10.24381/cds.bd0915c6

Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Biavati, G., Horányi, A., et al. (2023): ERA5 hourly data on single levels from 1940 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS), https://doi.org/10.24381/cds.adbb2d47

Hess, M., P. Koepke, and I. Schult (1998), Optical properties of aerosols and clouds: The software package OPAC, Bull. Am. Meteorol. Soc., 79, 831–844.

Hidy, G. M., Mueller, P., Grosjean, D., Appel, B., & Wesolowski, J. (Eds.). (1980). *The characterization and origins of smog aerosols* (p. 38). Wiley.

Hidy, G. M. (2019). Atmospheric aerosols: Some highlights and highlighters, 1950 to 2018. *Aerosol Science and Engineering, 3*(1), 1–20. https://doi.org/10.1007/s41810-019-00039-0

Hinds, W. C. (1982). *Aerosol technology: Properties, behavior, and measurement of airborne particles*. John Wiley & Sons.

Hirst, J. M. (1952). An automatic volumetric spore trap. *Annals of Applied Biology, 39*(2), 257–265. https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1952.tb00904.x

Hoffer, A., A. Gelencser, P. Guyon, G. Kiss, O. Schmid, et al. (2006), Optical properties of humic-like substances (HULIS) in biomass-burning aerosols, Atmos. Chem. Phys., 6, 3563–3570.

Holton, J. R. (2004). *An introduction to dynamic meteorology* (4th ed.). Elsevier Academic Press.

Hopke, P. K. (1985). *Receptor modeling in environmental chemistry*. Wiley.

Houck, J. E., Chow, J. C., Watson, J. G., Simons, C. A., Pritchett, L. C., et al. (1989). *Determination of particle size distribution and chemical composition of particulate matter from selected sources in California* (Contract No. A6-165-32). Prepared for California Air Resources Board, Sacramento, CA, by OMNI Environmental Services, Inc., Beaverton, OR.

Houck, J. E., Goulet, J. M., Chow, J. C., Watson, J. G., & Pritchett, L. C. (1990). Chemical characterization of emission sources contributing to light extinction. In C. V. Mathai (Ed.), *Visibility and fine particles: An A&WMA/EPA international specialty conference; October 1989; Estes Park, CO* (pp. 437–446). Air & Waste Management Association. (A&WMA Transactions Series No. TR-17)

Hsu, N. C., Lee, J., Sayer, A. M., Kim, W., Bettenhausen, C., & Tsay, S.-C. (2019). VIIRS Deep Blue aerosol products over land: Extending the EOS long-term aerosol data records. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 124, 4026–4053. https://doi.org/ 10.1029/2018JD029688

Huang, J., Loría-Salazar, S. M., Deng, M., Lee, J., & Holmes, H. A. (2024). Assessment of smoke plume height products derived from multisource satellite observations using lidar-derived height metrics for wildfires in the western US. *Atmospheric Chemistry and Physics, 24*(6), 3673–3698.

Huffman, J. A., Prenni, A. J., DeMott, P. J., Pöhlker, C., Mason, R. H., et al. (2013). High concentrations of biological aerosol particles and ice nuclei during and after rain. *Atmospheric Chemistry and Physics,* 13, 6151–6164.

Iannotti, O., Mincigrucci, G., et al. (2000). Pollen viability as a bio-indicator of air quality. *Aerobiología*, 16, 361-365.

IBODA. (2023, 23 de agosto). *Flora del Conosur. Catálogo de las plantas vasculares*. Instituto de Botánica Darwinion. http://www.darwin.edu.ar/proyectos/florargentina/fa.htm

Imhof, D., Weingartner, E., Vogt, U., Dreiseidler, A., Rosenbohm, E., et al. (2005). Vertical distribution of aerosol particles and NOx close to a motorway. *Atmospheric Environment, 39*(31), 5710–5721.

Inness, A., et al. (2019). The CAMS reanalysis of atmospheric composition. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19, 3515–3556. https://doi.org/10.5194/acp-19-3515-2019

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). (2022). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022*. Buenos Aires: INDEC. https://censo.gob.ar/index.php/datos_definitivos_santafe/

IPCC (1996). Climate change. The science of climate change. Meira Filho LG Houghton JT, Callander BA, Harris N, Kattenberg A, Maskell K (Eds.). Cambridge University Press.

IPCC (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

IPCC (2007). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC (ISBN 978 0521 88009-1 Hardback; 978 0521 70596-7 Paperback).

Ipiña, A., Salum, G. M., Crinó, E. & Piacentini R. D (2012). Satellite and ground detection of very dense smoke clouds produced on the islands of the Paraná River Delta that affected a large region in central Argentina. *Advances in Space Research*, *5*, 966–977. doi:10.1016/j.asr.2011.12.009.

IQAir. (2024). *World Air Quality Report 2023*. https://www.iqair.com/newsroom/waqr-2023-pr

Isard, S. A., & Gage, S. H. (2001). *Flow of life in the atmosphere: An airscape approach to understanding invasive organisms*. Michigan State University Press.

Jackson, J. M., Liu, H., Laszlo, I., Kondragunta, S., Remer, L. A., et al. (2013). Suomi-NPP VIIRS aerosol algorithms and data products. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 118*(22), 12,673–12,689.

Jacobson, M. C., H.-C. Hansson, K. J. Noone, and R. J. Charlson (2000), Organic atmospheric aerosols: Review and state of the science, *Rev. Geophys.*, 38(2), 267–294, https://doi.org/10.1029/1998RG000045.

Jacobson, M.Z. (2000), A physically-based treatment of elemental carbon optics: Implications for global direct forcing of aerosols, Geophys. Res. Lett., 27, 217–220.

Jaenicke, R. (1993), Tropospheric aerosols in Aerosol-Cloud-Climate Interactions, P.V. Hobbs (Ed.), Intl. Geophys. Ser., 54, Academic Press, San Diego, CA, 1–31.

Jaenicke, R. (2007). Aerosol physics and chemistry. In G. Fischer (Ed.), *Landolt-Börnstein numerical data and functional relationships in science and technology: New series, group V: Geophysics and space research, volume 4 meteorology, subvolume b* (pp. 391–457). Springer.

Jähne, B. (2005). *Digital Image Processing* (6th ed.). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-540-24035-8

Jara, L. (2015, noviembre). *Valor agregado bruto*. Observatorio Económico de la UNR. Universidad Nacional de Rosario. https://observatorio.unr.edu.ar/vab-valor-agregado-bruto/

Jennings, B. R. and Parslow, K. (1988) Particle Size Measurement: The Equivalent Spherical Diameter. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A* 419, 137-149.

Jickells, T. D., An, Z. S., Andersen, K. K., Baker, A. R., Bergametti, G., et al. (2005). Global iron connections between desert dust, ocean biogeochemistry, and climate. *Science, 308*(5718), 67–71.

Junk, W.J., An, S., Finlayson, C.M., Gopal, B., Květ, J., et al. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. Aquat. Sci. 75, 151– 167. https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z

Kaiser, J.W., Heil, A., Andreae, M.O., et al. (2012). Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. Biogeosciences 9, 527–554. https://doi. org/10.5194/bg-9-527-2012.

Katial R. K., Zhang Y. M., Jones R. H., Dyer P. D. (1997). Atmospheric mold spore counts in relation to meteorological parameters. Int. J. Biometeorol. 41: 17-22.

Kettle, A.J., Andreae, M.O., Amouroux, D., et al. (1999). A global database of sea surface dimethylsulfide (DMS) measurements and a procedure to predict sea surface DMS as a function of latitude, longitude, and month. *Global Biogeochemical Cycles, 13*(2), 399-444.

Kienzler, S., Soares, J., Gonzalez, O. et al. (2022). *Estimating the morbidity related environmental burden of disease due to exposure to PM2.5, NO_2 and O_3 in outdoor ambient air. (Eionet Report– ETC HE 2022/11)*. Technical Report.

Kim, K. W., Kim, Y. J., & Oh, S. J. (2001). Visibility impairment during Yellow Sand periods in the urban atmosphere of Kwangju, Korea. *Atmospheric Environment, 35*(30), 5157–5167.

Kim, M. H., Omar, A. H., Tackett, J. L., Vaughan, M. A., Winker, D. M., et al. (2018). The CALIPSO version 4 automated aerosol classification and lidar ratio selection algorithm. *Atmospheric Measurement Techniques, 11*(11), 6107–6135.

Kim, Yejin & Ma, Jeehoon & Lim, Seok & Song, Jun Young & Yun, Tae. (2022). Determination of shape parameters of sands: a deep learning approach. Acta Geotechnica. 17. 10.1007/s11440-022-01464-1.

Kittelson, D. B. (1998). Engines and nanoparticles: A review. *Journal of Aerosol Science, 29*(5-6), 575–588.

Landgraf, J., aan de Brugh, J., Scheepmaker, R., Borsdorff, T., Hu, H., Houweling, S., et al. (2016). Carbon monoxide total column retrievals from TROPOMI shortwave infrared measurements, Atmos. Meas. Tech., 9, 4955–4975, https://doi.org/10.5194/amt-9-4955-2016.

Latrubesse, E.M., Stevaux, J., Sinha, R. (2005). Tropical rivers. Geomorphology 70, 187–206. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.02.005.

Leopold, EB, Birkebak, J et al (2012). Pollen morphology of the three subgenera of Alnus. Palynology, 36(1), 131-151. http://dx.doi.org/10.1080/01916122.2012.657876

Li, A., Song, K., Chen, S., Mu, Y., Xu, Z., & Zeng, Q. (2022). Mapping African wetlands for 2020 using multiple spectral, geo-ecological features and Google Earth Engine. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 193,* 252–268. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2022.09.009

Li, Y., Xiong, X., McIntire, J., et al. (2019). Early calibration and performance assessments of noaa-20 viirs thermal emissive bands. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 57 (11), 9242–9251. https://doi.org/ 10.1109/TGRS.2019.2925782.

Li, X.; Li, X.; Feng, Y.; Liang, H. (2017) The impact of meteorological factors on PM2.5 variations in Hong Kong. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 78, 12003–12010.

Liao, H. & Seinfeld, J. H. (1998). Effect of clouds on direct aerosol radiative forcing of climate. J. Geophys. Res. Atmos. 103, 3781–3788.

Liao, H., Adams, P. J., Chung, S. H., Seinfeld, J. H., Mickley, L. J., & Jacob, D. J. (2003). Interactions between tropospheric chemistry and aerosols in a unified general circulation model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 108*(D1), 4001. https://doi.org/10.1029/2001JD001260

Lindén, J., Gustafsson, M., Uddling, J., Watne, Å., & Pleijel, H. (2023). Air pollution removal through deposition on urban vegetation: The importance of vegetation characteristics. Urban Forestry & Urban Greening, 81, 127843. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127843

Lin, L., & Changyong, C. (2018). The effects of VIIRS spectral response differences between Suomi NPP and NOAA-20 for the thermal emissive bands. In *IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 1104–1107). IEEE. https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8518586

Liu, Z., Sugimoto, N., & Murayama, T. (2002). Extinction-to-backscatter ratio of Asian dust observed by high-spectral-resolution lidar and Raman lidar. *Applied Optics, 41*(15), 2760–2767.

Luan, T., Guo, X.L., Zhang, T.H. & Guo, L. (2019) Below-cloud aerosol scavenging by different-intensity rains in Beijing city. Journal of Meteorological Research, 33(1), 126–137. https://doi. org/10.1007/s13351-019-8079-0.

