



UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

# **Evaluación del impacto en la calidad del aire generado por los incendios forestales de la región amazónica en algunas ciudades de América del Sur**

**Hasbleidy Tatiana Medina González**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental  
Bogotá D.C., Colombia

2025



# **Evaluación del impacto en la calidad del aire generado por los incendios forestales de la región amazónica en algunas ciudades de América del Sur**

**Hasbleidy Tatiana Medina González**

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:

**Magister en Ingeniería Ambiental**

Director:

Ph.D. Luis Carlos Belalcázar Cerón

Codirector:

Ph.D. Alejandro Casallas García

Línea de Investigación:

Calidad del aire

Grupo de Investigación:

Grupo de Investigación en Calidad del Aire de la Universidad Nacional de Colombia

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental

Bogotá D.C., Colombia

2025

*A mis padres, mi hermana y mis abuelos, por ser la razón de mi esfuerzo y la inspiración constante en cada paso de mi vida académica y personal.*



## **Declaración de obra original**

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Hasbleidy Tatiana Medina Gonzalez

Fecha 15/09/2025

## Agradecimientos

A Dios, gracias por ser mi fuerza en los días de cansancio y mi calma en los momentos de duda, a mis padres y a mi hermana, quienes han sido el pilar fundamental de mi vida, deseo expresarles mi más profundo agradecimiento. Su amor incondicional, paciencia y apoyo constante me han brindado la fuerza necesaria para alcanzar cada una de mis metas. Este trabajo es también fruto del esfuerzo de cada uno de ellos, quienes han estado presentes de manera silenciosa pero decisiva en mi formación personal y profesional.

Agradezco al director, Ph.D. Luis Carlos Belalcázar Cerón, y al codirector, Ph.D. Alejandro Casallas García, por su guía, dedicación, paciencia y valiosas orientaciones, que enriquecieron profundamente el desarrollo de este trabajo. Extiendo mi gratitud a Minciencias y a mi alma máter, la Universidad Nacional de Colombia, por la beca completa que me permitió dedicarme de lleno a esta maestría y por abrirme, por segunda vez, sus puertas. En esta institución se han forjado mis aprendizajes más significativos, junto con un compromiso ético y social que orienta mi quehacer como ingeniera e investigadora; haber sido parte de la Universidad Nacional es un privilegio que llevaré conmigo a lo largo de mi vida profesional.

Finalmente al Amazonas, mi hogar, gracias por ser la inspiración profunda de este estudio. Ojalá este trabajo abra puertas y contribuya, aunque sea de forma modesta, a un desarrollo justo, sostenible y con sentido de pertenencia para quienes habitamos esta región tan valiosa.



## Resumen

### **Evaluación del impacto en la calidad del aire generado por los incendios forestales de la región amazónica en algunas ciudades de América del Sur**

El presente trabajo evalúa el impacto de los incendios forestales en la calidad del aire de la región amazónica y su influencia sobre ciudades de Sudamérica durante el periodo 2019–2023. Para alcanzar este objetivo, se integraron datos satelitales de focos térmicos, reanálisis atmosférico y mediciones de superficie en nueve ciudades seleccionadas. La validación estadística de los productos de reanálisis frente a observaciones in situ mostró desempeños variables: para  $PM_{2.5}$  se observó una tendencia a la sobreestimación con RMSE superiores a  $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en varias ciudades, mientras que para  $O_3$  las correlaciones superaron 0.6 en la mayoría de los casos, indicando una representación aceptable de la variabilidad temporal.

Además, el análisis de trayectorias lagrangianas permitió identificar plumas de contaminación originadas en la Amazonía que alcanzaron ciudades andinas y costeras a distancias superiores a 3 000 km, con orientaciones predominantes hacia el suroeste y sur. Las mayores contribuciones de  $PM_{2.5}$  se detectaron en Leticia, con incrementos de hasta  $55 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , y en ciudades andinas como Bogotá y Quito, donde se observaron aumentos entre  $20\text{--}60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  durante la temporada SON. En contraste, en ciudades como Lima se identificaron episodios más puntuales, con valores de  $5.6\text{--}57 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Por su parte, las mayores contribuciones de  $O_3$  se evidenciaron en Leticia ( $77 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), Lima ( $74.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) y Bogotá ( $72.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) en las temporadas de JJA y SON.

Así, estos resultados confirman que el transporte transfronterizo derivado de incendios amazónicos constituye un factor determinante de episodios críticos de contaminación atmosférica en la región. De esta manera, la combinación de reanálisis, validación observacional y herramientas de aproximación lagrangianas ofrece una perspectiva

robusta para comprender la dinámica espaciotemporal de estas emisiones, subrayando la necesidad de estrategias regionales de gestión de calidad del aire y políticas de cooperación transnacional.

**Palabras clave:** incendios forestales, calidad del aire, transporte atmosférico,  $PM_{2.5}$ , ozono troposférico, reanálisis, método lagrangiano, Amazonía.

## Abstract

### **Evaluation of the impact on air quality caused by wildfires in the Amazon region in selected cities of South America.**

This study evaluates the impact of Amazonian wildfires on air quality and their influence on South American cities during the period 2019–2023. To achieve this objective, satellite-based fire hotspot data, atmospheric reanalysis, and ground-based measurements were integrated for nine selected cities. The statistical validation of reanalysis products against in situ observations showed variable performance: for  $\text{PM}_{2.5}$ , a tendency toward overestimation was identified, with RMSE values exceeding  $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  in several cities, whereas for  $\text{O}_3$ , correlations were generally above 0.6, indicating an acceptable representation of temporal variability. In addition, Lagrangian trajectory analysis identified pollution plumes originating in the Amazon that reached Andean and coastal cities at distances greater than 3 000 km, with predominant southwesterly and southerly transport pathways.

The largest  $\text{PM}_{2.5}$  contributions were detected in Leticia, with increases of up to  $55 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , and in Andean cities such as Bogotá and Quito, where increases between 20–60  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  were observed during the SON season. In contrast, more isolated episodes were identified in Lima, with values ranging from 5.6 to 57  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . The highest  $\text{O}_3$  contributions were observed in Leticia ( $77 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), Lima ( $74.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), and Bogotá ( $72.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) during the JJA and SON seasons.

These results confirm that transboundary transport derived from Amazonian wildfires constitutes a key driver of severe air pollution episodes in the region. Accordingly, the combination of reanalysis data, observational validation, and Lagrangian-based approaches provides a robust framework for understanding the spatiotemporal dynamics of these emissions, underscoring the need for regional air quality management strategies and transnational cooperation policies.

X Evaluación del impacto en la calidad del aire generado por los incendios forestales de la región amazónica en algunas ciudades de América del sur

---

**Keywords:** wildfires, air quality, atmospheric transport, PM<sub>2.5</sub>, tropospheric ozone, reanalysis, lagrangian method, Amazon.

# Contenido

	Pág.
<b>Resumen</b> .....	<b>VII</b>
<b>Lista de figuras</b> .....	<b>XIII</b>
<b>Lista de tablas</b> .....	<b>XV</b>
<b>Lista de símbolos y abreviaturas</b> .....	<b>XVI</b>
<b>Introducción</b> .....	<b>1</b>
<b>1. Fundamentos teóricos</b> .....	<b>5</b>
1.1 Calidad del aire .....	5
1.2 Incendios forestales y su influencia en la calidad del aire .....	8
1.2.1 Incendios forestales en Suramérica .....	11
1.2.2 Incendios forestales en el Amazonas .....	13
1.3 Monitoreo satelital y reanálisis en detección de incendios y calidad del aire ....	14
1.3.1 Programa Copernicus CAMS .....	16
1.3.2 Sistema de Información sobre incendios para la gestión de recursos (FIRMS)	19
1.4 Monitoreo superficial de la calidad de aire .....	22
1.5 Método lagrangiano de trayectorias de contaminantes atmosféricos .....	23
<b>2. Método</b> .....	<b>27</b>
2.1 Área de estudio .....	28
2.2 Datos de monitoreo en superficie en ciudades de Suramérica .....	29
2.2.1 Selección de ciudades .....	30
2.2.2 Análisis temporal de datos .....	32
2.2.3 Estimación de líneas base de concentración de contaminantes .....	33
2.3 Datos de monitoreo satelital y reanálisis .....	34
2.3.1 Análisis de flujo de contaminantes .....	34
2.3.2 Análisis espaciotemporal de PM <sub>2.5</sub> y O <sub>3</sub> .....	35
2.3.3 Detección de incendios forestales en Suramérica .....	36
2.3.4 Validación de datos de reanálisis .....	37
2.4 Trayectorias de plumas de contaminación mediante el <i>Lagrangian Tracker</i> .....	41
2.4.1 Configuración inicial del método lagrangiano .....	42

---

2.4.2	Identificación de plumas de contaminación originadas en la cuenca amazónica	43
2.4.3	Diagnósticos resultantes .....	44
<b>3.</b>	<b>Resultados .....</b>	<b>49</b>
3.1	Monitoreo superficial de la calidad del aire en Suramérica.....	49
3.1.1	Análisis temporal de datos superficiales .....	49
3.1.2	Líneas base de concentración regional de contaminantes .....	53
3.2	Monitoreo satelital y de reanálisis .....	57
3.2.1	Comportamiento de flujos de contaminantes .....	57
3.2.2	Validación de datos de reanálisis (CAMs).....	58
3.2.3	Análisis espaciotemporal de contaminantes .....	62
3.2.4	Comportamiento de incendios en Suramérica .....	66
3.3	Diagnósticos resultantes del método lagrangiano de trayectorias de plumas de contaminantes.....	72
3.3.1	Plumas de contaminantes originadas en la cuenca amazónica .....	72
3.3.2	Correlación espaciotemporal de incendios y plumas de contaminación .....	78
3.3.3	Caracterización de eventos relacionados a plumas originadas en la cuenca amazónica .....	83
3.3.4	Contribución a carga contaminante en ciudades de Suramérica por causa de incendios en la cuenca amazónica .....	88
<b>4.</b>	<b>Conclusiones y recomendaciones .....</b>	<b>93</b>
4.1	Conclusiones .....	93
4.2	Recomendaciones .....	95
<b>A.</b>	<b>Anexo: Series de tiempo de contaminantes analizados .....</b>	<b>99</b>
<b>B.</b>	<b>Anexo: Distribución espaciotemporal de contaminantes .....</b>	<b>101</b>
<b>C.</b>	<b>Anexo: Resultados validación de datos de reanálisis CAMs .....</b>	<b>103</b>
<b>D.</b>	<b>Anexo: Resultados método lagrangiano de trayectorias.....</b>	<b>106</b>
	<b>Bibliografía .....</b>	<b>109</b>

## Lista de figuras

	Pág.
<b>Figura 1-1.</b> Vínculos entre el clima, la deforestación, la degradación forestal y los impactos de los incendios en los ecosistemas.....	9
<b>Figura 1-2.</b> Programa Copernicus: Componentes e interacciones. ....	17
<b>Figura 1-3.</b> Radiancia espectral emitida por cuerpos negros a temperaturas estándar de llama (1000 K) y de combustión lenta (600 K) junto con la de una superficie ambiente de 300 K.....	20
<b>Figura 1-4.</b> Distribución global de focos térmicos identificados por FIRMS entre septiembre 3 y 18 de 2023. ....	21
<b>Figura 2-1.</b> Delimitación del área de estudio. ....	29
<b>Figura 2-2.</b> Ubicación de ciudades de América del Sur seleccionadas. ....	31
<b>Figura 3-1.</b> Concentración promedio mensual multianual de material particulado (azul) y ozono (verde) proveniente de estaciones de monitoreo superficial en ciudades de Suramérica.....	50
<b>Figura 3-2.</b> Concentración promedio multianual por temporada de material particulado (azul) y ozono (verde) proveniente de estaciones de monitoreo superficial en ciudades de Suramérica.....	52
<b>Figura 3-3.</b> Líneas base para los niveles de contaminación por PM2.5 en diferentes ciudades de Suramérica a partir de los datos de monitoreo superficial entre 2018 y 2023. ....	54
<b>Figura 3-4.</b> Líneas base para los niveles de contaminación por ozono troposférico en diferentes ciudades de Suramérica a partir de los datos de monitoreo superficial entre 2018 y 2023. ....	56
<b>Figura 3-5.</b> Promedio mensual del flujo de (a) dióxido de carbono, (b) carbón total en aerosoles y (c) material particulado menor a 2.5 $\mu$ m, en la cuenca amazónica entre el 2018-01-12 y 2023-11-30. ....	57
<b>Figura 3-6.</b> Puntuaciones correspondientes a la validación de nueve parámetros estadísticos basados en la comparación de datos de reanálisis (CAM5) con datos de monitoreo superficial para (a) material particulado y (b) ozono en nueve ciudades de Suramérica para el año 2023. ....	60
<b>Figura 3-7.</b> Distribución espaciotemporal de PM2.5 (izq.) y ozono (der.) en el período 2019 – 2023 a partir de datos de reanálisis (CAM5) para Suramérica. ....	63

---

<b>Figura 3-8.</b> Distribución espaciotemporal por temporadas de PM <sub>2.5</sub> (izq.) y ozono (der.) en el período de estudio a partir de datos de reanálisis (CAM5) para Suramérica. ....	65
<b>Figura 3-9.</b> Distribución de puntos calientes en Suramérica en función del (a) número de incendios por año y (b), (c), (d), (e), (f) su comportamiento espaciotemporal. ....	67
<b>Figura 3-10.</b> Distribución de puntos calientes en Suramérica en función del (a) número de incendios por temporada y (b), (c), (d), (e) su comportamiento espaciotemporal. ....	69
<b>Figura 3-11.</b> Distribución puntos calientes en la cuenca amazónica en función del (a) número de incendios por temporada, y (b), (c), (d), (e) su comportamiento espaciotemporal. ....	71
<b>Figura 3-12.</b> Compuestos anuales de plumas de contaminación capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para PM <sub>2.5</sub> en el período de estudio. ....	73
<b>Figura 3-13.</b> Compuestos de plumas de contaminación según la temporada capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para PM <sub>2.5</sub> en el período de estudio. ....	74
<b>Figura 3-14.</b> Compuestos anuales de plumas de contaminación capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para O <sub>3</sub> en el período de estudio. ....	76
<b>Figura 3-15.</b> Compuestos de plumas de contaminación según la temporada capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para O <sub>3</sub> en el período de estudio. ....	77
<b>Figura 3-16.</b> Correlación de Pearson asociada a las plumas de contaminación de PM <sub>2.5</sub> en función de puntos calientes asociados a incendios forestales. ....	79
<b>Figura 3-17.</b> Correlación de Pearson asociada a las plumas de contaminación de O <sub>3</sub> en función de puntos calientes asociados a incendios forestales. ....	81
<b>Figura 3-18.</b> Número de eventos asociados a PM <sub>2.5</sub> que se propagan a cada ciudad desde cada ubicación cardinal según la temporada. ....	84
<b>Figura 3-19.</b> Frecuencia de distancias geodésicas entre el inicio de evento y las ciudades para PM <sub>2.5</sub> . ....	85
<b>Figura 3-20.</b> Número de eventos asociados a ozono que se propagan a cada ciudad desde cada ubicación cardinal según la temporada. ....	86
<b>Figura 3-21.</b> Frecuencia de distancias geodésicas entre el inicio de evento y las ciudades para O <sub>3</sub> . ....	87
<b>Figura 3-22.</b> Concentración adicional de PM <sub>2.5</sub> atribuible transporte de contaminantes desde la cuenca amazónica, por encima del nivel base (mínimo anual, $M = 2$ ) para la ciudad correspondiente. ....	89
<b>Figura 3-23.</b> Concentración adicional de O <sub>3</sub> atribuible al transporte de contaminantes desde la cuenca amazónica, por encima del nivel base (mínimo anual, $M = 2$ ) para la ciudad correspondiente. ....	91

## Lista de tablas

	<b>Pág.</b>
<b>Tabla 1-1.</b> Contaminantes criterio, definición, fuentes y efectos.....	7
<b>Tabla 1-2.</b> Fuentes de datos in situ utilizadas en la creación de CAMSRA.....	18
<b>Tabla 1-3.</b> Observaciones satelitales empleadas en CAMSRA y su estado de uso.....	19
<b>Tabla 2-1.</b> Fuentes de datos de monitoreo superficial en ciudades de Suramérica. ....	30
<b>Tabla 2-2.</b> Clasificación de métricas utilizadas en la validación.....	38
<b>Tabla 2-3.</b> Valores de referencia para las métricas evaluadas. ....	40
<b>Tabla 2-4.</b> Valores de referencia para estadísticos continuos en función del contaminante evaluado.....	40
<b>Tabla 2-5.</b> Umbrales usados para evaluar estadísticos categóricos en función del contaminante evaluado. ....	41

## Lista de símbolos y abreviaturas

### Subíndices

<b>Subíndice</b>	<b>Término</b>
CH <sub>4</sub>	Metano
O <sub>3</sub>	Ozono
PM <sub>10</sub>	Material particulado inferior a 10 micras
PM <sub>2.5</sub>	Material particulado inferior a 2.5 micras
NO <sub>x</sub>	Óxidos de Nitrógeno
N <sub>2</sub> O	Óxido Nitroso
SO <sub>x</sub>	Óxidos de azufre

### Abreviaturas

<b>Abreviatura</b>	<b>Término</b>
<i>AGL</i>	Sobre el nivel del suelo
<i>ALB</i>	Amazonia Legal Brasileña
<i>CAMS</i>	Copernicus Atmosphere Monitoring Service
<i>CE</i>	Carbono elemental
<i>CO</i>	Monóxido de carbono
<i>IARC</i>	International Agency for Research on Cancer
<i>IDEAM</i>	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia
<i>MODIS</i>	Moderate resolution Imaging spectro radiometer
<i>NASA</i>	National aeronautics and space Administration
<i>OMS</i>	Organización Mundial de la Salud
<i>PST</i>	Partículas Suspendidas Totales
<i>VIIRS</i>	Visible Infrared Imaging Radiometer Suite

# Introducción

La contaminación atmosférica representa una de las problemáticas de carácter ambiental más preocupantes a nivel mundial por causa de su impacto directo en la salud pública, la complejidad de sus fuentes de emisión y su influencia en la integridad de múltiples ecosistemas. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), alrededor de trece millones de personas fallecen cada año por causas relacionadas con el medio ambiente, y aproximadamente siete millones de estas muertes se atribuyen directamente a la contaminación del aire (OMS, 2023). Sin embargo, investigaciones más recientes estiman cifras globales aún mayores, situando entre 8.1 y 8.34 millones las muertes anuales vinculadas a la mala calidad del aire (HEI & IHME, 2024; Lelieveld et al., 2023).

Así, aunque existen contribuciones naturales a la carga contaminante, como las erupciones volcánicas o los incendios forestales, las acciones de origen antrópico han intensificado significativamente este problema. Actividades como la combustión de hidrocarburos fósiles, el uso energético en los hogares, la deforestación y los incendios provocados por el ser humano contribuyen de manera considerable a la emisión de compuestos contaminantes de la atmósfera, agravando en consecuencia, su incidencia sobre el medio ambiente y la salud pública. De hecho, la OMS estima que en el 99% del planeta se habita en zonas donde la calidad del aire no satisface los estándares de salubridad establecidos (OMS, 2023).

Por consiguiente, el reciente incremento de incendios en la Amazonía, especialmente en la Amazonia Legal Brasileña (ALB), ha generado una gran inquietud y captado considerable atención mediática a nivel mundial (Barlow et al., 2019). La deforestación evidenciada en la región, no solo provoca una pérdida significativa de biodiversidad, sino que también incrementa la frecuencia y magnitud de los incendios forestales, contribuyendo así a la emisión de grandes cantidades de gases de efecto invernadero (Oighenstein et al., 2015) y constituyendo una fuente significativa de contaminación

atmosférica dado que influyen directamente en el aumento del material particulado ( $PM_x$ ) y liberan diversos contaminantes como ozono ( $O_3$ ), metano ( $CH_4$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ), óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ), óxidos de azufre ( $SO_x$ ) y óxido nitroso ( $N_2O$ ) (Ballesteros-González et al., 2020).

Para América del Sur, diversas investigaciones se han enfocado en estudiar la incidencia de los incendios forestales sobre sus ecosistemas, la salud humana y las dinámicas de carácter económico y sociocultural; implementando modelos de predicción que describen y caracterizan de forma espaciotemporal la liberación de gases a la atmósfera, además de su influencia sobre la ecología, ciclo hidrológico y propiedades del suelo (Chacón, 2015). Además, se ha evidenciado que las emisiones generadas por estos incendios pueden ser transportadas a largas distancias, afectando regiones muy alejadas del foco original. En el caso del Amazonas, estos eventos surgen de una compleja interacción entre factores climáticos, vegetales y humanos; así pues, la mayoría de los incendios ocurren durante la estación seca, la cual va de julio a noviembre, alcanzando su mayor frecuencia en septiembre especialmente en las regiones del sur de la cuenca (Chen et al., 2014).

Durante décadas, los incendios forestales en la región amazónica fueron considerados principalmente un problema ambiental de carácter local, sin un reconocimiento claro de su repercusión en la calidad del aire en otras zonas de Sudamérica. Sin embargo, investigaciones recientes, como la de Casallas et al. (2023), han demostrado que estos eventos pueden generar plumas de contaminación atmosférica con capacidad de desplazamiento transregional, afectando la salud pública incluso en áreas urbanas distantes. Muestra de ello, es el deterioro notable en la calidad del aire en ciudades colombianas durante los meses de agosto y el trimestre diciembre-enero-febrero (DEF), aspecto que coincide con los picos de actividad de incendios en la Amazonía. Esta situación plantea una pregunta clave: ¿qué otras ciudades de Sudamérica podrían estar expuestas a concentraciones elevadas de material particulado fino y ozono como resultado de este transporte atmosférico de contaminantes?

En respuesta a esta inquietud, la presente investigación se enfoca en el análisis del impacto de los incendios en la región amazónica sobre la calidad del aire en algunas ciudades de Sudamérica, incluyendo Leticia, Bogotá, Lima, Quito, Santiago, Cayena, Cochabamba, Vitória, São Paulo y Montevideo. A tal efecto, se hace uso de datos provenientes de estaciones terrestres de monitoreo de calidad del aire, complementados

con información satelital del Sistema de Información sobre incendios para la gestión de recursos (FIRMS) y datos modelados del servicio de monitoreo atmosférico Copernicus (CAMS), los cuales serán adecuadamente validados para su utilización. Además, se aplicará un método de trayectorias lagrangiano que permitirá rastrear la evolución y desplazamiento de las plumas contaminantes, así como su influencia en regiones urbanas específicas.

De esta manera, se plantea como objetivo general de esta investigación:

Evaluar el impacto de los incendios forestales en la calidad del aire de la región amazónica y de algunas ciudades de América del Sur.

Y, consecuentemente, como objetivos específicos:

1. Analizar datos de monitoreo satelital/reanálisis para determinar el efecto que tienen los incendios forestales de la región amazónica en la calidad del aire de algunas ciudades de América del Sur.
2. Analizar el impacto de los incendios forestales de la región amazónica en la calidad del aire de algunas ciudades de América del Sur por medio de un método de trayectorias lagrangiano.
3. Analizar mediciones de superficie para determinar el efecto que tienen los incendios forestales de la región amazónica en la calidad del aire de algunas ciudades de América del Sur.