Lyapustin, A., et al., (2011). Multiangle implementation of atmospheric correction (MAIAC): 2. Aerosol algorithm. J. Geophys. Res. 116 (D3), D03211 https://doi.org/10.1029/2010JD014986.

Lyapustin, A., Wang, Y., Korkin, S. et al. (2020). MAIAC thermal technique for smoke injection height from MODIS. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, *17*(5), 730–734. https://doi.org/10.1109/LGRS.2019.2936332.

Lyapustin, A., Wang, Y., Laszlo, I., Korkin, S., (2012). Improved cloud and snow screening in MAIAC aerosol retrievals using spectral and spatial analysis. Atmos. Meas. Tech. 5 (4), 843–850. https://doi.org/10.5194/amt-5-843-2012.

Lyapustin, A., Wang, Y., Korkin, S., Huang, D., (2018). MODIS Collection 6 MAIAC algorithm. Atmos. Meas. Tech. 11 (10), 5741–5765. https://doi.org/10.5194/amt-11-5741-2018.

Mahowald, N. M., Engelstaedter, S., Luo, C., Sealy, A., Artaxo, P., et al. (2009). Atmospheric iron deposition: Global distribution, variability, and human perturbations. *Annual Review of Marine Science, 1*, 245–278.

Malvarez, A. (1999). *The Parana Delta as a wetland mosaic*. MAB-ORCYT, Montevideo, Uruguay.

Manisalidis I., Stavropoulou E., Starvropoulos A., Bezirtzoglou E. (2020) Environmental and health impacts of air pollution: a review. Front Public Health 8:2020. https://doi.org/10.3389/fpubh.2020. 00014

Masiol, M., Harrison, R. M., Vu, T. V., & Beddows, D. C. S. (2017). Sources of sub-micrometre particles near a major international airport. *Atmospheric Chemistry and Physics, 17*(19), 12379–12403. https://doi.org/10.5194/acp-17-12379-2017

Masonis, S. J., Anderson, T. L., Covert, D. S., Kapustin, V., Clarke, A. D., et al. (2003). A study of the extinction-to-backscatter ratio of marine aerosol during the Shoreline Environmental Aerosol Study. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 20*(10), 1388–1402.

Mateos, A. C., Amarillo, A. C., Tavera Busso, I., & Carreras, H. A. (2019). Influence of meteorological variables and forest fires events on air quality in an urban area (Córdoba, Argentina). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 77*(1), 171–179. https://doi.org/10.1007/s00244-019-00618-9

Matthias-Maser S., Brinkmann J. & Schneider W. (1999). The size distribution of marine atmospheric aerosol with regard to primary biological aerosol particles over the South Atlantic Ocean. Atmospheric Environment, 33, 3569-3575.

McEwen, J. D. N., & Johnson, M. R. (2012). *Black carbon particulate matter emission factors for buoyancy-driven associated gas flares*. *Journal of the Air & Waste Management Association, 62*(3), 307-321. https://doi.org/10.1080/10473289.2011.650040

McMurry, P., & Wilson, J. (1982). Growth laws for the formation of secondary ambient aerosols: Implications for chemical conversion. *Atmospheric Environment, 16*(1), 121–134.

Micheletti, M. I., Della Ceca, L., & Piacentini, R. (2017, marzo 5–10). Inhomogeneous horizontal aerosol distribution at the Pierre Auger Observatory and space-time variations. Reunión de la Colaboración Internacional Auger, Malargüe, Argentina.

Micheletti, M. I., Louedec, K., Freire, M., Vitale, P., & Piacentini, R. (2017). Aerosol concentration measurements and correlations with particle trajectories at the Pierre Auger Observatory. The European Physical Journal Plus, 132(245). https://doi.org/10.1140/epjp/i2017-11503-0

Micheletti, M. I., Murruni, L. G., Debray, M. E., Rosenbusch, M., Graf, M., et al. (2012). Elemental analysis of aerosols collected at the Pierre Auger Cosmic Ray Observatory with PIXE technique complemented with SEM/EDX. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms, 288, 10–17.

Miller, A., Hidy, G., Hales, J., Kolb, C., Werner, A., et al. (2006). Air emission inventories in North America: A critical assessment. Journal of the Air & Waste Management Association, 56(8), 1115–1129.

Miller, A.J., Alexander, M.A., et al. (2003). Potential feedbacks between Pacific Ocean ecosystems and interdecadal climate variations. *Bulletin of the American Meteorological Society, 84*(5), 617-633.

Mircea, M., Fuzzi, S. & Stefan, S. (2000) Precipitation scavenging coefficient: influence of measured aerosol and raindrop size distributions. Atmospheric Environment, 34, 5169–5174.

Mishchenko, M. I., & Travis, L. D. (1997). Satellite retrieval of aerosol properties over the ocean using polarization as well as intensity of reflected sunlight. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 102*(D14), 16989–17013.

Mohanraj, R., & Azeez, P. A. (2004). Health effects of airborne particulate matter and the Indian scenario. *Current Science, 87*(6), 741–748. http://www.jstor.org/stable/24109350

Moore, P. D., & Webb, J. A. (1978). *An illustrated guide to pollen analysis*. Londres: Hodder and Stoughton.

Morawska L., Thomas S., Bofinger N., Wainwright D. & Neale D. (1998). Comprehensive characterization of aerosols in a subtropical urban atmosphere: particle size distribution and correlation with gaseous pollutants. Atmospheric Environment, 32, 2467-2478.

Morawska L., Thomas S., Jamriska M. & Johnson G. (1999). The modality of particle size distributions of environmental aerosols. Atmospheric Environment, 33, 4401- 4411.

Morawska, L. and Zhang, J. (2002) Combustion Sources of Particles. 1. Health Relevance and Source Signatures. Chemosphere, 49, 1045-1058. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00241-2

Muñoz Sabater, J. (2019). ERA5-Land hourly data from 1950 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). https://doi.org/10.24381/cds.e2161bac

Museo Scasso, (2021). Estimación del área afectada por un incendio en el delta del Paraná. Informe del Museo Regional de Ciencias Naturales “A. Scasso”, San Nicolás, Buenos Aires, República Argentina. 1 de octubre de 2021. 5 pp.

Mylonaki, M., Siomos, N., Solomos, S., Soupiona, O., Tsaknakis, G., et al. (2021). Aerosol type classification analysis using EARLINET multiwavelength and depolarization lidar observations. *Atmospheric Chemistry and Physics, 21*(3), 2211–2227.

National Weather Service (2019). *El Niño-Southern Oscillation (ENSO) September 2019*. Technical Report National Weather Service Argentina.

National Weather Service (2020). El Niño-Southern Oscillation (ENSO) October 2020. Technical Report National Weather Service Argentina

National Weather Service (2022). The winter of 2022 was the 7th driest in 61 years. National Meteorological Service. https://www.smn.gob.ar/noticias/el-invierno-2022-fue-el-7%C2%B0-m%C3%A1s-seco-en-61-a%C3%B1os

Nguyen, D.-H., Lin, C., Vu, C.-T., Cheruiyot, N. K., Nguyen, M. K., et al. (2022). Tropospheric ozone and NOx: A review of worldwide variation and meteorological influences. *Environmental Technology & Innovation, 28*, 102809. https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102809

Nicolini, M., Paegle, J., & Altinger, M. L. (1987, diciembre). *Numerical simulations of convection and boundary layer convergence*. En Proceedings of the 2nd International Conference on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography. American Meteorological Society, Buenos Aires, Argentina.

Novakov, T., V. Ramanathan, J.E. Hansen, T.W. Kirchstetter, M. Sato, et al. (2003), Large historical changes of fossil-fuel black carbon aerosols, Geophys. Res. Lett., 30, 1324, https://doi.org/10.1029/2002GL016345.

Oberdörster, G., Oberdörster, E., Oberdörster, J. (2005). Nanotoxicology: An Emerging Discipline Evolving from Studies of Ultrafine Particles. Environ Health Perspect., 113, 823– 839.

Observatorio Pierre Auger. (s.f.). *Detectores de superficie*. Recuperado el 30 de octubre de 2024, de https://visitantes.auger.org.ar/index.php/detectores-de-superficie-2/

Odongo, L, Mulyowa, G., et al. (2015). Bet v 1-and Bet v 2-associated plant food sensitization in Uganda and Germany: differences and similarities. International Archives of Allergy and Immunology, 167(4), 264-269. http://dx.doi.org/ 10.1159/000439533

Oelker, J., Losa, S., Richter, A. et al. (2022). TROPOMI-retrieved underwater light attenuation in three spectral regions in the ultraviolet and blue. *Frontiers in Marine Science*, *9*, 787–992. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.787992.

Omar, A. H., Won J-G. , Winker D. M. , Yoon S-C. , Dubovik O. , and McCormick M. P. (2005). Development of global aerosol models using cluster analysis of Aerosol Robotic Network (AERONET) measurements. *J. Geophys. Res.*, 110, D10S14. https://doi.org/10.1029/2004JD004874.

Omar, A. H., Winker, D. M., Vaughan, M. A., Hu, Y., Trepte, C. R., et al. (2009). The CALIPSO Automated Aerosol Classification and Lidar Ratio Selection Algorithm. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 26*(10), 1994–2014. https://doi.org/10.1175/2009JTECHA1231.1

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2021). *WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide.*

Organización Mundial de la Salud. (2022). *Radiation: The ultraviolet (UV) index*. World Health Organization. https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/radiation-the-ultraviolet-(uv)-index

Ozer, P., Laghdaf, M., Lemine, S. O. M., & Gassani, J. (2007). Estimation of air quality degradation due to Saharan dust at Nouakchott, Mauritania, from horizontal visibility data, Water Air Soil Pollut., 178(1–4), 79–87.

Pandis, S. N., Harley, R. A., Cass, G. R., & Seinfeld, J. H. (1992). Secondary organic aerosol formation and transport. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics, 26*(13), 2269-2282. https://doi.org/10.1016/0960-1686(92)90358-R.(Hidy 2019)

Parkin, D., Delany, A., & Delany, A. C. (1967). A search for airborne cosmic dust on Barbados. Geochimica et Cosmochimica Acta, 31(6), 1311–1320. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(67)80017-6.

Pérez, C. F., Castañeda, M. E., & Tonti, N. (2009). A statistical study of *Weinmannia* pollen trajectories across the Andes. *Advances in Geosciences, 22*, 79–84. https://doi.org/10.5194/adgeo-22-79-2009

Pérez, C. F., Gassmann, M. I., & Tonti, N. (2020). Panorama sobre la producción, el transporte y depósito de aerosoles de origen biológico. *s. f., 45*(1), 1–24.

Pérez, C. F., Ulke, A. G., & Gassmann, M. I. (2024). Southern South American Long-Distance Pollen Dispersal and Its Relationship with Atmospheric Circulation. *Aerobiology*, *2*(4), 85-104.

Piñol G.A., y coautores en orden alfabético: Binet, M.V., Carreras, H.A., Grosso, M.M., Micheletti M.I., Valle Seijo, M.F. (Orientadora: Micheletti, M.I.), (2025). “Evaluación de la calidad del aire a partir de muestreos en tierra y datos satelitales: situación en el Gran Rosario”, Actas de las XXXII Jornadas de Jóvenes Investigadores de la Asociación de Universidades de Grupo Montevideo (AUGM), Tucumán.