Así, esta investigación consta de cuatro capítulos, de los cuales en el *Capítulo 1. Fundamentos teóricos*, se desarrollan los principales conceptos relacionados al eje principal de análisis, incluyendo los aspectos conducentes a la contaminación atmosférica en la región suramericana, las dinámicas y comportamientos evidenciados en algunos estudios recientes, además de herramientas y repositorios de datos relevantes para el análisis de la calidad del aire en diversas zonas.

Posteriormente, en el *Capítulo 2. Método*, se detallan las etapas ejecutadas en el proceso investigativo de manera sistemática y acorde a cada objetivo planteado. Además, se especifican los métodos que, con base en fundamentos teóricos, conducen a resultados coherentes según la información disponible en cada ciudad evaluada.

Luego, en el *Capítulo 3. Resultados*, se describen los hallazgos más importantes de cada etapa de la investigación en términos de espaciotemporalidad, evidencia estadística y aplicabilidad del método lagrangiano utilizado.

Finalmente, en el *Capítulo 4. Conclusiones y recomendaciones*, se resumen las principales ideas subyacentes a los análisis realizados en esta tesis y los puntos a tener en cuenta en posteriores estudios concernientes al tema base.

Este enfoque integral pretende no solo caracterizar algunos aspectos de la dinámica del transporte de contaminantes en la región estudiada, sino también aportar evidencia técnica que contribuya al diseño de políticas regionales más articuladas con el fin de enfrentar los efectos de la contaminación transfronteriza en América del Sur. Así, como parte de los resultados obtenidos en esta tesis, se generaron los siguientes productos académicos:

- Artículo científico sometido a una revista indexada, en el que se detallan los hallazgos clave sobre la dispersión de contaminantes originados en la cuenca amazónica y su impacto en la calidad del aire de la región.
- Presentación oral en el X Congreso Colombiano de Calidad de Aire, CASAP 2025.
- Base de datos espacial que contiene una grilla con la distribución de focos de incendios entre 2019 y 2023 para Suramérica.
- Archivos NetCDF que incluyen datos de concentración de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  filtrados para aislar y caracterizar las plumas de contaminación que se originan en la cuenca amazónica.

# 1. Fundamentos teóricos

En el presente capítulo se exponen los principales aspectos teóricos para la comprensión de los procesos que determinan la calidad del aire, específicamente, la influencia de los incendios forestales en la emisión y transporte de contaminantes atmosféricos. De esta manera, se aborda particularmente el caso de los incendios que se producen en la región de la cuenca amazónica y las implicaciones de su potencial impacto sobre las concentraciones de ozono ( $O_3$ ) y material particulado fino ( $PM_{2.5}$ ) en diversas ciudades de América del Sur. Asimismo, se explora el empleo de información satelital para la detección de focos activos de incendios y el monitoreo de contaminantes atmosféricos. Por último, se describe el abordaje teórico utilizado en la identificación de trayectorias de las plumas de contaminación desde su origen en la Amazonía hasta las zonas urbanas potencialmente afectadas.

## 1.1 Calidad del aire

La calidad del aire constituye un componente primordial para la preservación de la salud y el bienestar de las comunidades. Sin embargo, la creciente industrialización y urbanización han contribuido significativamente a la contaminación atmosférica, afectando tanto a las zonas urbanas como rurales (OMS, 2023). En este contexto, la OMS (2022) informó que, en el año 2019, las enfermedades respiratorias se posicionaron como la cuarta causa más frecuente de fallecimiento a nivel global, siendo la exposición a contaminantes atmosféricos uno de los factores que agravan estas condiciones.

De este modo, la contaminación del aire se define como la presencia de agentes químicos, físicos o biológicos en la atmósfera, los cuales modifican sus propiedades naturales directa o indirectamente (OMS, 2023). Entre estos contaminantes destacan el monóxido de carbono (CO), el dióxido de carbono ( $CO_2$ ), los óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ) y las partículas en suspensión, entre otros. Así, derivan en una mezcla compleja de compuestos que pueden ser de origen natural o antropogénico, causando de este modo, efectos nocivos

que se reflejan tanto en la degradación de los ecosistemas como en impactos directos sobre la salud humana. Siendo así, en 2016, la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) categorizó la contaminación del aire como un *carcinógeno del grupo 1*, es decir, con evidencia suficiente de su capacidad para causar cáncer en humanos (IARC, 2020).

En dicho sentido, los contaminantes atmosféricos se clasifican, según su origen y formación, en primarios y secundarios. Los contaminantes primarios, como el plomo (Pb), el monóxido de nitrógeno (NO), el monóxido de carbono (CO), el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), y las partículas suspendidas totales (PST), se liberan directamente al aire. Por otro lado, los contaminantes secundarios se forman de reacciones fisicoquímicas entre los contaminantes primarios, dando lugar a sustancias como el ozono (O<sub>3</sub>), los sulfatos (SO<sub>4</sub>), los nitratos (NO<sub>3</sub>), material particulado, entre otros (Ubilla & Yohannessen, 2017).

De esta manera, para comprender las variaciones en la calidad del aire, es necesario considerar los factores que la determinan. Uno de ellos es la presencia de *contaminantes criterio*, es decir, aquellos que, por su frecuencia de aparición en entornos urbanos e industriales y a los riesgos significativos que representan para la salud humana y el medio ambiente son monitoreados de forma sistemática (NHDES, s.f.). Por ello, con el fin de orientar las acciones de control y evaluación, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) ha establecido una lista basada en evidencia científica recopilada de distintas fuentes de investigación. Así, en la Tabla 1-1 se presentan los principales atributos de los contaminantes atmosféricos pertenecientes a esta categoría.

**Tabla 1-1.** Contaminantes criterio, definición, fuentes y efectos.

Contaminante	Definición	Fuente	Efecto
Dióxido de azufre SO <sub>2</sub>	Gas incoloro con olor intenso y punzante, característico de los productos de combustión de azufre.	Plantas de Energía, industria, quema de combustibles fósiles, vulcanismo y extracciones mineras.	Irritación en vías respiratorias, causando dificultad para respirar, tos y asma.
Ozono Troposférico O <sub>3</sub>	Gas incoloro formado a partir de las reacciones químicas entre compuestos orgánicos volátiles (COV) y óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> ).	Fuentes móviles e industriales	Afectaciones respiratorias como asma y otros efectos negativos en la salud
Dióxido de Nitrogeno N <sub>2</sub> O	Gas tóxico de color marrón rojizo y con olor característico; generado por combustiones incompletas en altas temperaturas. Compuesto que forma parte de los óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> ).	Quema de combustibles fósiles en vehículos e industrias específicas, incineración de biomasa y emisiones naturales e.g. erupciones volcánicas.	Afectaciones respiratorias y contribución en la formación de ozono troposférico y esmog.
Monóxido de Carbono CO	Gas incoloro, inodoro e insípido que se forma usualmente a partir de la combustión incompleta de hidrocarburos fósiles y carbon.	Vehículos de motor, procesos industriales y equipos de combustión.	Dolores de cabeza, mareos, confusión y, en casos extremos, puede llevar a la pérdida de consciencia o la muerte.
Material Particulado PM <sub>2.5</sub> y PM <sub>10</sub>	Mezcla de pequeñas partículas sólidas o líquidas de diferentes diámetros suspendidas en la atmósfera. Poseen composiciones químicas diferentes y son capaces de absorber sustancias tóxicas como el SO <sub>2</sub> .	Incendios, actividades industriales, vehículos motorizados, quema de combustibles e incluso actividades domésticas como la cocina.	Pueden introducirse en el sistema cardiovascular los pulmones (PM <sub>2.5</sub> ) y causar problemas respiratorios graves, incluso cáncer.
Plomo Pb	Metal pesado tóxico y acumulativo de origen geogénico.	Industria, transporte, construcción, demolición y desechos.	Daño neurológico, anemia, daño renal y del sistema nervioso central

Fuente: García, 2007; Coelho et al., 2024.

Otro factor determinante es la meteorología, la cual incide directamente en la dispersión, concentración y transporte de los compuestos contaminantes. Por lo tanto, variables como humedad relativa, temperatura, radiación solar, velocidad y dirección del viento, condicionan el comportamiento atmosférico (Mensink & Jorba, 2023). En particular, fenómenos como las *inversiones térmicas* pueden atrapar contaminantes en capas bajas de la atmósfera, incrementando su concentración a nivel superficial y agravando los efectos sobre la salud (Jacob & Winner, 2020).

Además, el crecimiento poblacional y el aumento del parque automotor contribuyen de manera significativa al deterioro de la calidad del aire, especialmente en entornos urbanos. A medida que se incrementa la densidad poblacional, también lo hace la demanda de transporte, lo que genera una mayor emisión de contaminantes como  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}_2$  y PM. La congestión vehicular, a su vez, intensifica el problema al elevar las emisiones por unidad de distancia recorrida (Zhang & Batterman, 2020).

De acuerdo con el informe *The World's Cities in 2018*, se estima que la población urbana en América Latina y el Caribe crecerá un 60 % para 2030, y que para 2035 el 83 % de la población de la región vivirá en ciudades (PNUD, 2018). Este crecimiento acelerado plantea retos significativos en términos de movilidad, infraestructura, planificación ambiental y calidad del aire, y puede agravar el deterioro ambiental si no se gestionan adecuadamente las fuentes de emisión.

Finalmente, una fuente crítica de contaminación atmosférica es la quema de biomasa, producto de prácticas agrícolas, incendios forestales o el uso de leña como fuente energética. Estas actividades liberan una compleja mezcla de contaminantes, entre ellos  $\text{PM}_{2.5}$ , CO,  $\text{NO}_x$  y compuestos orgánicos volátiles (COVs). Además, favorecen la formación de ozono troposférico y emisiones de carbono negro, con impactos severos sobre la salud y el clima. Debido al transporte atmosférico, estos contaminantes pueden desplazarse a distancias considerables, afectando la calidad del aire incluso en regiones apartadas del foco emisor (Crippa et al., 2023).

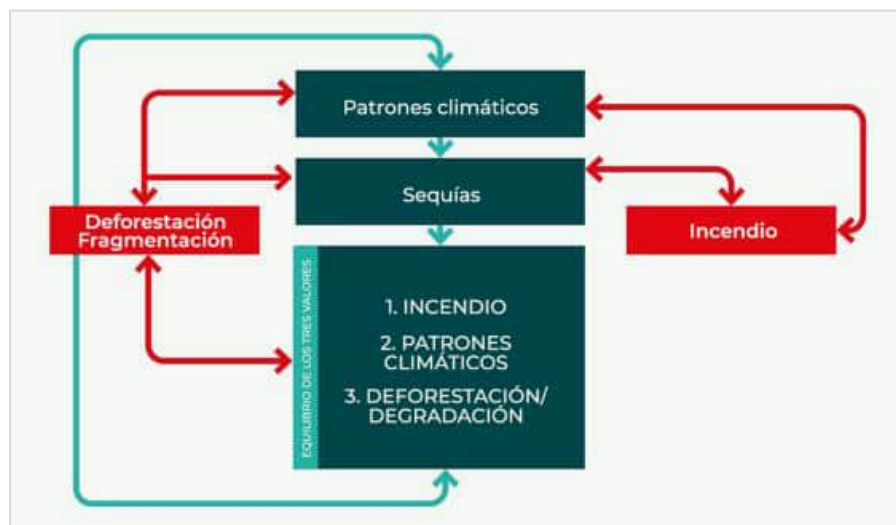
## **1.2 Incendios forestales y su influencia en la calidad del aire**

Múltiples investigaciones han evidenciado que la quema de biomasa vegetal contribuye significativamente al incremento de partículas atmosféricas y otros contaminantes del aire (Nance et al., 1993). En este contexto, se define un incendio forestal como la propagación del fuego en terrenos con una superficie mayor a media hectárea, específicamente en aquellos lugares que poseen las características de un ecosistema forestal y cumplen funciones ambientales, de acuerdo con lo establecido por la autoridad ambiental (SDA, 2014).

Así, los incendios forestales suelen originarse debido a que los ecosistemas tropicales húmedos experimentan una reducción crítica de humedad superficial e interna, que hace que la biomasa sea susceptible a la combustión (SIAC, 2021). Esta predisposición está intrínsecamente relacionada con factores meteorológicos, como la ausencia de precipitaciones, temperaturas elevadas y bajos niveles de humedad relativa.

En términos generales, las zonas con alta densidad de cobertura vegetal y estaciones secas definidas presentan una mayor probabilidad a sufrir incendios, particularmente en áreas sin políticas de conservación y manejo adecuadas (SIAC, 2021). Dicho riesgo se incrementa por la alta concentración de materia orgánica resultante de la descomposición vegetal, la cual actúa como combustible potencial.

**Figura 1-1.** Vínculos entre el clima, la deforestación, la degradación forestal y los impactos de los incendios en los ecosistemas.



*Fuente:* Artaxo et al., 2021.

No obstante, la quema de especies vegetales no se limita exclusivamente a los incendios forestales de origen natural, ya que la contribución humana es significativa en numerosos eventos, especialmente en situaciones de degradación y deforestación, llevadas a cabo para el desarrollo de infraestructuras, producción ganadera y práctica agrícola (Quintero et al., 2012). Esta actividad antropogénica aumenta considerablemente la complejidad de los incendios forestales, resaltando la necesidad de abordar no sólo los aspectos naturales,

sino también los factores humanos que inciden en la frecuencia y gravedad de estos eventos.

A nivel global, se identifica que los incendios forestales constituyen una fuente significativa de emisiones atmosféricas, incluyendo gases traza, partículas y COVs (Lighty et al., 2000). Así, más allá de sus efectos locales inmediatos, estos eventos impactan la composición atmosférica y los ecosistemas a escalas regionales e incluso transcontinentales. La magnitud y tipo de contaminantes emitidos dependen de múltiples factores, como condiciones meteorológicas, composición de la biomasa, tipo de combustible, etapa del incendio y la distancia desde la fuente. En consecuencia, en las zonas cercanas a la fuente, predominan las emisiones de material particulado fino, carbono orgánico y elemental, mientras que a mayores distancias persisten compuestos gaseosos como el CO y el O<sub>3</sub> (Samsonov et al., 2005).

Durante un incendio forestal, la composición y volumen de emisiones varían según la etapa de combustión. En la fase inicial o de ignición, con temperaturas que pueden alcanzar los 1800 K, se liberan aerosoles, hidrocarburos y NO<sub>x</sub>, producto de la descomposición térmica de la biomasa (Lobert & Warnatz, 1993). En la etapa de llama abierta predominan compuestos como el CO, mientras que, en las fases posteriores, caracterizadas por menor temperatura y combustión incompleta, se emiten gases como CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O (Ward et al., 1992; Wayne, 2000). Esta evolución térmica condiciona el perfil químico de los contaminantes emitidos, lo cual intensifica su impacto en la calidad del aire, su comportamiento en la atmósfera y su potencial efecto sobre la salud humana y el clima.

### 1.2.1 Incendios forestales en Suramérica

Sudamérica es un continente de gran diversidad geográfica y climática, que se extiende por los hemisferios norte y sur, abarcando desde regiones tropicales hasta zonas subtropicales y extratropicales. Esta heterogeneidad se refleja en sus paisajes únicos, como la Amazonía —la selva tropical más grande del planeta—, el desierto de Atacama —el más árido fuera de las zonas polares— (Rondanelli et al., 2015), y la cordillera de los Andes, cuyas elevadas cumbres, que superan los seis mil metros, generan marcadas diferencias climáticas entre el oriente y el occidente del continente (Garreaud et al., 2009).

En este contexto, los incendios forestales representan una amenaza ambiental creciente, especialmente en ecosistemas sensibles como la Amazonía. Investigaciones como las de Armenteras et al. (2013) y Van Nes et al. (2018) han documentado un crecimiento sostenido en la recurrencia e intensidad de estos eventos, impulsados principalmente por actividades antropogénicas como la deforestación, la expansión agropecuaria y el uso del fuego en la gestión del suelo.

Consecuentemente, la quema de biomasa en Sudamérica representa una fracción significativa de los incendios a nivel mundial. Se estima que esta región concentra alrededor del 30 % de la quema global de vegetación y produce entre el 20 % y el 25 % de las emisiones atmosféricas asociadas (Chacón Rivera, 2015). En este marco, autores como Casallas et al. (2023), Méndez et al. (2021) y Ballesteros et al. (2020), evidencian que cerca del 50 % de los contaminantes emitidos no permanecen en su lugar de origen, sino que son transportados a largas distancias, afectando la calidad del aire en otras regiones del continente. Este fenómeno de transporte transfronterizo también influye en el balance radiativo terrestre, al modificar los flujos de absorción y dispersión de gases y partículas en la atmósfera (Coakley & Yang, 2014).

Del mismo modo, en los últimos años, se ha identificado que los incendios forestales en Sudamérica no solo emiten material particulado, sino también precursores clave de ozono troposférico, COVs y NO<sub>x</sub>. Así, Casallas et al. (2023) demostraron que estos compuestos, una vez liberados, pueden ser transportados por corrientes atmosféricas desde zonas de alta actividad de quema —como la Amazonía brasileña y boliviana— hacia regiones andinas y caribeñas, generando concentraciones elevadas de ozono superficial. Este transporte a larga distancia ha sido confirmado durante episodios de quema intensiva, que

han deteriorado la calidad del aire en ciudades colombianas como Medellín y Bogotá. De igual forma, estudios como los de Méndez et al. (2021) y Ballesteros et al. (2020), que emplean modelos lagrangianos y datos satelitales, han documentado incrementos en las concentraciones de ozono durante la temporada seca en el noroeste sudamericano. Estas evidencias resaltan la importancia de comprender las interconexiones entre las emisiones por incendios en zonas tropicales y sus efectos en regiones urbanas alejadas del foco emisor.

Así, una región de especial interés en este fenómeno es la ecorregión de Los Llanos, considerada la sabana más extensa del hemisferio norte de Sudamérica. Esta área, que se extiende por Colombia y Venezuela, tiene una relevancia ecológica y climática estratégica al albergar importantes cuencas hidrográficas (Strassburg et al., 2017). Conducente a ello, Alvarado & Hantson (2022) mediante sensores remotos del sistema MODIS, reconstruyeron el historial de incendios en esta región entre 2001 y 2022, identificando diferencias en los patrones de quema entre ambos países, atribuibles a factores tanto climáticos como socioeconómicos.

Por lo tanto, los incendios en Los Llanos y en la Amazonía venezolana también generan impactos significativos sobre la calidad del aire en zonas rurales y urbanas del norte de Sudamérica. Casallas et al. (2023) demostraron que las emisiones provenientes de estas regiones son transportadas hacia el centro y occidente de Colombia, afectando la calidad del aire en ciudades como Bucaramanga, Bogotá, Medellín durante la temporada seca. La presencia de  $PM_{2.5}$  y de precursores de ozono troposférico, combinada con condiciones meteorológicas como estabilidad atmosférica y baja precipitación, agrava los episodios de contaminación. Este vínculo entre incendios transfronterizos y deterioro de la calidad del aire refuerza la urgencia de establecer estrategias de monitoreo continuo y políticas regionales integradas de gestión del fuego y de la calidad del aire.

## 1.2.2 Incendios forestales en el Amazonas

Los incendios en la Amazonía constituyen un fenómeno complejo influido por múltiples factores, entre ellos el clima, la vegetación y las acciones humanas (Cochrane, 2003). Estos eventos tienden a concentrarse durante la temporada de sequía, la cual se extiende de julio a noviembre, alcanzando su mayor incidencia en septiembre, particularmente en el sur de la cuenca amazónica (Chen, 2013).

Así pues, existe una relación estrecha entre las sequías y el aumento de los incendios, ya que las condiciones de baja humedad reducen la disponibilidad de vegetación y agua en el suelo, aumentando la susceptibilidad a la ignición (Ray, 2005; Aragão, 2008). Eventos climáticos como *El Niño* exacerbaban estas condiciones, incrementando las tasas de ocurrencia y severidad de los incendios forestales (Aragão, 2008; Chen, 2013). Esta dinámica genera un ciclo retroalimentado donde las sequías recurrentes, junto con la deforestación y el uso del fuego con fines agropecuarios, amplifican los impactos ecológicos y sociales en la región (Cochrane, 2009; Nepstad, 2008).

Si bien se han desarrollado modelos estadísticos con el fin de predecir la actividad de incendios a partir de las anomalías en la temperatura superficial en los océanos Atlántico y Pacífico tropical, estos modelos aún presentan limitaciones al momento de integrar adecuadamente la incidencia de las actividades humanas en la propagación del fuego en la región (Chen, 2011; Fernández et al., 2011). Además, las variaciones en el uso del suelo—incluyendo la expansión agrícola, la ganadería extensiva y la construcción de infraestructura—intensifican el riesgo de incendios al fragmentar el ecosistema forestal y facilitar la penetración de fuentes de ignición (Morton, 2008).

Las consecuencias de estos incendios son de gran magnitud. No solo provocan una significativa pérdida de biodiversidad y alteran los ciclos hidrológicos regionales (Aragão, 2018; Barlow, 2020), sino que también están superando la capacidad de resiliencia ecológica del bioma amazónico. Así, investigaciones recientes advierten sobre un posible punto de inflexión ecológica, en el cual vastas áreas del bosque podrían transformarse en ecosistemas tipo sabana, con consecuencias irreversibles (Lovejoy & Nobre, 2018).

Ahora bien, desde la perspectiva atmosférica, los incendios en la Amazonía generan emisiones sustanciales de contaminantes como  $PM_{2.5}$ , CO y precursores del  $O_3$ , afectando

tanto el clima regional como la calidad del aire (Reddington et al., 2015). Estas emisiones constituyen un riesgo para la salud pública, especialmente en poblaciones con condición de vulnerabilidad. Por ejemplo, estimaciones recientes indican que al menos 230 muertes anuales entre comunidades indígenas de la Amazonía estarían asociadas a la exposición crónica al humo de los incendios, evidenciando los efectos respiratorios y cardiovasculares vinculados a la contaminación atmosférica (CGIAR, 2023).

Además, las plumas de humo generadas durante estos eventos poseen una alta capacidad de transporte atmosférico, desplazándose cientos o incluso miles de kilómetros y incidiendo en la calidad del aire de zonas urbanas distantes. Este fenómeno contribuye a la contaminación transfronteriza y complica aún más la gestión ambiental, dado que las partículas finas y los aerosoles, incluido el carbono negro, no solo deterioran la salud pública, sino que también alteran el balance radiativo y las tendencias de precipitación locales (Artaxo et al., 2013).

### **1.3 Monitoreo satelital y reanálisis en detección de incendios y calidad del aire**

La integración de datos satelitales se ha consolidado como un componente esencial en los sistemas contemporáneos de monitoreo ambiental, ya que permite observar y analizar cambios en la atmósfera y superficie terrestre con una cobertura amplia, continua y de alta resolución. A diferencia de las redes superficiales de monitoreo, los satélites ofrecen la posibilidad de obtener información de regiones remotas o de difícil acceso, lo que resulta especialmente útil en zonas tropicales extensas como la Amazonía (Johnson, Brown & Roberts, 2021).