Pio, C. A., & Lopes, D. A. (1998). Chlorine loss from marine aerosol in a coastal atmosphere. *Journal of Geophysical Research, 103*(D24), 25,263–25,272.

Pope, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., et al. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association, 287*(9), 1132–1141. https://doi.org/10. 1001/jama.287.9.1132

Pöschl, U. (2005), Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects. Angewandte Chemie International Edition, 44: 7520-7540. https://doi.org/10.1002/anie.200501122

Potts, D. A., Marais, E. A., Boesch, H. et al. (2021). Diagnosing air quality changes in the UK during the covid-19 lockdown using TROPOMI and GEOS-CHEM. *Environ. Res. Lett.*, *16*(5), 4031. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abde5d.

POWO. (2023, 23 de agosto). *Plants of the World Online*. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. http://www.plantsoftheworldonline.org/

Querol, X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Plana, F., Ruiz, C. R., et al. (2001). PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment, 35*(36), 6407–6419.

Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., et al. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. *Atmospheric Environment, 38*(38), 6547–6555.

Rosario 3. (2022). Otro día de focos activos y humo en la región: cortaron el puente a Victoria por un choque. https://www.rosario3.com/informaciongeneral/Otro-dia-de-focos-activos-y-humo-en-la-region-cortaron-el-puente-a-Victoria-por-un-choque-20220914-0008.html

Rusticucci, M., Barrucand, M. & Collazo, S. (2016). Temperature extremes in the Argentina central region and their monthly relationship with the mean circulation and ENSO phases. International Journal of Climatology. 37. 10.1002/joc.4895.

Salio, P., Nicolini, M. & Saulo, A. (2002). Chaco low-level jet events characterization during the austral summer season. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 107*(D21), 1–13. https://doi.org/10.1029/2001JD001315

Salomonson, V., Barnes, W., Xiong, J. et al. (2002). An overview of the earth observing system MODIS instrument and associated data systems performance. In *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 1174–1176 vol.2). volume 2. https://doi.org/10.1109/IGARSS.2002.1025812.

Saucedo, G. I., Perucca, R., & Kurtz, D. (2023). “Las causas de los incendios de principios del año 2022 en la provincia de Corrientes,” Ecología Austral, vol. 33, no. 1, pp. 273–284, https://doi/10.25260/EA.23.33.1.0.2020.

Saw, G. K., Dey, S., Kaushal, H. et al. (2021). Tracking NO_2 emission from thermal power plants in north India using TROPOMI data. *Atmospheric Environment*, *259*,118514. URL: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231021003356. https://doi/10.1016/j.atmosenv.2021.118514

Sayer, A. M., Hsu, N. C., Lee, J., et al. (2018). Satellite ocean aerosol retrieval (soar) algorithm extension to s-npp viirs as part of the “deep blue” aerosol project. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *123*(1), 380–400. https://doi/10.1002/2017JD027412.

Sofiev, E. T., M., & Vankevich, R. (2012). Evaluation of the smoke-injection height from wild-land fires using remote-sensing data. *Atmos. Chem. Phys.*, *12*, 1995–2006. https://doi/10.5194/acp-12-1995-2012.

Soldevilla, C. G., González, P. C., et al. (2007). *Manual de calidad y gestión de la Red Española de Aerobiología*. Córdoba, España: Universidad de Córdoba.

Stein, A. F., Draxler, R. R., Rolph, G. D., et al. (2015). NOAA'S hysplit atmospheric transport and dispersion modeling system. Bull. Am. Meteorol. Soc. 17, 2059–2077. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14- 00110.1.

Ramachandran, S. (2018). *Atmospheric aerosols: Characteristics and radiative effects*. CRC Press, Taylor & Francis Group. https://lccn.loc.gov/2017051266

Ramana, M., et al. (2010). Warming influenced by the ratio of black carbon to sulphate and the black-carbon source. Nature Geoscience, 3(8), 542–545.

Ramanathan, V., Crutzen, P., Kiehl, J., & Rosenfeld, D. (2001). Aerosols, climate, and the hydrological cycle. *Science, 294*(5549), 2119–2124.

Ramanathan, V., & Carmichael, G. (2008). Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience, 1*(4), 221–227.

Rasband, W. S. (1997–2016). *ImageJ* [Software]. U.S. National Institutes of Health. https://imagej.nih.gov/ij

REMA. (24 de agosto de 2023). Red Mexicana de Aerobiología, UNAM. http://rema.atmosfera.unam.mx/rema/Fichas%20Tecnicas/Alnus.aspx.

Robinson, A. L., Donahue, N. M., Shrivastava, M. K., Weitkamp, E. A., Sage, A. M., et al. (2007). Rethinking organic aerosols: Semivolatile emissions and photochemical aging. *Science, 315*(5816), 1259–1262. https://doi.org/10.1126/science.1133061

Rodríguez, S., Van Dingenen, R., Putaud, J. P., Martins-Dos Santos, S., & Roselli, D. (2005). Nucleation and growth of new particles in the rural atmosphere of Northern Italy, Relationship to air quality monitoring. *Atmospheric Environment, 39*(37), 6734–6746.

Rose, D., Wehner, B., Ketzel, M., Engler, C., Voigtländer, J., et al. (2006). Atmospheric number size distributions of soot particles and estimation of emission factors. *Atmospheric Chemistry and Physics, 6*(4), 1021–1031.

Rossow, W. B., & Schiffer, R. A. (1999). Advances in understanding clouds from ISCCP. *Bulletin of the American Meteorological Society, 80*(11), 2261–2287.

Sarangi, C., et al. (2020). Dust dominates high-altitude snow darkening and melt over high-mountain Asia. *Nature Climate Change, 10*(11), 1045–1051.

Sayer, A. M., Hsu, N. C., Lee, J., Bettenhausen, C., Kim, W. V., & Smirnov, A. (2018). Satellite Ocean Aerosol Retrieval (SOAR) algorithm extension to S-NPP VIIRS as part of the `Deep Blue' aerosol project (2018). Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 123, 380–400. https://doi.org/10.1002/2017JD027412

Sciare, J., Bardouki, H., Moulin, C., & Mihalopoulos, N. (2003). Aerosol sources and their contribution to the chemical composition of aerosols in the Eastern Mediterranean Sea during summertime. *Atmospheric Chemistry and Physics, 3*, 291–302.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2019). *Desarrollo productivo, industrial y su potencial impacto ambiental*. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/20190822_sayds-desarrollo_productivo_impacto_ambiental-version_web.pdf

Secretaría de Energía de la Nación. (2021). *Mapas del sector de hidrocarburos*. https://www.argentina.gob.ar/economia/energia/hidrocarburos/mapas-del-sector-de-hidrocarburos

Secretaría de Política Económica, Subsecretaría de Programación Regional y Sectorial. (2020). *Informe productivo provincial (Año 5, Nº 35, Cierre estadístico 2019)*. Buenos Aires: Ministerio de Economía. https://www.argentina.gob.ar/informes-provinciales/caracterizacion-productiva

Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (1998). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change.* John Wiley & Sons.

Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (2nd ed.). Wiley.

Servicio Meteorológico Nacional. (2022, 7 de septiembre). *El invierno 2022 fue el 7° más seco en 61 años*. Servicio Meteorológico Nacional. https://www.smn.gob.ar/noticias/el-invierno-2022-fue-el-7%C2%B0-m%C3%A1s-seco-en-61-a%C3%B1os

Servicio Meteorológico Nacional. (2016). *Informe sobre el fenómeno ENOS - noviembre 2016*. Repositorio del SMN. http://hdl.handle.net/20.500.12160/2264

Servicio Meteorológico Nacional. (2016). *Informe sobre el fenómeno ENOS - diciembre 2016*. Repositorio del SMN.

Servicio Meteorológico Nacional. (2017). *Informe sobre el fenómeno ENOS – marzo 2017*. Repositorio del SMN.

Servicio Meteorológico Nacional. (2018). *Informe sobre el fenómeno ENOS - noviembre 2018*. Repositorio del SMN.

Servicio Meteorológico Nacional. (2018). *Informe sobre el fenómeno ENOS - diciembre 2018*. Repositorio del SMN.

Servicio Meteorológico Nacional. (2022). *Informe sobre el fenómeno ENOS – diciembre 2022*. Repositorio del SMN.

Servicio Meteorológico Nacional. (2023). *Informe sobre el fenómeno ENOS – marzo 2023*. Repositorio del SMN.

Shamsollahi, H., Masinaei, M., Mahdi Esfahani, N., & Nazmara, S. (2017). Air pollution impact on ultra violet index (UVI). *Journal of Applied and Physical Science, 2*(2), 119–122.

Shaw, G. E., Benner, R. L., Cantrell, W., & Veazey, D. (1998). The regulation of climate: A sulfate particle feedback loop involving deep convection, an editorial essay. *Climate Change, 39*, 23–33.

Schneider, C. A., Rasband, W. S., Eliceiri, K. W., et al. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods, 9*, 671–675.

Simó, R. (2001). Production of atmospheric sulfur by oceanic plankton: Biogeochemical, ecological and evolutionary links. *Trends in Ecology and Evolution, 16*, 287–294.

Sokolik, I. N., Winker, D. M., Bergametti, G., Gillette, D. A., Carmichael, G., et al. (2001). Introduction to special section: Outstanding problems in quantifying the radiative impacts of mineral dust. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 106*(D16), 18015–18027.

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. *Bulletin of the American Meteorological Society, 96*, 2059–2077. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1

Stelson, A. W., & Seinfeld, J. H. (1982). Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant. *Atmospheric Environment, 16*, 983–992.

Streets, D., Bond, T., Carmichael, G., Fernandez, S., Fu, Q., et al. (2003). An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. https://doi.org/10.1029/2002JD003093

Stull, R. B. (1988). *An introduction to boundary layer meteorology*. Kluwer Academic Publishers.

Tagliabue, A., Bopp, L., & Aumont, O. (2009). Evaluating the importance of atmospheric and sedimentary iron sources to Southern Ocean biogeochemistry. *Geophysical Research Letters, 36*, L13601. https://doi.org/10.1029/2009GL038914

Tang, W., Llort, J., Weis, J., et al. (2021). Widespread phytoplankton blooms triggered by 2019–2020 Australian wildfires. *Nature, 597*, 370–375. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03805-8

Tegen, I. (2003). Modeling the mineral dust aerosol cycle in the climate system. *Quaternary Science Reviews, 22*(18–19), 1821–1834.

Textor, C., Schulz, M., Guibert, S., Kinne, S., Balkanski, Y., et al. (2006). Analysis and quantification of the diversities of aerosol life cycles within AeroCom. *Atmospheric Chemistry and Physics, 6*, 1777–1813. https://doi.org/10.5194/acp-6-1777-2006

The Pierre Auger Collaboration (2015). The Pierre Auger Cosmic Ray Observatory. *Nuclear instruments & methods in physics research section a-Accelerators spectrometers detectors and associated equipment*, 798, 172-213.

The Pierre Auger Collaboration. (2010). A study of the effect of molecular and aerosol conditions in the atmosphere on air fluorescence measurements at the Pierre Auger Observatory. *Astroparticle Physics, 33*(2), 108–129. Elsevier. https://doi.org/10.1016/j.astropartphys.2009.12.005

Thorsen, T. J., Ferrare, R. A., Kato, S., & Winker, D. M. (2020). Aerosol direct radiative effect sensitivity analysis. *Journal of Climate, 33*, 6119–6139.