Este tipo de monitoreo permite detectar y cuantificar concentraciones de contaminantes atmosféricos, así como visualizar la evolución espacial y temporal de los focos de incendio y su repercusión espaciotemporal en la calidad del aire. Así, gracias a sensores pasivos y activos a bordo de satélites, es posible identificar la temperatura del fuego, la extensión de la biomasa quemada, la emisión de aerosoles y gases traza, y la dinámica de las plumas de humo (Frąckiewicz, 2023; Prigent & Jiménez, 2021).

El desarrollo del monitoreo satelital de la atmósfera comenzó en 1960 con el lanzamiento del satélite TIROS-1 por la NASA, y ha evolucionado sustancialmente con la

---

implementación de programas como Landsat, Terra/Aqua-MODIS, Suomi NPP/VIIRS y Sentinel-5P/TROPOMI, este último operado por la Agencia Espacial Europea (ESA), especializado en el monitoreo de contaminantes atmosféricos clave como O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, CO y aerosoles (Veefkind et al., 2012).

Así, en el contexto específico del monitoreo de incendios forestales, sensores como VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) y MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) han demostrado una gran utilidad para la detección de focos térmicos y la estimación de la energía radiativa del fuego (Fire Radiative Power, FRP), lo cual permite inferir la intensidad del incendio y su posible impacto atmosférico (Giglio et al., 2016). Productos derivados como MCD64A1 de MODIS permiten evaluar la extensión de las áreas quemadas, mientras que VIIRS mejora la detección en condiciones de nubosidad o cuando los incendios son de menor escala.

Por su parte, el sensor TROPOMI (TROPOspheric Monitoring Instrument) permite monitorear la distribución de gases traza a nivel global y ha sido utilizado ampliamente para evaluar emisiones de NO<sub>2</sub>, CO y O<sub>3</sub> asociados a incendios forestales, así como su transporte regional y transfronterizo (Zhou et al., 2022). Así, la combinación de estos sensores con modelos de trayectorias atmosféricas como el modelo híbrido de trayectoria integrada lagrangiana de una sola partícula (HYSPLIT) y el modelo de dispersión de partículas flexibles (FLEXPART), permite monitorear el desplazamiento de masas de aire contaminadas y estimar su influencia en regiones alejadas del foco de emisión.

De esta manera, junto al monitoreo satelital, los datos de reanálisis atmosférico representan una fuente determinante de información para identificar las dinámicas en la evolución de la calidad del aire en el tiempo. Estos productos son generados mediante modelos numéricos que integran múltiples tipos de observaciones para producir reconstrucciones coherentes y continuas del estado de la capa atmosférica.

La ventaja de estos productos radica en su capacidad para llenar vacíos observacionales, validar tendencias y analizar episodios de contaminación en escalas regionales y continentales. En investigaciones previas, la combinación de datos satelitales y de reanálisis ha sido clave para estudiar la incidencia de los incendios presentados en el Amazonas en la calidad del aire en zonas distantes, como los Andes o el Caribe (Casallas

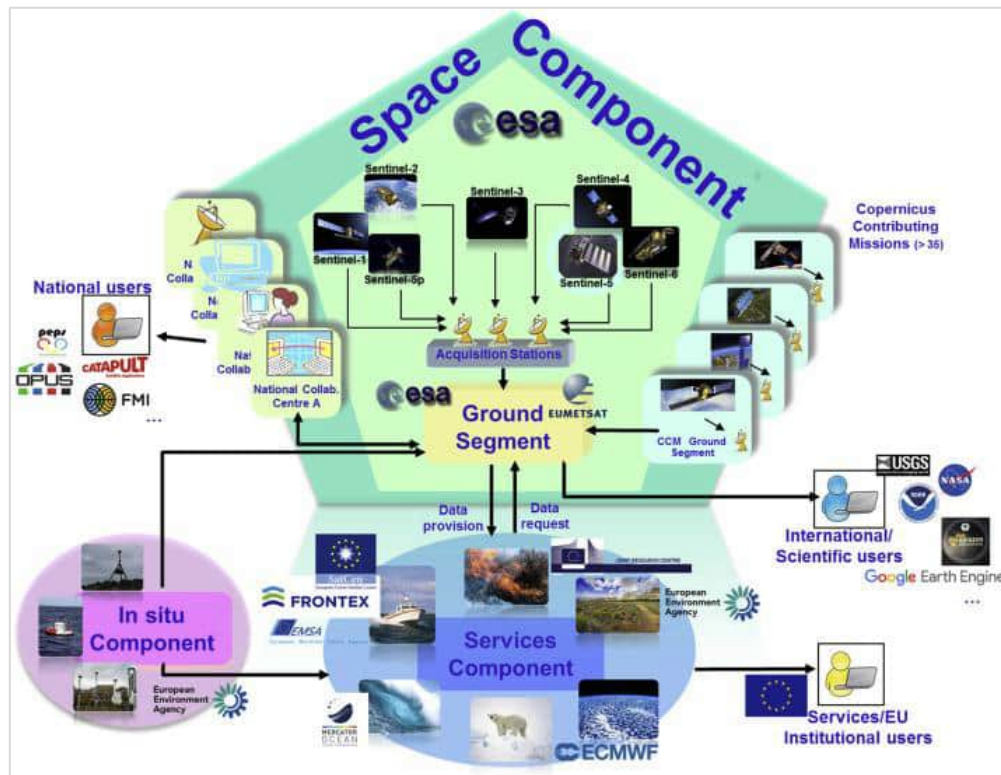
et al., 2023; Reddington et al., 2015), indicando su potencial para el estudio del transporte de contaminantes de largo alcance.

### **1.3.1 Programa Copernicus CAMS**

El Programa Copernicus es la principal iniciativa de observación de la Tierra de la Unión Europea, diseñada para proporcionar información continua, precisa y accesible sobre el estado del medio ambiente a escala global. Anteriormente conocido como Global Monitoring for Environment and Security (GMES), *Copernicus* integra tecnologías de teledetección, modelos numéricos avanzados y datos *in situ* para avalar la toma de decisiones en ámbitos como cambio climático, seguridad, gestión del territorio y la respuesta ante desastres (European Commission, 2015; Jutz & Pérez, 2018).

Asimismo, uno de los pilares fundamentales de *Copernicus* es su enfoque en la democratización del acceso a los datos. Por ello, todos sus productos son de libre acceso, financiados por fondos públicos europeos, lo que garantiza su disponibilidad para investigadores, autoridades y ciudadanía en general. Esta apertura ha sido clave para su consolidación como una de las infraestructuras más robustas de monitoreo ambiental en el mundo (ECMWF, 2023). En la Figura 1-2, se ilustran los componentes del Programa Copernicus y su interacción.

Figura 1-2. Programa Copernicus: Componentes e interacciones.



Fuente: Jutz & Pérez, 2018.

Entre sus numerosos servicios, destaca el Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS), implementado por el European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), el cual proporciona información sobre la composición atmosférica global, incluyendo aerosoles, gases traza, ozono y radiación solar. Esto resulta fundamental para evaluar y prever la calidad del aire, así como para analizar el impacto de fenómenos como erupciones volcánicas, incendios forestales o intrusiones de polvo sahariano (Inness et al., 2019).

De este modo, uno de los productos más relevantes de CAMS es CAMS Reanalysis (CAMSRA), el cual es una reconstrucción atmosférica multianual que combina observaciones satelitales e *in situ* con modelos numéricos de química atmosférica. Así, las observaciones satelitales utilizadas por CAMS provienen de instrumentos como MODIS, IASI (Infrared Atmospheric Sounding Interferometer), OMI (Ozone Monitoring Instrument),

TROPOMI y GOME-2, abordo de plataformas como Terra, Aqua, MetOp, ENVISAT y Sentinel-5P, permitiendo observar la atmósfera con una resolución diaria o subdiaria.

Por su parte, las mediciones *in situ* provienen de redes como GAW (Global Atmosphere Watch) y AirBase, que complementan y validan los datos satelitales periódicamente. Estas redes miden concentraciones de contaminantes clave a nivel de superficie, permitiendo una calibración más precisa de los modelos correspondientes (Schulz et al., 2021).

En la Tabla 1-2 se presenta un resumen de las fuentes de datos empleadas en la generación de CAMSRA, organizadas según su carácter de captura, parámetros analizados y el instrumento o red correspondiente.

**Tabla 1-2.** Fuentes de datos *in situ* utilizadas en la creación de CAMSRA

Origen de los datos	Parámetros medidos	Fuente o instrumento
Estaciones terrestres	SO <sub>2</sub> , CO, PM <sub>2.5</sub> , PM <sub>10</sub> , O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> .	EEA/EIONET
Estaciones terrestres	CO <sub>2</sub>	RAMCES, WDCGG, NOAA-CCGG
Estaciones terrestres	CH <sub>4</sub>	NOAA-CCGG
Estaciones terrestres	N <sub>2</sub> O	CSIRO, AGAGE, NIES, NOAA-CCGG, ECN, EMPA, Universidad de Edimburgo, FMI, HMS, MPI-Jena, Universidad de Tohoku, CONTRAI
Estaciones terrestres	O <sub>3</sub> , CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>2</sub> , aerosol.	ICOS, GAW, ACTRIS, IAGOS, NDACC EMEP
Estaciones terrestres	Radiación global y difusa	LHMS, EnerMENA, BSRN, SHMI, LEGMC, KNMI, Academia de Ciencias de Moldavia
Estaciones terrestres	Radiación ultravioleta	ARPANSA, COST-713 UV Index Database, IMS
Observaciones satelitales	Profundidad óptica de aerosoles (AOD)	MODIS (EOS-Aqua, EOS-Terra)
Observaciones satelitales	Profundidad óptica de aerosoles (AOD)	AATSR (ENVISAT)
Observaciones satelitales	Perfil vertical de O <sub>3</sub>	MLS (EOS-Aura)
Observaciones satelitales	O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub>	OMI (EOS-Aura)
Observaciones satelitales	Perfil de O <sub>3</sub>	SBUV-2 (NOAA-14, -16, -17, -18, -19)
Observaciones satelitales	O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub>	SCIAMACHY (ENVISAT)
Observaciones satelitales	Perfil de O <sub>3</sub>	MIPAS (ENVISAT)
Observaciones satelitales	CO	MOPITT (EOS-Terra)
Observaciones satelitales	O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub>	GOME-2 (METOP-A/B)
Observaciones satelitales	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	TANSO (GOSAT)
Observaciones satelitales	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	IASI (METOP-A, METOP-B)

*Fuente:* Innes et al., 2019.

Así mismo, se presenta la Tabla 1-3 la cual resume las observaciones satelitales utilizadas por CAMS, incluyendo sus principales características.

**Tabla 1-3.** Observaciones satelitales empleadas en CAMSRA y su estado de uso

Instrumento	Satélite	Agencia Espacial	Especies Observadas	Estado de Uso
OMI	Aura	NASA	O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub>	Asimilado
MLS	Aura	NASA	O <sub>3</sub>	Asimilado
GOME-2	MetOp-A/B	EUMETSAT	O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub>	Asimilado
IASI	MetOp-A/B	EUMETSAT	CO	Asimilado
MOPITT	Terra	NASA	CO	Asimilado
SCIAMACHY	Envisat	ESA	NO <sub>2</sub>	Monitoreado
TROPOMI	Sentinel-5P	ESA	O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , CO	Monitoreado
S5P-CH4	Sentinel-5P	ESA	CH <sub>4</sub>	Planificado

*Fuente:* Innes et al., 2019.

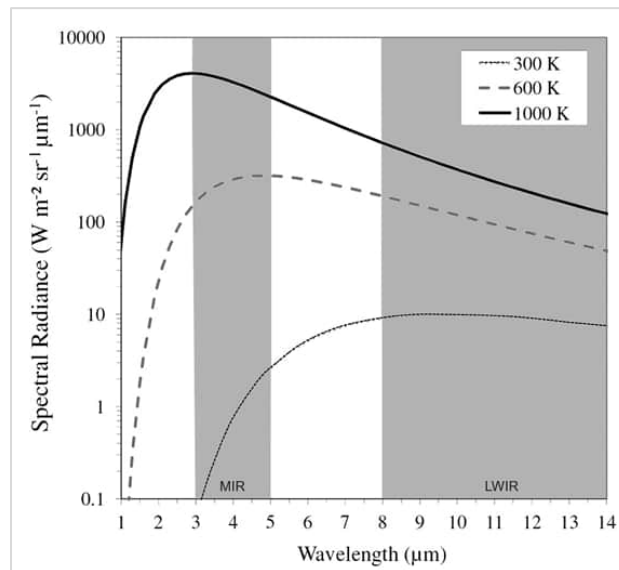
De esta forma, mientras que las estaciones terrestres, operadas por redes internacionales como EEA/EIONET y NOAA-CCGG, registran contaminantes clave como O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, CO y partículas en suspensión, los sensores satelitales, incluyendo MODIS, GOME-2 y OMI, ofrecen una perspectiva global con alta resolución espaciotemporal. La integración de ambas fuentes en CAMS fortalece la precisión de los modelos atmosféricos, permitiendo pronósticos más confiables y una mejor evaluación de la calidad del aire, el cambio climático y los eventos meteorológicos extremos.

### 1.3.2 Sistema de Información sobre incendios para la gestión de recursos (FIRMS)

El *Fire Information for Resource Management System (FIRMS)* constituye una de las plataformas más relevantes a nivel global para la detección y monitoreo de incendios forestales. Este sistema integra información proveniente de distintos sensores satelitales y la pone a disposición con baja latencia, lo que permite identificar de manera oportuna la localización, extensión y recurrencia de los focos térmicos (NASA FIRMS, 2024). Su diseño busca tanto respaldar procesos de investigación científica como facilitar la toma de decisiones en escenarios de gestión ambiental y respuesta a emergencias, a través de servicios estandarizados y de acceso abierto (NASA FIRMS, 2024).

El principio de funcionamiento de FIRMS se basa en la capacidad de los sensores satelitales para detectar anomalías térmicas durante sus órbitas de observación. Para ello, se emplean bandas específicas en el rango infrarrojo, particularmente la región de onda media (MWIR) y de onda larga (LWIR), que presentan alta sensibilidad frente a temperaturas elevadas asociadas a la combustión. En condiciones normales, la superficie terrestre presenta temperaturas en torno a 300 K, mientras que un incendio activo puede superar fácilmente los 1000 K, diferencia que permite discriminar de manera robusta los focos de fuego frente al entorno (ver Figura 1-3) (Wooster et al., 2021; NASA FIRMS, 2024). Asimismo, se aplican filtros y combinaciones multiespectrales que reducen la presencia de falsos positivos derivados de reflejos solares, cuerpos de agua u otros elementos con alta reflectancia.

**Figura 1-3.** Radiancia espectral emitida por cuerpos negros a temperaturas estándar de llama (1000 K) y de combustión lenta (600 K) junto con la de una superficie ambiente de 300 K.



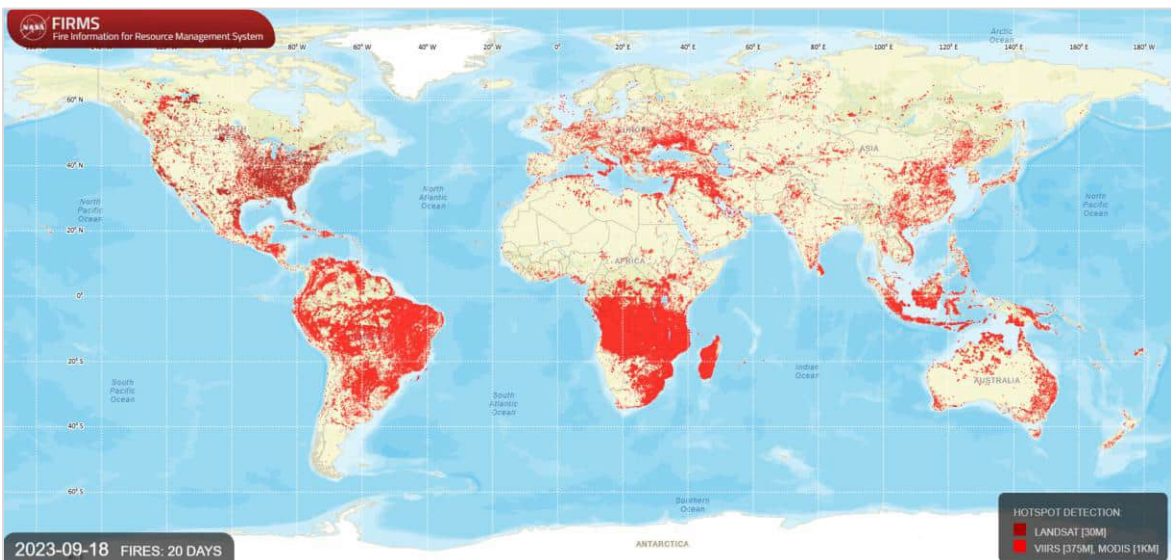
*Fuente:* Wooster et al., 2021

Asimismo, una ventaja clave de FIRMS es la integración de múltiples plataformas satelitales con diferentes resoluciones espaciales y temporales, lo que amplía su capacidad de detección. El sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging

Spectroradiometer), con una resolución de 1 km, es capaz de identificar focos térmicos de hasta centenares de metros cuadrados bajo condiciones diurnas. El instrumento VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite), en su banda de 375 m, permite detectar incendios más pequeños, incluso del orden de decenas de metros cuadrados durante el día, e inclusive áreas de apenas unos pocos metros en condiciones nocturnas. Por su parte, Landsat OLI, con una resolución de 30 m, ofrece el mayor nivel de detalle, pudiendo registrar incendios de superficie reducida, aunque con una menor frecuencia temporal debido a su ciclo de revisita más prolongado (NASA FIRMS, 2024). Esta complementariedad entre misiones convierte a FIRMS en una herramienta fundamental para el seguimiento multiescala de incendios en regiones de alta recurrencia.

Como referencia de su alcance global, en la Figura 1-4 se presenta una visualización generada por FIRMS para un intervalo de septiembre de 2023, en la que se muestran los focos de incendio detectados a nivel mundial durante un periodo de veinte días.

**Figura 1-4.** Distribución global de focos térmicos identificados por FIRMS entre septiembre 3 y 18 de 2023.



*Fuente:* NASA FIRMS, 2024.

## 1.4 Monitoreo superficial de la calidad de aire

Los sistemas de monitoreo de la calidad del aire a nivel superficial permiten la medición directa de contaminantes como  $O_3$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$  y  $CO$ , los cuales se encuentran directamente con diversos padecimientos cardiovasculares y respiratorios, así como con efectos adversos en los ecosistemas (OMS, 2023). Las estaciones de monitoreo terrestre proporcionan datos en tiempo real respecto a la concentración de estos contaminantes, lo que facilita el reconocimiento de patrones y la formulación de estrategias gubernamentales destinadas a la reducción de emisiones. De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2020), un sistema de monitoreo efectivo debe ser representativo de las condiciones locales y estar estratégicamente ubicado para capturar la variabilidad espaciotemporal de la contaminación.

En Sudamérica, diversas ciudades han implementado redes de monitoreo de la calidad del aire para examinar la contaminación y su impacto en la población. Así, ciudades como Bogotá, Santiago de Chile y São Paulo cuentan con estaciones de monitoreo que siguen estándares internacionales, aunque con variaciones en la densidad y calidad de los datos recopilados (IDEAM, 2019; CONAMA, 2020).

En Colombia, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) gestiona una red de monitoreo que opera en varias ciudades y permite la comparación de datos con estándares nacionales e internacionales. En Chile, el Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (SINCA) coordina la recopilación y análisis de datos en distintas regiones del país (CONAMA, 2020). Brasil, por su parte, cuenta con estaciones de monitoreo operadas por instituciones ambientales locales y estatales, que integran información en plataformas como el Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales (INPE, 2021).

---

## 1.5 Método lagrangiano de trayectorias de contaminantes atmosféricos

El enfoque lagrangiano constituye una estrategia analítica fundamental en la identificación del transporte de contaminantes atmosféricos, al permitir el seguimiento dinámico de las masas de aire contaminadas desde sus fuentes de emisión hasta sus zonas receptoras. A diferencia del enfoque euleriano, que estudia la evolución de concentraciones en puntos fijos del espacio, el marco lagrangiano se enfoca en seguir el desplazamiento de los contaminantes a lo largo del tiempo y del espacio, lo cual resulta especialmente útil para comprender fenómenos de transporte regional y transfronterizo de largo alcance (Xiao et al., 2024). Esta perspectiva es de particular relevancia en regiones como América del Sur, donde las redes de monitoreo en superficie son escasas o presentan baja resolución espacial, y donde la topografía compleja plantea retos adicionales a los enfoques clásicos.

Una de las implementaciones más recientes y robustas de este enfoque es el método lagrangiano de segmentación de plumas contaminantes, también conocido como *Lagrangian Tracker*, desarrollado por Casallas et al. (2024). Este método introduce una alternativa innovadora que no se basa en el seguimiento de trayectorias individuales de partículas, como lo hacen modelos tradicionales como HYSPLIT o FLEXPART, sino que segmenta y rastrea objetos espaciales coherentes —las plumas de contaminación— a partir de campos de concentración modelados o reanalizados. En lugar de simular la dispersión de partículas independientes, este enfoque identifica, etiqueta y sigue plumas contaminantes como entidades dinámicas, permitiendo reconstruir su trayectoria y evolución a lo largo del tiempo.

El procedimiento se inicia mediante la aplicación de un algoritmo de cuencas hidrográficas —*watershed algorithm* en inglés—, utilizado comúnmente en el procesamiento de imágenes, para segmentar los campos de concentración en regiones que superan umbrales estadísticos definidos con base en percentiles espaciales y temporales. Una vez identificadas las plumas en un intervalo de tiempo, se les asigna una etiqueta única y se rastrean en intervalos sucesivos, por ejemplo cada tres horas en el caso de los datos de CAMS, o cada hora para modelos como WRF-Chem, utilizando criterios geométricos como la superposición espacial y la distancia euclidiana para determinar si una pluma

corresponde a una emisión nueva o es la continuación de una ya existente (Casallas et al., 2024).

Entre las principales ventajas de este enfoque se destaca su capacidad para rastrear la evolución completa de una pluma contaminante desde su origen hasta su disipación, lo cual permite establecer vínculos causales robustos entre las fuentes de emisión y sus impactos en regiones alejadas. Asimismo, el método permite calcular métricas relevantes como el tamaño de la pluma, su duración, concentración media, extensión geográfica y dirección de desplazamiento. Esto habilita la posibilidad de cuantificar el aporte externo al deterioro de la calidad del aire regiones urbanizadas y de identificar eventos de transporte sostenido o prolongado que no serían fácilmente detectables mediante enfoques tradicionales.

En comparación con métodos lagrangianos ampliamente utilizados en el entorno académico, el *Lagrangian Tracker* presenta una ventaja sustancial al tratar las plumas como objetos tridimensionales dinámicos y no como nubes dispersas de partículas. Esta diferencia metodológica permite superar algunas de las limitaciones del enfoque basado en trayectorias individuales, como la dificultad para capturar eventos de contaminación persistente o para integrar múltiples variables simultáneamente. Además, al trabajar directamente con campos de concentración ya modelados, como los de CAMS o WRF-Chem, se elimina la necesidad de simulaciones de dispersión adicionales, lo que facilita su integración en estudios que combinan observación satelital y modelación numérica.