Tormo-Molina, R., Muñoz-Rodríguez, A., et al. (1996). Sampling in aerobiology: Differences between traverses along the length of the slide in Hirst spore traps. *Aerobiología, 12*, 161–166.

Torres, G. R., & Pereira, E. D. L. A. (2018). Monitoring of the airborne pollen diversity in the urban area of San Salvador de Jujuy, Argentina. *Biodiversity International Journal, 2*(1, 2), 67–73.

Torres, O., Chen, Z., Jethva, H. et al. (2010). OMI and MODIS observations of the anomalous 2008–2009 southern hemisphere biomass burning seasons. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *10*, 3505–3513. doi:10.5194/acp-10-3505-2010.

Trepte, C. R. (2024). *CALIPSO User's Guide: Browse*. CALIPSO. Última actualización: 30 de agosto de 2024. https://www-calipso.larc.nasa.gov/resources/calipso_users_guide/browse/index.php

Tursumbayeva, M., Kerimray, A., Karaca, F., & Permadi, D. A. (2022). Planetary Boundary Layer and its relationship with PM2.5 concentrations in Almaty, Kazakhstan. *Aerosol and Air Quality Research, 22*(8), 210294. https://doi.org/10.4209/aaqr.210294

Ulke, Ana G, Maria, K., & de Freitas, S. R. (2011). Biomass Burning in South America: Transport Patterns and Impacts. InTech. http://dx.doi.org/10.5772/19264

Ulke, A. G., (2019) Influence of Regional Transport Mechanisms on the Fingerprint of Biomass-Burning Aerosols in Buenos Aires, Advances in Meteorology, 2019, 6792161, 13 pages. https://doi.org/10.1155/2019/6792161

Urbanski, S. (2014). Wildland fire emissions, carbon, and climate: Emission factors. Forest Ecology and Management, 317, 51-60. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.045

Valle Seijo, M. F., Otero, L. A., & Piacentini, R. D. (2024). Spatio-Temporal Analysis of Fire Events Over the Past 10 Years in the Central-East Region of Argentina and Surrounding Areas. 2024 IEEE Biennial Congress of Argentina (ARGENCON), 1–8. https://doi.org/10.1109/ARGENCON62399.2024.10735824.

Van Geffen, J., Boersma, K. F., Eskes, H. et al. (2020). S5p TROPOMI NO_2 slant column retrieval: method, stability, uncertainties and comparisons with OMI. *Atmospheric Measurement Techniques*, *13*, 1315–1335. URL: https://www.atmos-meas-tech.net/13/1315/2020/. https://doi.org/10.5194/amt-13-1315-2020.

Veefkind, J., Aben, I., McMullan, K., et al. (2012). TROPOMI on the ESA Sentinel-5 precursor: a GMES mission for global observations of the atmospheric composition for climate, air quality and ozone layer application. Remote Sens. Environ. 120, 70–83. https://doi.org/ 10.1016/j.rse.2011.09.027.

Viana M., Chi X., Maenhaut W., Querol X., Alastuey A., Mikuška P. & Večeřa Z. (2006). Organic and elemental carbon concentrations in carbonaceous aerosols during summer

and winter sampling campaigns in Barcelona, Spain. *Atmospheric Environment*, 40, 2180-2193.

Vidal-Riveros, C., Souza-Alonso, P., Bravo, S., Laino, R., & Ngo Bieng, M. A. (2023). A review of wildfires effects across the Gran Chaco region. *Forest Ecology and Management, 549*, 121432. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121432

Videla, F. H. C., Barnaba, F., Angelini, F., Cremades, P., & Gobbi, G. P. (2013). The relative role of Amazonian and non-Amazonian fires in building up the aerosol optical depth in South America: a five year study (2005–2009). *Atmospheric Research*, 122, 298-309. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.10.026

Vos, D. C. (2022). La irrespirable humareda provocó accidentes de tránsito en Rosario. URL:https://www.diarioconvos.com/2022/09/14/la-irrespirable-humareda-provoco-accidentes-de-transito-en-rosario/.

Voss, K. J., Welton E. J., Quinn P. K., Johnson J., Thompson A. M., and Gordon H. R. (2001). Lidar measurements during Aerosols99. *J. Geophys. Res.*, 106, 20821–20831.

Vouitsis, E., Ntziachristos, L., Samaras, Z. (2003). Particulate mass measurements for low emitting diesel powered vehicles: what is next?. *Progress in energy and Combustion Science*, 29, 635.

Wang, C., Wang, T., Wang, P. et al. (2020). Comparison and validation of TROPOMI and OMI NO_2 observations over China. *Atmos. Chem. Phys.*, *23*, 7723–7748. https://doi.org/10.3390/atmos11060636.

Wan, N., Xiong, X., Kluitenberg, G., et al. (2023). Estimation of biomass burning emission of NO_2 and CO from 2019–2020 Australia fires based on satellite observations. *Atmospheric Chemistry and Physics,* 23(1), 711–724. https://doi.org/10.5194/acp-23-711-2023

Wang, Z. et al. (2010) “Satellite-based estimation of regional particulate matter (PM) in Beijing using vertical-and-RH correcting method”, *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 114(1), pp. 50–63. https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.009.

Warneck P., (1988). Chemistry of the natural atmosphere. International Geophysics Series. Wiley & Sons, 41. Academy Press, 757 pp.

Watson, J. G. (1979). *Chemical element balance receptor model methodology for assessing the sources of fine and total suspended particulate matter in Portland, Oregon* (Tesis doctoral). Oregon Graduate Center, Portland, OR.

Wehner, B., Birmili, W., Gnauk, T., & Wiedensohler, A. (2002). Particle number size distributions in a street canyon and their transformation into the urban-air background: Measurements and a simple model study. *Atmospheric Environment, 36*, 2215–2223.

Wehner, B., Philippin, S., Wiedensohler, A., Scheer, V., & Vogt, R. (2004). Variability of non-volatile fractions of atmospheric aerosol particles with traffic influence. *Atmospheric Environment, 38*, 6081–6090.

Weigand, M., Wurm, M., Dech, S., & Taubenböck, H. (2019). Remote sensing in environmental justice research—A review. *ISPRS International Journal of Geo-Information, 8*, 20. https://doi.org/10.3390/ijgi8010020

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology, 30*(5), 377–392. http://dx.doi.org/10.1086/622910

Whiteaker, J. R., Suess, D. T., & Prather, K. A. (2002). Effects of meteorological conditions on aerosol composition and mixing state in Bakersfield, CA. *Environmental Science & Technology, 36*(11), 2345–2353. https://doi.org/10.1021/es011381z

Wichmann, H. E., Spix, C., Tuch, T., Wolke, G., Peters, A., et al. (2000). Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany, Part I: Role of particle number and particle mass. *Research Report Health Effects Institute, 98*, 87–94.

Winker, D. M., Hunt, W. H., & McGill, M. J. (2007). Initial performance assessment of CALIOP. *Geophysical Research Letters, 34*, L19803.

Winker, D. M., Vaughan, M. A., Omar, A., Hu, Y., Powell, K. A., et al. (2009). Overview of the CALIPSO mission and CALIOP data processing algorithms. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 26*, 2310–2323.

Winker, D.M., Pelon, J., Coakley, J.A., Ackerman, S.A., Charlson, R.J., et al. (2010). The CALIPSO Mission: A Global 3D View of Aerosols and Clouds. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, *91*, 1211–1230.

Winker, D. (2007). *CALIPSO Status and Results* [Presentación]. NASA LaRC. https://ceres.larc.nasa.gov/documents/STM/2007-04/ce0704251130CALIPSO_winker.pdf

Wolff, G. T., Ruthkosky, M. S., Stroup, D. P., Korsog, P. E. (1991). A characterization of the principal PM-10 species in Claremont (summer) and Long Beach (fall) during SCAQS. *Atmospheric Environment*, 25 Part A, p2173-2186.

Wolters, JHB, & Martens, MJM (1987). Effects of air pollutants on pollen. *The Botanical Review*, 53, 372-414.

Wooster, M.J., Zhukov, B., Oertel, D., (2003). Fire radiative energy for quantitative study of biomass burning: derivation from the bird experimental satellite and comparison to MODIS fire products. *Remote Sens. Environ*. 86, 83–107. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00070-1

World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329

World Health Organization. (2021). *Ambient (outdoor) air pollution*. https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health

Wu, H., Li, Z., Jiang, M., Liang, C., Zhang, D., et al. (2021). Contributions of traffic emissions and new particle formation to the ultrafine particle size distribution in the megacity of Beijing. *Atmospheric Environment, 262*, 118652. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118652

Wu, Jian & Xu, Chang & Wang, Qiongzhen & Cheng, Wen. (2016). Potential Sources and Formations of the PM2.5 Pollution in Urban Hangzhou. *Atmosphere*. 7. 100. https://doi.org/10.3390/atmos7080100.

Xie, Q., & Sun, Q. (2021). Monitoring the spatial variation of aerosol optical depth and its correlation with land use/land cover in Wuhan, China: A perspective of urban planning. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 18*, 1132. https://doi.org/10.3390/ijerph18031132

Zha, Y., et al. (2010). Monitoring of urban air pollution from MODIS aerosol data: Effect of meteorological parameters. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology, 62*(2), 109–116. https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00451.x

Zhan, Z., Xu, M., Li, Y., & Dong, M. (2021). The relationship between fungal growth rate and temperature and humidity. *International Journal of Engineering and Management Research, 11*. https://doi.org/10.31033/ijemr.11.3.13

Yang, Z. L. (s.f.). *Atmospheric boundary layer and turbulence*. Department of Geological Sciences, Jackson School of Geosciences. http://www.geo.utexas.edu/climate https://www.weather.gov/media/zhu/ZHU_Training_Page/clouds/planetary_boundary_layer/Planetary_Boundary_Layer.pdf

ANEXO I

SOFTWARE MATLAB

Matlab es un software que integra rutinas de cálculo, de visualización y programación.

En el desarrollo del software en MATLAB para el análisis morfológico de partículas de aerosoles, es fundamental comprender algunos conceptos clave relacionados con el procesamiento de imágenes. MATLAB utiliza vectores y matrices como estructuras de datos fundamentales para representar y manipular imágenes (González et al., 2020).

- **Vectores y matrices**: Los vectores se definen como una secuencia de números entre corchetes, y las matrices son colecciones de vectores fila con dimensiones compatibles. En el procesamiento de imágenes, las matrices se utilizan para representar imágenes, donde cada elemento (pixel) de la matriz corresponde a un valor de intensidad o nivel de gris en una coordenada espacial. Las matrices pueden asumir valores reales o complejos. Una matriz 1 x 1 es interpretada como un escalar y matrices con una sola columna o una sola fila son interpretadas como vectores (columna o fila respectivamente). Por defecto, los datos en estos arreglos se almacenan como números de coma flotante de precisión doble (double - 64 bits). Todas las funciones y comandos de Matlab usan números de esta precisión. En la Tabla A.1 se presentan los datos disponibles en MATLAB.

Para la manipulación de textos, como en el caso del agregado de títulos o etiquetas en los gráficos, se provee otro tipo de datos llamado cadena de caracteres (string).

Tabla A.1. Tipos de datos disponibles en MATLAB.