Este método ha sido aplicado con éxito en estudios de transporte atmosférico en América del Sur, permitiendo, por ejemplo, identificar episodios de advección de  $PM_{2.5}$  desde incendios forestales en la Amazonía y los Llanos hacia ciudades como Bogotá, Medellín, Bucaramanga o Quito. También ha demostrado utilidad en el rastreo de contaminantes gaseosos como  $SO_2$ , derivados de actividad volcánica en el Parque Nacional Natural Los Nevados, estableciendo sus efectos en la calidad del aire urbano.

No obstante, el método no está exento de limitaciones. En primer lugar, su rendimiento depende fundamentalmente de la calidad y resolución de los datos de entrada, por lo que su efectividad puede verse reducida en regiones o momentos donde los productos de reanálisis presentan sesgos o vacíos significativos. Asimismo, el proceso de segmentación

---

requiere la definición de umbrales adaptativos, lo que introduce cierto grado de subjetividad o dependencia de la calibración para distintos contaminantes o regiones. Además, el método se enfoca en el comportamiento físico del transporte de las plumas, sin incorporar explícitamente procesos de transformación química o deposición atmosférica, lo cual puede limitar su aplicación en el análisis de contaminantes secundarios o de vida media corta.

Frente a estas limitaciones, los desarrolladores del método han propuesto varias líneas de mejora, entre las que se incluyen la incorporación de esquemas de química atmosférica acoplada para capturar procesos de transformación de contaminantes, el uso de machine learning para optimizar la segmentación espacial, y la combinación con observaciones *in situ* para validar los patrones detectados. Estas mejoras tienen el potencial de ampliar su aplicabilidad a otros escenarios atmosféricos, como tormentas de polvo, transporte de polen, o emisiones industriales complejas.



## 2. Método

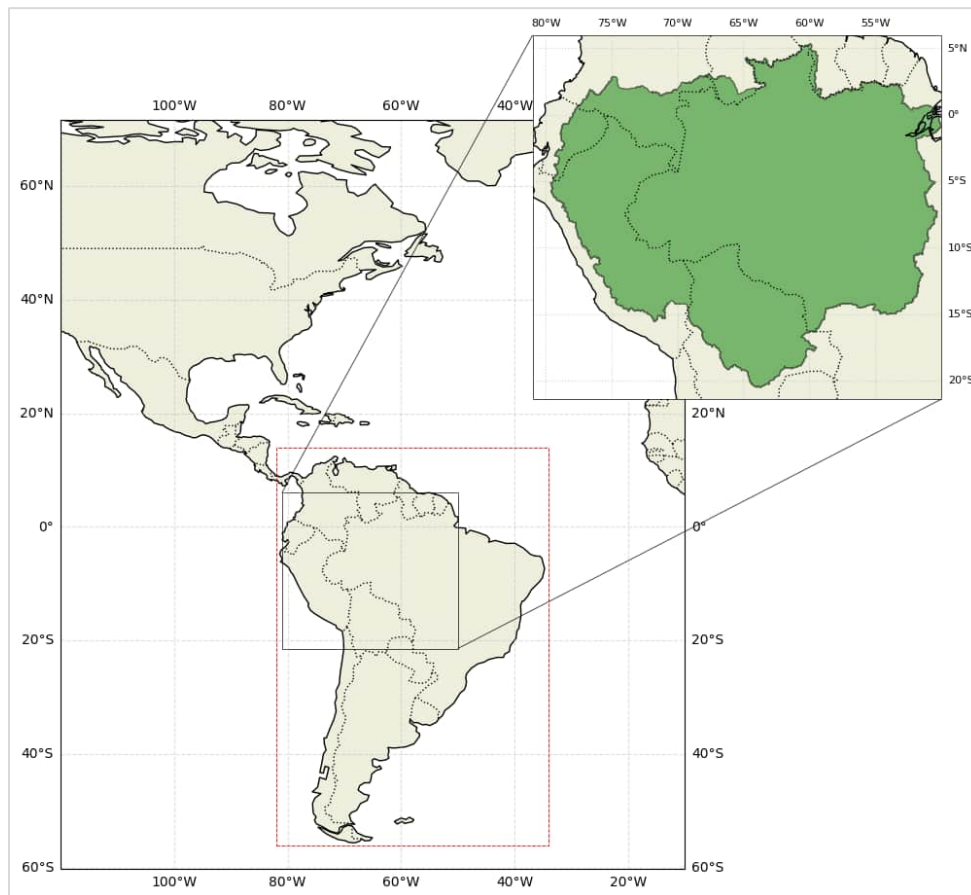
Este capítulo presenta el marco metodológico utilizado para analizar la incidencia de los incendios forestales sobre la calidad del aire en América del Sur, con énfasis en el transporte de compuestos contaminantes desde la cuenca amazónica hacia distintas zonas de la región. La estrategia se estructura en tres líneas de análisis interrelacionadas, fundamentadas en la integración de datos de monitoreo superficial, productos de teledetección, reanálisis atmosférico y la aplicación de un marco lagrangiano para el seguimiento de plumas de contaminación. Así, este enfoque multiescalar busca una caracterización robusta y temporalmente coherente de los procesos de emisión, transporte y acumulación de contaminantes atmosféricos asociados a los incendios forestales. Todos los análisis se realizaron sobre el período entre el 01 de diciembre de 2018 y el 30 de noviembre de 2023, abarcando cinco ciclos anuales completos de actividad estacional en la cuenca amazónica y su posible influencia sobre zonas receptoras.

## 2.1 Área de estudio

El área de estudio de esta investigación abarca toda la región correspondiente a América del Sur, considerada tanto como dominio de análisis atmosférico como espacio receptor de las emisiones generadas por los incendios forestales en la cuenca amazónica. De esta manera, se busca caracterizar el transporte regional de contaminantes atmosféricos, con énfasis en  $PM_{2.5}$  y  $O_3$ , desde zonas de alta actividad de incendios hacia ciudades alejadas de los focos de emisión.

La delimitación geográfica empleada se presenta en la Figura 2-1. En ella, la zona delimitada en rojo representa el dominio espacial utilizado para los análisis satelitales, de reanálisis y marco lagrangiano. Dicha región abarca desde los  $82^{\circ}O$  hasta los  $34^{\circ}O$  de longitud, y desde los  $56^{\circ}S$  hasta los  $14^{\circ}N$  de latitud, lo que cubre la totalidad del territorio sudamericano tropical y una sección de la región subtropical. Esta extensión permite incluir tanto las áreas emisoras de contaminantes como las regiones receptoras potenciales, caracterizadas por una elevada densidad poblacional o vulnerabilidad atmosférica.

Del mismo modo, la Figura 2-1 contiene un recuadro ampliado correspondiente a la cuenca amazónica, destacada en color verde. Esta región se extiende aproximadamente entre los  $81^{\circ}O$  y  $50^{\circ}O$  de longitud, y los  $21^{\circ}S$  y  $6^{\circ}N$  de latitud, abarcando porciones significativas de Colombia, Bolivia, Ecuador, Brasil, Perú, Venezuela, Guyana, Surinam y la Guayana Francesa.

**Figura 2-1.** Delimitación del área de estudio.

*Fuente:* Elaboración propia.

## 2.2 Datos de monitoreo en superficie en ciudades de Suramérica

En esta sección se presentan los criterios tenidos en cuenta en la selección de las ciudades dentro del dominio espacial, el comportamiento temporal de los registros recolectados para el periodo de análisis y la estimación de líneas base que permiten identificar anomalías asociadas a episodios de transporte de contaminantes desde regiones distantes.

## 2.2.1 Selección de ciudades

Para el análisis de los datos de calidad del aire a nivel superficial, se seleccionó un conjunto de ciudades sudamericanas en función de la disponibilidad continua de registros de material particulado y O<sub>3</sub> troposférico durante al menos tres años dentro del intervalo 2018–2023. La elección también consideró su ubicación geográfica relativa respecto a la cuenca amazónica, con el fin de representar posibles zonas receptoras de contaminación transportada desde esta región emisora.

Las ciudades seleccionadas abarcan una distribución latitudinal y longitudinal representativa de las principales subregiones del subcontinente. Se incluyen capitales y ciudades intermedias en países andinos, amazónicos y del Cono Sur, lo que permite capturar diversos regímenes meteorológicos y configuraciones topográficas que modulan el transporte y acumulación de contaminantes.

De este modo, en la Tabla 2-1 se presenta las ciudades seleccionadas para el análisis de calidad del aire, junto con las entidades responsables del monitoreo en cada jurisdicción. Además de ejercer funciones de vigilancia atmosférica, estas instituciones fueron las fuentes directas de los datos de superficie utilizados en esta investigación, proporcionando registros de PM<sub>2.5</sub> y O<sub>3</sub> con cobertura temporal acorde a lo especificado.

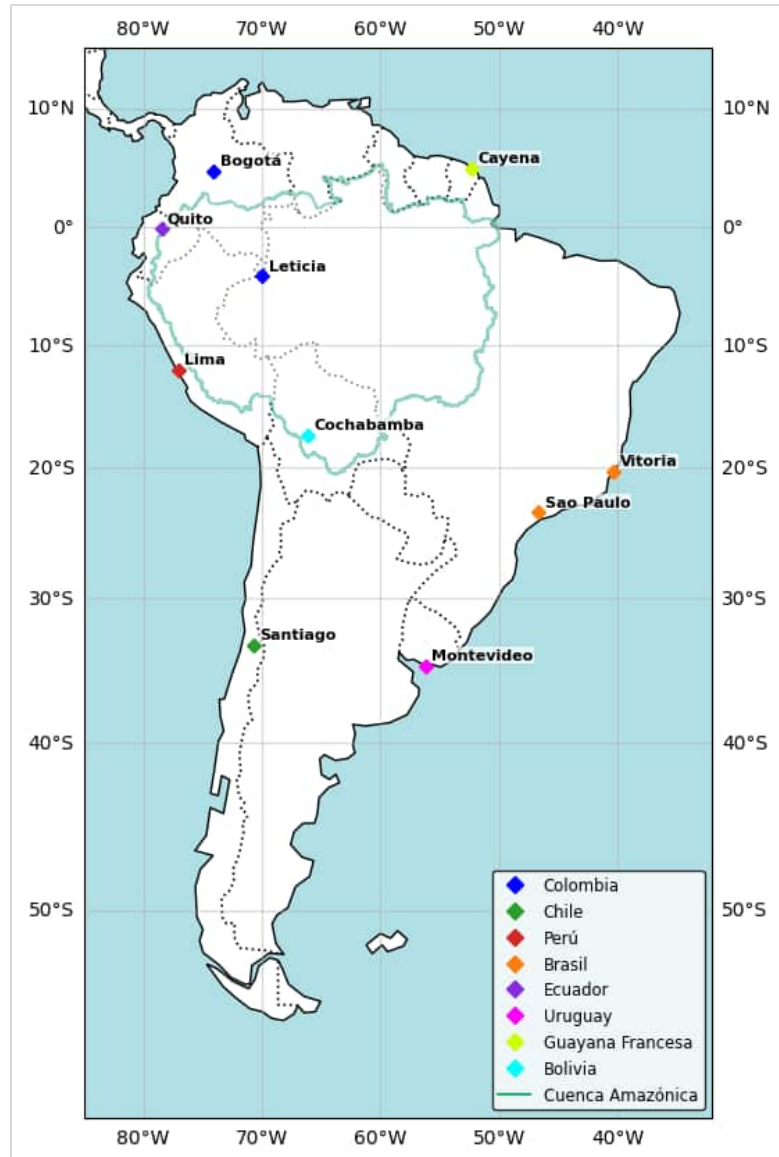
**Tabla 2-1.** Fuentes de datos de monitoreo superficial en ciudades de Suramérica.