`double`	Números de coma flotante en el rango [-10^{308} , 10^{308}], 8 bytes, 64 bits
`uint8`	Enteros sin signo en el rango [0, 255], 1 byte, 8 bits
`uint16`	Enteros sin signo en el rango [0, 65535], 2 bytes, 16 bits
`uint32`	Enteros sin signo en el rango [0, 4294967295], 4 bytes, 32 bits
`int8`	Enteros con signo en el rango [-128, 127], 1 byte, 8 bits
`int16`	Enteros con signo en el rango [-32768, 32767], 2 bytes, 16 bits
`int32`	Enteros con signo en el rango [-2147483648, 2147483647], 4 bytes, 32 bits
`single`	Números de coma flotante en el rango -10^{38} a 10^{38}, 4 bytes por elemento
`char`	Tira de caracteres en formato Unicode, 2 bytes por elemento
`logical`	Contiene elementos que únicamente asumen los valores 0 o 1, 1 byte por elemento

En el presente trabajo, el tipo de dato más utilizado es el **uint8**, que ofrece 256 niveles de gris. Esto se debe a que 2^8 (8 bits) permite representar 256 valores diferentes de intensidad de gris, variando desde el negro hasta el blanco. Por otro lado, el tipo de dato **logical** se utilizó en el procesamiento de imágenes binarias, ya que estas imágenes solo contienen dos colores: blanco y negro.

MATLAB provee un conjunto de funciones relacionales y lógicas que permiten realizar comparaciones y operaciones lógicas sobre matrices y otros tipos de datos, facilitando la manipulación, filtrado y análisis de la información (González et al., 2020). Estas funciones son esenciales para evaluar condiciones, tomar decisiones y realizar procesos de segmentación y clasificación en el análisis de imágenes, entre otras aplicaciones. Adicionalmente, MATLAB permite crear e incorporar nuevas funciones para su uso en aplicaciones particulares.

Tabla A.2. Algunas funciones lógicas y relacionales que provee el software MATLAB.

`xor(A,B)`	OR exclusivo. Devuelve *verdadero* para cada elemento donde `A` o `B` son distintos de 0 y *falso* donde `A` y `B` son ambos 0 o distintos de 0
`any(A)`	Devuelve *verdadero* para cada columna de `A` que tenga algún elemento distinto de 0
`all(A)`	Devuelve *verdadero* para cada columna de `A` cuyos elementos sean todos distintos de 0
`isempty(x)`	Devuelve *verdadero* si `x` es un arreglo vacío
`isequal(A,B,…)`	Devuelve *verdadero* si todos los argumentos son numéricamente iguales
`isfinite(A)`	Devuelve *verdadero* para todos los elementos finitos
`isinf(A)`	Devuelve *verdadero* para todos los elementos infinitos
`isnan(A)`	Devuelve *verdadero* para todos los elementos NaN
`isnumeric(A)`	Devuelve *verdadero* si el arreglo es numérico
`isreal(A)`	Devuelve *verdadero* si el arreglo es real
`isvarname(S)`	Devuelve *verdadero* si `S` es un nombre de variable válido

- **Imagen digital**: En este contexto, una imagen digital se define como una función bidimensional F (x,y), donde x e y son las coordenadas espaciales, y f (x,y) es el valor de intensidad o nivel de gris en ese punto. El proceso de digitalización convierte esta imagen continua en una representación discreta, con un número finito de píxeles.
- **Procesamiento digital de imágenes**: Este proceso se divide en varias etapas:
    - **Procesos de bajo nivel**: Incluyen la reducción de ruido y mejora del contraste, esenciales para depurar las imágenes obtenidas del SEM.
    - **Procesos de nivel medio**: Involucran la segmentación de la imagen para identificar y aislar las partículas de aerosol.
    - **Procesos de alto nivel**: Implican el análisis de la imagen para extraer información útil, como el cálculo de parámetros morfológicos de las partículas.

En el software desarrollado, se aplican técnicas como la segmentación, el procesamiento morfológico y el realzado de imagen para mejorar la calidad de las imágenes SEM, permitiendo un análisis más preciso de las partículas. El procesamiento morfológico, en particular, se utiliza para analizar figuras binarizadas (blanco y negro) y separar elementos no deseados, facilitando la identificación y descripción de las partículas.

Este enfoque teórico proporciona la base para las operaciones realizadas en MATLAB, donde se utilizan matrices para representar imágenes y ejecutar las diversas etapas de procesamiento digital necesarias para extraer las características morfológicas de los aerosoles.

El software MATLAB es ampliamente utilizado a nivel mundial en diversas aplicaciones como: Cálculo numérico, desarrollo de algoritmos, modelado, simulación y desarrollo de prototipos, análisis y visualización de datos, construcción de gráficas, desarrollo de aplicaciones en distintas áreas científicas y tecnológicas.

.

Algoritmo desarrollado para el software Micro Scan Particle (MSP)

```
% ---------------------------------------------------------------------
% Micro Scan Particle (MSP)
% ---------------------------------------------------------------------
% Cargar la imagen desde un archivo
B = imread('M44i-4.bpm');

% Binarizar la imagen utilizando un umbral adaptativo
umbral = graythresh(B);
it2 = im2bw(B, umbral);

% Mostrar la imagen binarizada
figure(2), imshow(it2), title('Imagen Binaria');

% Definición de elementos estructurantes para operaciones morfológicas
cuadrado = strel('square', 1); % Elemento estructurante cuadrado de tamaño 1x1
disco = strel('disk', 1);   % Elemento estructurante disco con radio 1

% Aplicar erosión morfológica con diferentes elementos estructurantes
image_erode_cuadrado = imerode(it2, cuadrado);
image_erode_disco = imerode(it2, disco);

% Mostrar resultados de la erosión morfológica
figure(3), imshow(image_erode_cuadrado), title('Imagen Erosionada, cuadrado');
figure(4), imshow(image_erode_disco), title('Imagen Erosionada, disco');
```

```
% Aplicar cierre morfológico para completar estructuras en la imagen
disco2 = strel('disk', 3); % Elemento estructurante disco con radio 3
C = imclose(image_erode_disco, disco2);

% Mostrar resultado del cierre morfológico
figure(5), imshow(C), title('Imagen erosión disco + imclose');

% Reconstrucción morfológica a partir de la imagen cerrada
Ir = imreconstruct(C, it2);

% Comparar imágenes binarizada y erosionada
figure(6);
subplot(121), imshow(it2), title('Binaria'), axis on;
subplot(122), imshow(image_erode_disco), title('Erosionada'), axis on;

% Mostrar imagen reconstruida
figure(7), imshow(Ir), title('Imagen reconstruida'), axis on;

% Rellenar agujeros en la imagen reconstruida
F = imfill(Ir, 'holes');

% Mostrar imagen sin agujeros
figure(8), imshow(F), title('Imagen sin agujeros');

% Eliminar partículas que tocan el borde de la imagen
J = imclearborder(F);

% Mostrar imagen sin partículas del borde
figure(9), imshow(J), title('Imagen sin partículas del borde');

% Comparar imagen final con la imagen inicial
figure(10), imshowpair(J, B), title('Comparación imagen final (Verde) con inicial
(Violeta)');

E = bwlabel(J);
```

```
figure(11), vislabels(E), title('Cada objeto identificado');

% Calcular propiedades de cada objeto identificado
stats = regionprops(E, 'Area', 'Perimeter', 'Centroid', 'BoundingBox');

BW2 = bwperim(E);
hold on;

for k = 1:length(stats)
   thisboundingbox = stats(k).BoundingBox;
   if stats(k).Area > 476
      rectangle('Position', [thisboundingbox(1), thisboundingbox(2), thisboundingbox(3),
thisboundingbox(4)], 'EdgeColor', 'r', 'LineWidth', 2);
   else
      rectangle('Position', [thisboundingbox(1), thisboundingbox(2), thisboundingbox(3),
thisboundingbox(4)], 'EdgeColor', 'b', 'LineWidth', 2);
   end
   if stats(k).Perimeter^2 / stats(k).Area > 16
      text(stats(k).Centroid(1), stats(k).Centroid(2), 'Triángulo', 'Color', 'r');
   elseif stats(k).Perimeter^2 / stats(k).Area < 16
      text(stats(k).Centroid(1), stats(k).Centroid(2), 'Círculo', 'Color', 'g');
   else
      text(stats(k).Centroid(1), stats(k).Centroid(2), 'Cuadrado', 'Color', 'b');
   end
end

% Definir el área de un píxel en micrones cuadrados
MPX = 0.290; % Micrones por píxel en X (dato de la imagen)
MPY = 0.297; % Micrones por píxel en Y (dato de la imagen)
AP = MPX * MPY; % Área de un píxel en micrones cuadrados

% Convertir el área de cada partícula a micrones cuadrados
Area = [stats.Area].'; % Área de cada partícula en píxeles
ACP = Area * AP; % Área de cada partícula en micrones cuadrados


Perimeter = [stats.Perimeter].'; % Perímetro de cada partícula en píxeles
```

```
Promedio = (MPX + MPY) / 2; % Promedio de micrones por píxel
PCP = Perimeter * Promedio; % Perímetro de cada partícula en micrones

dia_medio = zeros(size(stats, 1), 1);
fprintf('Part#    Diámetro[px]\n');
for n = 1:size(stats, 1)
   dia_medio(n) = mean(stats(n).BoundingBox([3, 4]));
   fprintf('%3d:     %.2f\n', n, dia_medio(n));
end

% Convertir el diámetro de píxeles a micrómetros
DCP = dia_medio * Promedio;

% Crear una tabla con los datos calculados
Table = table(ACP, PCP, DCP);
```

TABLA DE RESULTADOS CON MSP E IMAGE J

En la presente sección se encuentran las tablas que reflejan los resultados de las partículas medidas de la imagen SEM con ambas herramientas (Matlab e Image J), a modo de ampliar lo presentado en el Capítulo 5.

Tabla A.1. Resultados de partículas detectadas con MSP (Matlab) en la imagen SEM.

N° DE PARTÍCULA	Área (pixels)	Área (μ)	Perímetro (pixels)	Perímetro (μ)	C	D_{EQ} A (μ)	D_{EQ} P (μ)	DCP
1	43	3.70	22.11	6.49	1.11	2.17	2.07	2.35
2	6	0.52	5.91	1.73	2.16	0.81	0.55	0.88
3	131	11.28	40.19	11.79	1.02	3.79	3.75	4.11
4	176	15.15	79.93	23.46	0.35	4.39	7.47	6.16
5	71	6.11	37.26	10.93	0.64	2.79	3.48	3.23
6	61	5.25	26.21	7.69	1.12	2.59	2.45	2.64
7	22	1.89	14.05	4.12	1.40	1.55	1.31	1.61

8	29	2.50	16.86	4.95	1.28	1.78	1.58	1.91
9	688	59.24	132.75	38.96	0.49	8.68	12.40	10.57
10	59	5.08	25.49	7.48	1.14	2.54	2.38	2.79
11	189	16.27	50.04	14.69	0.95	4.55	4.67	5.14
12	124	10.68	36.79	10.80	1.15	3.69	3.44	3.67
13	324	27.90	71.81	21.08	0.79	5.96	6.71	6.60
14	41	3.53	21.89	6.43	1.08	2.12	2.05	2.20
15	9	0.77	9.00	2.64	1.40	0.99	0.84	1.17
16	19	1.64	13.50	3.96	1.31	1.44	1.26	1.61
17	26	2.24	15.25	4.48	1.40	1.69	1.42	1.61
18	10	0.86	8.33	2.44	1.81	1.05	0.78	1.03
19	227	19.54	55.62	16.32	0.92	4.99	5.20	5.28
20	106	9.13	43.16	12.67	0.72	3.41	4.03	3.96
21	9431	812.01	392.12	115.09	0.77	32.15	36.63	32.87
22	175	15.07	53.43	15.68	0.77	4.38	4.99	4.55
23	13	1.12	10.78	3.16	1.41	1.19	1.01	1.32
24	11	0.95	10.11	2.97	1.35	1.10	0.94	1.17
25	316	27.21	70.52	20.70	0.80	5.89	6.59	6.75
26	286	24.62	61.65	18.09	0.95	5.60	5.76	6.16
27	80	6.89	33.73	9.90	0.88	2.96	3.15	3.38
28	336	28.93	82.54	24.22	0.62	6.07	7.71	7.04
29	47	4.05	58.40	17.14	0.17	2.27	5.46	4.70
30	133	11.45	41.48	12.17	0.97	3.82	3.87	3.96
31	31	2.67	19.01	5.58	1.08	1.84	1.78	2.05
32	83	7.15	33.61	9.86	0.92	3.02	3.14	3.38
33	54	4.65	23.97	7.03	1.18	2.43	2.24	2.49
34	73	6.29	44.01	12.92	0.47	2.83	4.11	3.08
35	36	3.10	18.62	5.46	1.31	1.99	1.74	1.91
36	37	3.19	20.51	6.02	1.11	2.01	1.92	2.20
37	33	2.84	19.29	5.66	1.11	1.90	1.80	2.05
38	68	5.85	28.58	8.39	1.05	2.73	2.67	2.94
39	11	0.95	11.91	3.50	0.97	1.10	1.11	1.32
40	54	4.65	25.28	7.42	1.06	2.43	2.36	2.64
41	36	3.10	43.07	12.64	0.24	1.99	4.02	2.64
42	465	40.04	101.40	29.76	0.57	7.14	9.47	8.22
43	24	2.07	15.82	4.64	1.20	1.62	1.48	1.61

44	14	1.21	11.14	3.27	1.42	1.24	1.04	1.32
45	872	75.08	122.79	36.04	0.73	9.78	11.47	10.86
46	9	0.77	9.00	2.64	1.40	0.99	0.84	1.17
47	68	5.85	38.87	11.41	0.57	2.73	3.63	3.38
48	131	11.28	45.12	13.24	0.81	3.79	4.22	4.11
49	15	1.29	11.42	3.35	1.45	1.28	1.07	1.32
50	39	3.36	26.14	7.67	0.72	2.07	2.44	2.20
51	46	3.96	23.69	6.95	1.03	2.25	2.21	2.49
52	22	1.89	14.05	4.12	1.40	1.55	1.31	1.61
53	82	7.06	35.29	10.36	0.83	3.00	3.30	3.23
54	393	33.84	82.12	24.10	0.73	6.56	7.67	7.78
55	86	7.40	31.74	9.32	1.07	3.07	2.97	3.08
56	27	2.32	22.10	6.49	0.69	1.72	2.06	2.35
57	3783	325.72	345.54	101.42	0.40	20.36	32.28	23.77
58	113	9.73	50.01	14.68	0.57	3.52	4.67	4.26
59	86	7.40	48.70	14.29	0.46	3.07	4.55	4.84
60	53	4.56	26.32	7.73	0.96	2.41	2.46	2.64
61	38	3.27	20.60	6.05	1.13	2.04	1.92	2.20
62	60	5.17	25.01	7.34	1.21	2.56	2.34	2.64
63	93	8.01	36.22	10.63	0.89	3.19	3.38	3.38
64	122	10.50	41.80	12.27	0.88	3.66	3.90	4.26
65	25	2.15	35.48	10.41	0.25	1.66	3.31	3.23
66	121	10.42	39.45	11.58	0.98	3.64	3.69	4.11
67	105	9.04	34.54	10.14	1.11	3.39	3.23	3.38
68	136	11.71	54.17	15.90	0.58	3.86	5.06	4.55
69	44	3.79	22.20	6.51	1.12	2.20	2.07	2.35
70	42	3.62	38.59	11.33	0.35	2.15	3.61	3.67
71	12	1.03	10.69	3.14	1.32	1.15	1.00	1.32
72	27	2.32	20.90	6.13	0.78	1.72	1.95	2.20

Tabla A.2. Resultados de partículas detectadas con Image J en la imagen SEM.

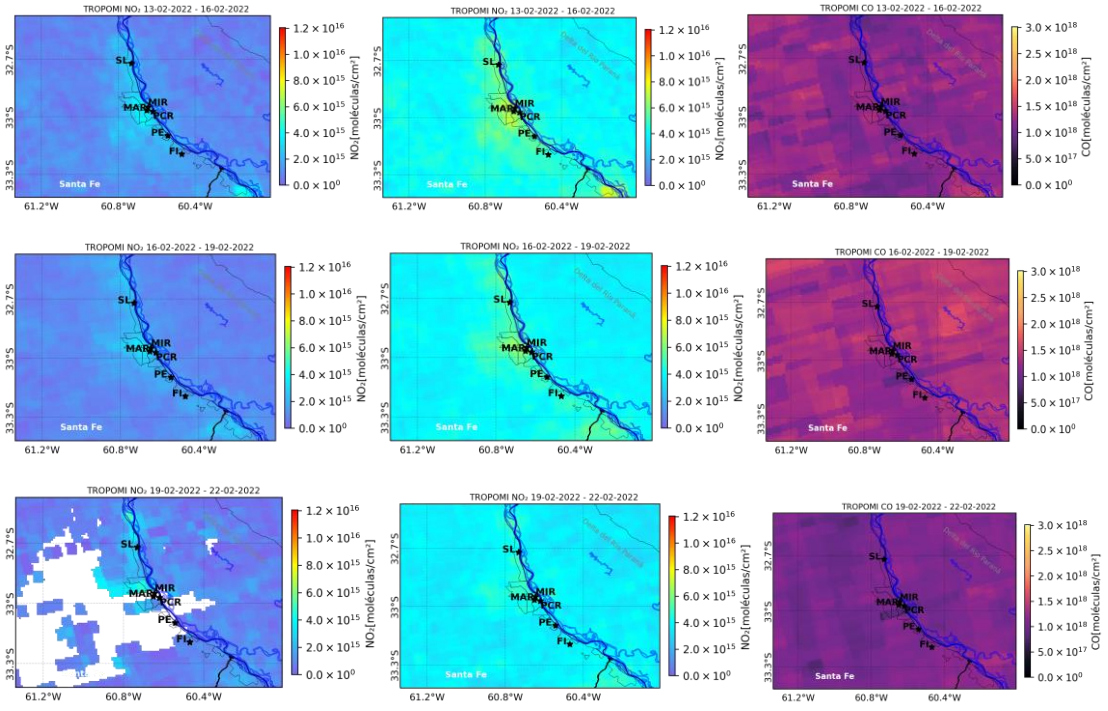
N° de partícula	***Área (pixels)***	***Área (µ)***	***Perímetro (pixels)***	***Perímetro (µ)***	***C***	***D_{EQ} A (µ)***	***D_{EQ} P (µ)***	***DCP***

1	872	75.08	129.78	38.09	0.65	9.78	12.12	10.86
2	286	24.62	66.43	19.50	0.82	5.60	6.21	6.16
3	82	7.06	37.46	10.99	0.73	3.00	3.50	3.23
4	60	5.17	27.80	8.16	0.98	2.56	2.60	2.64
5	336	28.93	86.23	25.31	0.57	6.07	8.06	7.04
6	73	6.29	47.11	13.83	0.41	2.83	4.40	3.08
7	53	4.56	29.21	8.57	0.78	2.41	2.73	2.64
8	25	2.15	38.63	11.34	0.21	1.66	3.61	3.23
9	6	0.52	8.49	2.49	1.00	0.81	0.79	0.88
10	27	2.32	24.97	7.33	0.54	1.72	2.33	2.35
11	465	40.04	107.40	31.52	0.51	7.14	10.03	8.22
12	175	15.07	56.28	16.52	0.69	4.38	5.26	4.55
13	10	0.86	11.07	3.25	1.00	1.05	1.03	1.03
14	3783	325.72	358.03	105.08	0.37	20.36	33.45	23.77
15	80	6.89	36.87	10.82	0.74	2.96	3.44	3.38
16	131	11.28	43.11	12.65	0.89	3.79	4.03	4.11
17	15	1.29	13.90	4.08	0.98	1.28	1.30	1.32
18	13	1.12	13.31	3.91	0.92	1.19	1.24	1.32
19	36	3.10	21.31	6.26	1.00	1.99	1.99	1.91
20	227	19.54	59.36	17.42	0.81	4.99	5.55	5.28
21	33	2.84	21.56	6.33	0.89	1.90	2.01	2.05
22	86	7.40	35.21	10.34	0.87	3.07	3.29	3.08
23	136	11.71	57.84	16.98	0.51	3.86	5.40	4.55
24	59	5.08	28.63	8.40	0.91	2.54	2.67	2.79
25	22	1.89	16.73	4.91	0.99	1.55	1.56	1.61
26	124	10.68	40.04	11.75	0.97	3.69	3.74	3.67
27	9431	812.01	408.03	119.76	0.71	32.15	38.12	32.87
28	121	10.42	43.11	12.65	0.82	3.64	4.03	4.11
29	29	2.50	19.56	5.74	0.95	1.78	1.83	1.91
30	43	3.70	24.97	7.33	0.87	2.17	2.33	2.35
31	14	1.21	13.90	4.08	0.91	1.24	1.30	1.32

32	9	0.77	11.90	3.49	0.80	0.99	1.11	1.17
33	37	3.19	23.56	6.91	0.84	2.01	2.20	2.20
34	31	2.67	21.56	6.33	0.84	1.84	2.01	2.05
35	83	7.15	36.04	10.58	0.80	3.02	3.37	3.38
36	113	9.73	53.36	15.66	0.50	3.52	4.98	4.26
37	176	15.15	84.23	24.72	0.31	4.39	7.87	6.16
38	22	1.89	16.73	4.91	0.99	1.55	1.56	1.61
39	68	5.85	41.70	12.24	0.49	2.73	3.90	3.38
40	93	8.01	39.21	11.51	0.76	3.19	3.66	3.38
41	54	4.65	27.80	8.16	0.88	2.43	2.60	2.64
42	39	3.36	28.63	8.40	0.60	2.07	2.67	2.20
43	105	9.04	37.80	11.09	0.92	3.39	3.53	3.38
44	324	27.90	75.26	22.09	0.72	5.96	7.03	6.60
45	26	2.24	17.31	5.08	1.00	1.69	1.62	1.61
46	131	11.28	48.87	14.34	0.69	3.79	4.57	4.11
47	46	3.96	26.39	7.74	0.83	2.25	2.46	2.49
48	71	6.11	40.04	11.75	0.56	2.79	3.74	3.23
49	11	0.95	14.73	4.32	0.64	1.10	1.38	1.32
50	106	9.13	45.70	13.41	0.64	3.41	4.27	3.96
51	122	10.50	45.36	13.31	0.75	3.66	4.24	4.26
52	24	2.07	18.73	5.50	0.86	1.62	1.75	1.61
53	36	3.10	46.28	13.58	0.21	1.99	4.32	2.64
54	44	3.79	24.39	7.16	0.93	2.20	2.28	2.35
55	133	11.45	45.46	13.34	0.81	3.82	4.25	3.96
56	393	33.84	86.33	25.34	0.66	6.56	8.06	7.78
57	42	3.62	41.70	12.24	0.30	2.15	3.90	3.67
58	54	4.65	26.97	7.92	0.93	2.43	2.52	2.49
59	47	4.05	61.74	18.12	0.16	2.27	5.77	4.70
60	41	3.53	24.73	7.26	0.84	2.12	2.31	2.20
61	61	5.25	28.97	8.50	0.91	2.59	2.71	2.64
62	27	2.32	23.80	6.99	0.60	1.72	2.22	2.20

63	189	16.27	53.60	15.73	0.83	4.55	5.01	5.14
64	9	0.77	11.90	3.49	0.80	0.99	1.11	1.17
65	11	0.95	12.49	3.66	0.89	1.10	1.17	1.17
66	316	27.21	75.84	22.26	0.69	5.89	7.09	6.75
67	12	1.03	13.31	3.91	0.85	1.15	1.24	1.32
68	68	5.85	31.46	9.23	0.86	2.73	2.94	2.94
69	38	3.27	23.56	6.91	0.86	2.04	2.20	2.20
70	688	59.24	139.92	41.07	0.44	8.68	13.07	10.57
71	86	7.40	53.11	15.59	0.38	3.07	4.96	4.84
72	19	1.64	16.14	4.74	0.92	1.44	1.51	1.61

MAPAS DE NO_2 VCDTROP, NO_2 VCDTROP Y CO, SET1



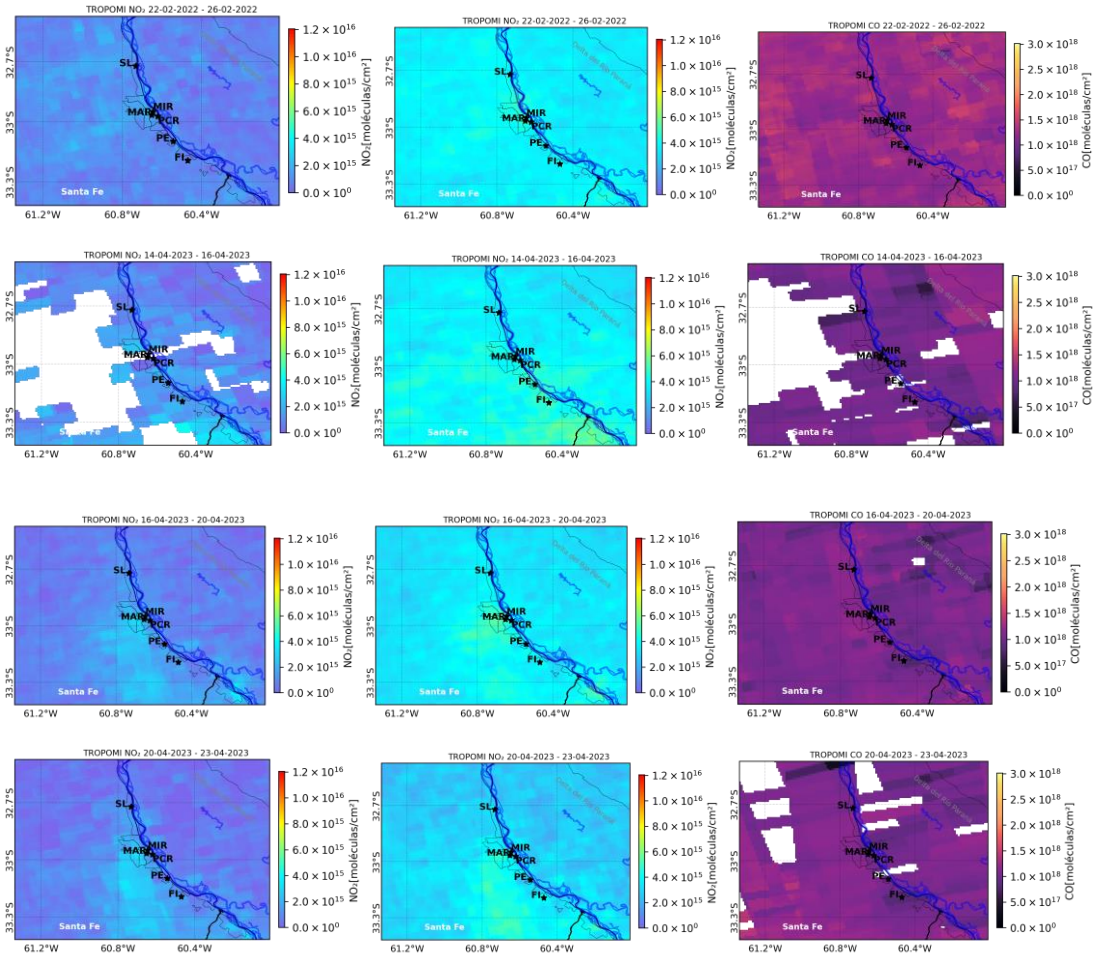


Figura A.2. Mapas de los valores medios de NO_2 VCDtrop (a,d,g,j,m,o,r), NO_2 VCD (b,e,h,k,n,p,s) y CO VCD(c,f,i,l,ñ,q,t) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET1-Verano y SET1-Otoño, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P. Las siglas corresponden a los sitios muestreados (SL,MIR,MAR,PCR, PE,FI).

CHACO JET

La Figura A.3, muestra la evolución del Jet de Capas bajas y las velocidades del viento, lo cual confirma el JET del SET1-PRIMAVERA con velocidades superiores a 16m/s en el centro este de Argentina, principalmente el 7/11/2023.

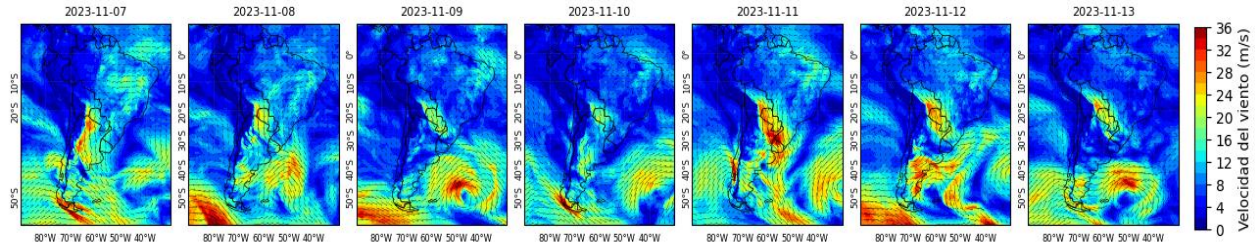


Figura A.3. Evolución del Chaco Jet en América del sur. Las flechas representan la dirección y magnitud del viento.

PLUMA DE INCENDIOS DE CÓRDOBA

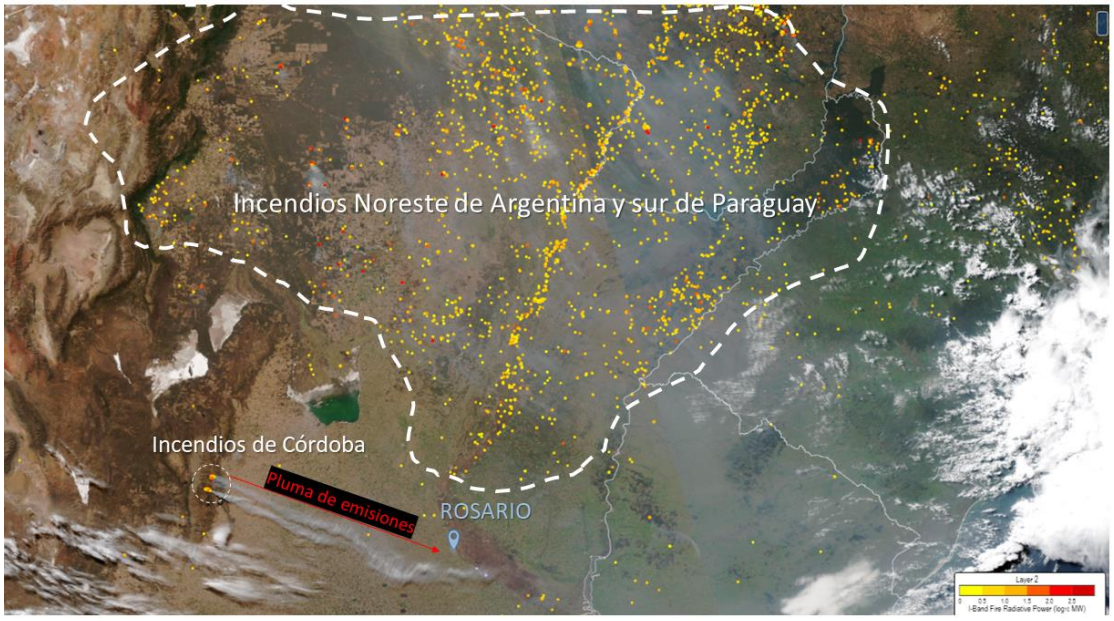
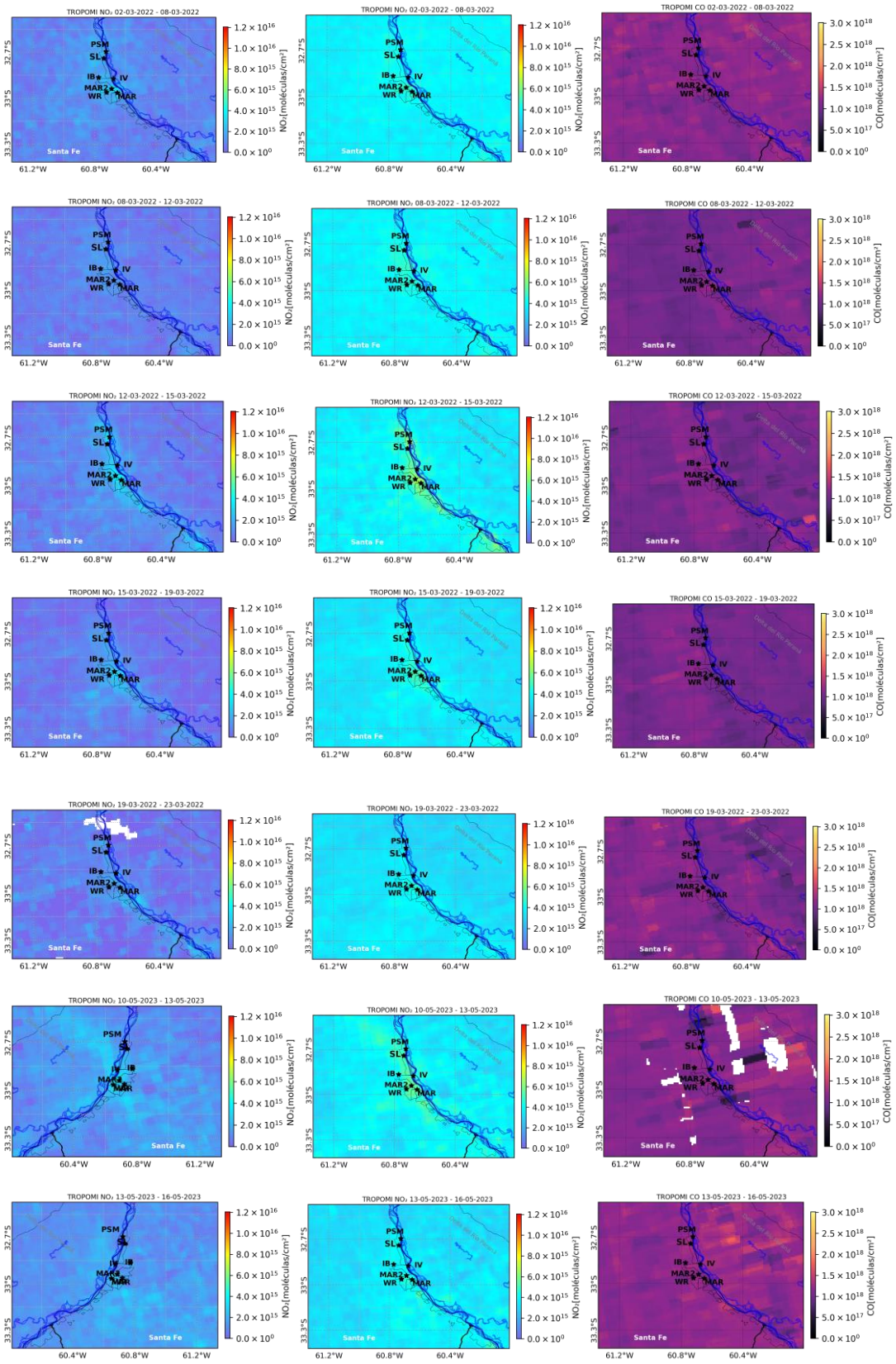


Figura A.4. Mapa de incendios en el Noreste de Argentina y sur de Paraguay, dirección de la pluma de incendios en Córdoba. Fire Radiative Power detectado por VIIRS/SNPP el 18 de agosto del 2021.

MAPAS DE NO_2 VCDTROP, NO_2 VCDTROP Y CO, SET2



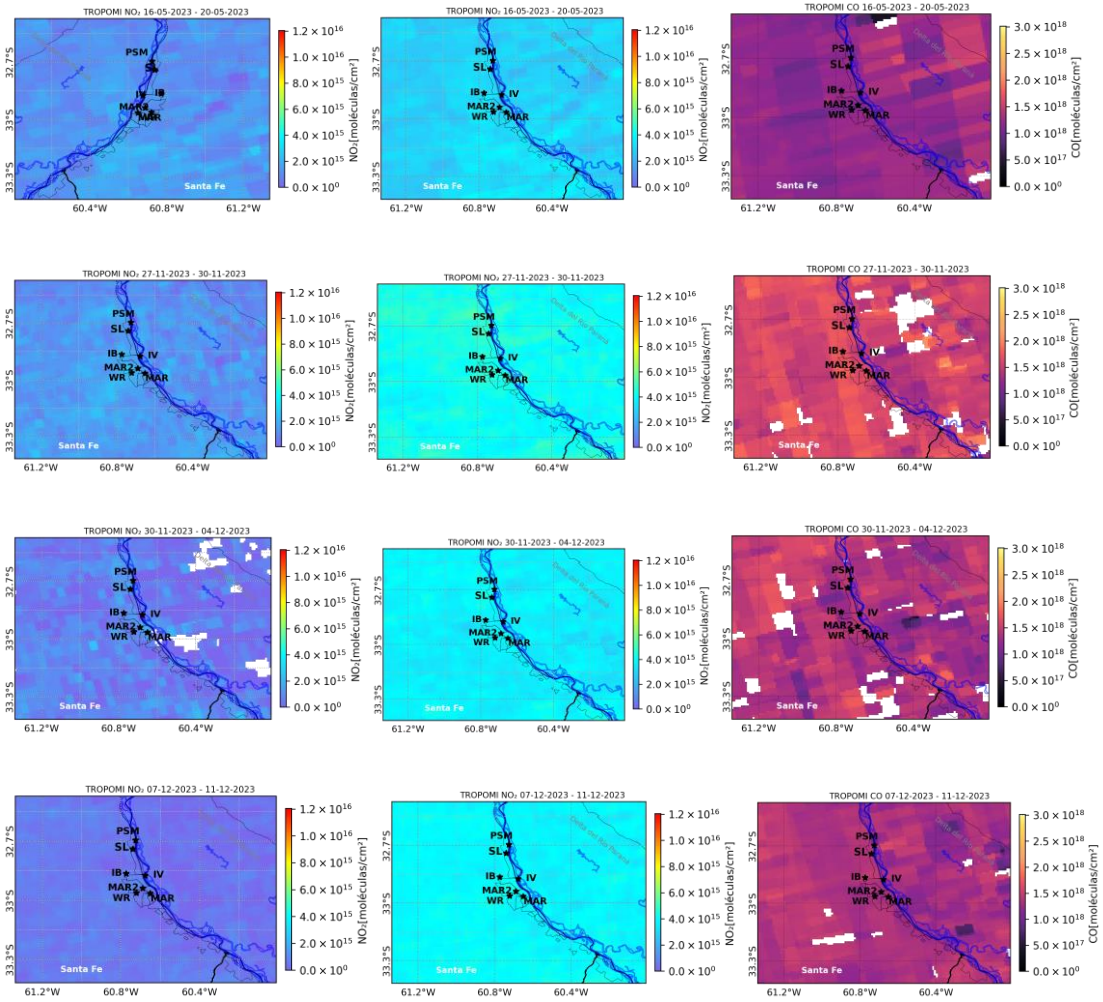


Figura A.5. Mapas de los valores medios de NO_2 VCD_{trop} (a,d,g,j,m,o,r), NO_2 VCD (b,e,h,k,n,p,s) y CO VCD (c,f,i,l,ñ,q,t) en el Gran Rosario y sitios aledaños durante los distintos períodos del SET2-Verano y SET2-Otoño y SET2-Primavera, detectados por el sensor TROPOMI, Sentinel-5P. Las siglas corresponden a los sitios muestreados (PSM, SL, IB, IV, MAR, MAR2, WR).

MEDICIONES EN CAMPO SOLDINI (CS) Y MACROCENTRO DE ROSARIO (MAR)

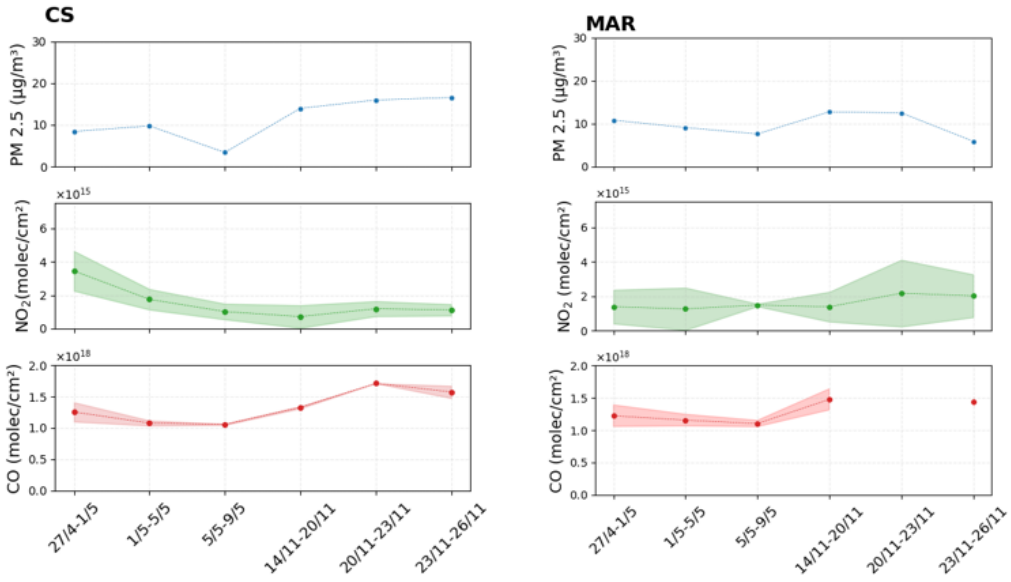


Figura A.6. Mediciones comparativas adicionales efectuadas em Campo Soldini (CS) y Macrocentro de Rosario (MAR). Se observa que las mismas para el período de otoño 2023 y primavera 2023, no presentan grandes diferencias.

COMPARACIÓN DATOS DE MONITOREO DE PM2.5 E INDUSTRIAS

Siguiendo el análisis del capítulo 6, se pueden efectuar comparaciones estimativas entre el PM2.5 hallado en campo y el potencial aporte industrial.

Efectuando una comparación de los SET de Invierno y verano entre la influencia de industrias cercanas y el PM2.5, Se llegaron a las siguientes conclusiones:

SET1-Invierno

Baja influencia industrial: En R2, R3 y R4 predominan las masas de aire que provienen de la Isla del Delta del Paraná con alta frecuencia.

SET1-Verano

Mayor infuencia industrial en **R1 Y R2**, concentraciones de PM2.5 más elevadas del **SET1-Verano** en la totalidad de los sitios. En R2 las masas de aire tuvieron su paso por tramo sureste de Rosario, zona industrial Zárate-Campana y C.A.B.A. una zona industrializada diversificadamente, coincide con el pico de verano de PM2.5 en todos los sitios.

Menor **influencia industrial** en **R3 y R4** (mayor frecuencia de paso de las masas de aire por las Islas del Delta del Paraná, en momentos de ausencia de incendios), **disminución de PM2.5 en la totalidad de los sitios**.

Mayor frecuencia de paso por sitios industriales en SET1 verano que en set1 invierno, sin embargo, durante el invierno, se presentaron valores de PM2.5 más elevados que en verano, asociados a la presencia de incendios cercanos durante SET1 invierno.

SET 2 - Invierno:

Mayor influencia industrial en R1, R2 y R3. En **R3**, presenta predominio en las zonas industriales Z2S, Z2SE y las zonas industriales de Zarate-Campana (Z-C). También se observa el paso de masas de aire por **C.A.B.A**., **coincide con pico de PM2.5**.

Baja influencia industrial en R4, disminución del PM2.5 en la totalidad de los sitios.

SET 2 - VERANO, los períodos con mayor influencia industrial son:R1, R2 y R4

- R4: Presenta **alta influencia de Puerto San Martin y San Lorenzo** en todos los sitios. Donde las mayores frecuencias se encuentran en el norte de Z2 y NO de Rosario para dicho sitio. **Aumento de PM2.5** en la totalidad de los sitios.
- **Baja influencia industrial** en **R3**, sin embargo el **PM2.5 aumentó** en la totalidad de los sitios por condiciones meteoreológicas (baja velocidad del viento, retrotrayectorias cortas, menor distancia recorrida por las masas de aire).

CORRELACIÓN LOGARÍTMICA ENTRE PBL Y VALORES DETECTADOS CON EL GRIMM 1.109

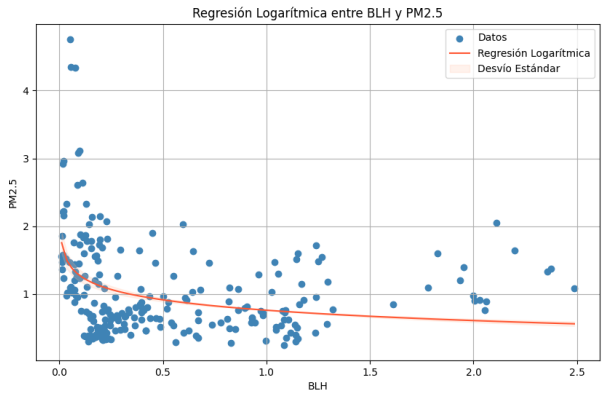


Figura A.7. Correlación logarítmica entre la concentración en masa de PM2.5 (µg/m3) medido en tierra y la altura de la capa límite planetaria modelada con ERA5.