CIUDAD	ENTIDAD
Lima, Perú.	SENAMHI <a href="mailto:atencionalciudadano@senamhi.gob.pe">atencionalciudadano@senamhi.gob.pe</a>
Bogotá, Colombia.	Secretaría Distrital de Ambiente
São Paulo, Brasil.	Instituto de Energia e Meio Ambiente   IEMA <a href="mailto:energiaeambiente@energiaeambiente.org.br">energiaeambiente@energiaeambiente.org.br</a>
Vitoria, Brasil.	Instituto de Energia e Meio Ambiente   IEMA <a href="mailto:energiaeambiente@energiaeambiente.org.br">energiaeambiente@energiaeambiente.org.br</a>
Quito, Ecuador.	Secretaría de Ambiente <a href="http://datosambiente.quito.gob.ec/">http://datosambiente.quito.gob.ec/</a>
Cochabamba, Bolivia.	Red MoniCA - Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de Bolivia
Cayena, Guayana Francesa	ATMO Guyane (Organismo encargado en Guayana Francesa) <a href="https://www.atmo-guyane.org/">https://www.atmo-guyane.org/</a>
Montevideo, Uruguay.	Intendencia de Montevideo – Red de Monitoreo de la Calidad del Aire (SECCA / Unidad Calidad de Aire) <a href="https://montevideo.gub.uy/calidad-del-aire">https://montevideo.gub.uy/calidad-del-aire</a>
Santiago, Chile.	SINCA – Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (Ministerio del Medio Ambiente de Chile), Red MACAM <a href="https://sinca.mma.gob.cl/">https://sinca.mma.gob.cl/</a>

*Fuente:* Elaboración propia.

Por otro lado, En la Figura 2-2 se representa la ubicación de cada ciudad incluida en el estudio, diferenciadas por país y resaltando su localización respecto a la cuenca amazónica.

**Figura 2-2.** Ubicación de ciudades de América del Sur seleccionadas.



Nota: Para la ciudad de Leticia, Colombia, no se cuenta con datos superficiales; no obstante, se ubica en el gráfico al ser de especial interés en la presente investigación. Por otro lado, para Cochabamba, Bolivia, se cuenta con datos de concentración para PM<sub>10</sub>.

*Fuente:* Elaboración propia.

### 2.2.2 Análisis temporal de datos

El análisis temporal de los datos de monitoreo superficial se centró en las concentraciones promedio diarias de  $PM_{2.5}$  y máximas del promedio octo-horario para  $O_3$ . Así, previo al análisis estadístico, se aplicaron procedimientos de depuración orientados a garantizar la consistencia y confiabilidad de las series temporales.

Inicialmente, se aplicó un procedimiento de inspección de calidad de datos orientado a depurar los registros inválidos o físicamente inconsistentes. Para  $PM_{2.5}$ , se eliminaron todas las observaciones con valores negativos, así como aquellas que excedían el umbral de  $1000 \mu g \cdot m^{-3}$ , considerado muy por encima de los niveles típicamente observados incluso en episodios severos de contaminación. En el caso de  $O_3$ , se descartaron registros con valores negativos o mayores a  $800 \mu g \cdot m^{-3}$ , con el fin de eliminar posibles errores instrumentales o de captura, manteniendo la fidelidad de las series temporales. Este proceso garantizó que los análisis estadísticos posteriores se realizaran únicamente sobre datos confiables y físicamente plausibles.

Una vez consolidadas las series limpias, se procedió al cálculo de promedios multianuales por mes, con el fin de caracterizar el comportamiento estacional de los contaminantes en cada ciudad. Adicionalmente, se agruparon los datos por temporadas climáticas lo que permitió establecer contrastes en los niveles de concentración durante los periodos de mayor y menor actividad de incendios en la Amazonía. De este modo, fue posible identificar patrones consistentes de variabilidad estacional, así como posibles anomalías asociadas a episodios intensivos de incendios forestales.

### 2.2.3 Estimación de líneas base de concentración de contaminantes

Con el fin de identificar incrementos en la concentración de contaminantes atribuibles a fuentes externas, como los incendios forestales, fue necesario establecer líneas base anuales de concentración para  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  en cada ciudad. Este procedimiento se basó en la metodología propuesta por Cusworth et al. (2018), la cual define la línea base como el promedio de las semanas más limpias de cada año, bajo el supuesto de que estas reflejan condiciones de mínima influencia externa y dominancia de fuentes locales recurrentes, representando así, una señal antropogénica mínima estable.

El proceso comenzó con la transformación de los registros diarios en series semanales, mediante el cálculo de promedios móviles de siete días con corte semanal (domingo a sábado). Sea  $C(t)$  la serie de concentraciones diarias de un contaminante, la concentración media semanal  $\bar{C}_w$  en la semana  $w$  se calculó como se muestra en la Ecuación 2.1.

$$\bar{C}_w = \frac{1}{n_w} \sum_{i=1}^{n_w} C_{w,i} \quad (2.1)$$

donde  $C_{w,i}$  es la concentración del día  $i$  de la semana  $w$ , y  $n_w$  es el número de días válidos—usualmente siete—. Esta agregación permitió reducir la variabilidad de corto plazo y mejorar la estabilidad de la señal para el cálculo de valores representativos.

De este modo, una vez obtenidas las concentraciones semanales para cada año, se ordenaron de menor a mayor, y se calculó la media de las  $M$  semanas más limpias como estimador de la línea base anual (ver Ecuación 2.2).

$$Baseline_y^{(M)} = \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M \bar{C}_{(i)} \quad (2.2)$$

Donde  $\bar{C}_{(i)}$  representa la  $i$ -ésima semana más limpia del año  $y$ . En este estudio, se exploraron múltiples valores de  $M \in \{1,2,3,4\}$ , siendo  $M = 2$  el valor adoptado como referencia para el análisis principal, en concordancia con lo recomendado por Cusworth et

al. (2018) para minimizar la sensibilidad a valores extremos sin comprometer la representatividad estadística.

Este procedimiento se aplicó individualmente para cada ciudad y cada contaminante, en el intervalo 2018–2023, utilizando datos previamente depurados (ver sección 2.2.2). En el caso de  $PM_{2.5}$ , las concentraciones fueron transformadas temporalmente por un factor de escalamiento para facilitar su manipulación numérica, sin alterar las unidades originales ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Aunque la metodología fue diseñada originalmente para material particulado, se extrapoló a  $O_3$  con la misma estructura de cálculo, dada su utilidad como valor de referencia frente a picos episódicos de origen regional.

## 2.3 Datos de monitoreo satelital y reanálisis

En esta sección se exponen los productos de reanálisis atmosférico utilizados para el análisis de flujos y concentraciones de contaminantes en el dominio espacial definido, así como las fuentes satelitales empleadas para la detección de focos activos de incendio en América del Sur, con especial énfasis en la cuenca amazónica. Adicionalmente, se expone el procedimiento de validación aplicado a las concentraciones modeladas de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$ , mediante su comparación cuantitativa con observaciones en superficie, con el objetivo de evaluar la consistencia y representatividad de los productos de reanálisis empleados en este estudio.

### 2.3.1 Análisis de flujo de contaminantes

Para analizar la intensidad y estacionalidad de las emisiones atmosféricas asociadas a los incendios forestales en la cuenca amazónica, se recurrió a datos del servicio CAMS-GFAS (Global Fire Assimilation System) del programa Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS). En particular, se utilizaron campos de flujo de contaminantes descargados en formato NetCDF a través de la API oficial del Atmospheric Data Store (ADS).

Se consideraron tres variables fundamentales:

- Flujo de dióxido de carbono por incendios (*wildfire\_flux\_of\_carbon\_dioxide*),
- Flujo de carbón total en aerosoles (*wildfire\_flux\_of\_total\_aerosol*),

- Flujo de material particulado fino (*wildfire\_flux\_of\_pm2p5*).

Estas variables representan la tasa de emisión superficial (en  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) modelada a partir de la detección de focos activos vía satélite, combinada con parámetros de emisión específicos por tipo de cobertura vegetal. Los datos fueron descargados para el dominio amazónico comprendido entre  $10^{\circ}\text{N}$  y  $25^{\circ}\text{S}$  de latitud, y entre  $82^{\circ}\text{W}$  y  $40^{\circ}\text{W}$  de longitud, con resolución horaria, de cada tres horas, cubriendo el periodo comprendido entre el 1 de diciembre de 2018 y el 30 de noviembre de 2023.

De este modo, para cada variable, se realizó una agregación mensual de los valores promediados espacialmente en toda la región, con el fin de identificar los períodos de mayor intensidad en el flujo de emisiones.

### 2.3.2 Análisis espaciotemporal de $\text{PM}_{2.5}$ y $\text{O}_3$

Con el objetivo de caracterizar el comportamiento espaciotemporal de los contaminantes atmosféricos  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{O}_3$  en América del Sur, se emplearon productos del reanálisis global CAMS-EAC4 (Copernicus Atmosphere Monitoring Service – European Centre for Medium-Range Weather Forecasts), descargados a través de la API oficial de Copernicus. Estos datos similarmente abarcan el periodo entre el 1 de diciembre de 2018 y el 30 de noviembre de 2023, con una resolución temporal de tres horas y una cobertura espacial que se extiende desde  $14^{\circ}\text{N}$  a  $56^{\circ}\text{S}$  de latitud y desde  $82^{\circ}\text{W}$  a  $32^{\circ}\text{W}$  de longitud.

Para el caso de  $\text{PM}_{2.5}$ , se empleó la variable '*pm2p5*' desde el sistema CAMS-EAC4 en formato NetCDF. Esta variable se encuentra en unidades de mezcla másica  $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , por lo que fue necesario aplicar un factor de escala de  $1\times 10^9$  para convertirla a unidades de  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , asumidas como representativas de la concentración en aire a nivel de superficie. Este procedimiento no requiere información meteorológica adicional, dada la forma en que el modelo incorpora densidad y condiciones termodinámicas estándar en la estimación.

En contraste, para el ozono troposférico, se empleó la variable '*ozone*' correspondiente al *nivel modelo 60*, el cual representa el nivel más cercano a la superficie dentro del sistema vertical de CAMS. Dado que esta variable también se expresa en unidades de mezcla másica ( $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), su conversión a concentraciones volumétricas ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) requiere el uso de condiciones atmosféricas locales de presión y temperatura. Para este propósito, se

utilizaron adicionalmente las variables de presión en superficie ('*surface\_pressure*') y temperatura a dos metros ('*2m\_temperature*') para el mismo dominio y periodo.

A partir de estas variables meteorológicas, se calculó la densidad del aire mediante la ecuación de estado de los gases ideales (ver Ecuación 2.3).

$$\rho = \frac{P}{R \times T} \quad (2.3)$$

Donde  $\rho$  es la densidad del aire ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ),  $P$  la presión en superficie (Pa),  $T$  la temperatura (K), y  $R$  la constante específica de los gases secos del aire ( $R = 287,058 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ ).

Con esta información, se obtuvo la concentración de ozono mediante el producto directo de la mezcla másica y la densidad del aire, ajustando finalmente las unidades mediante el mismo factor de escala (ver Ecuación 2.4).

$$[O_3]_{\mu\text{g}/\text{m}^3} = \left( \frac{[O_3]_{\text{kg}/\text{kg}} \times P}{R \times T} \right) \cdot 10^9 \quad (2.4)$$

Este procedimiento fue implementado computacionalmente mediante el uso de librerías de análisis de datos multidimensionales y procesamiento de archivos NetCDF, siguiendo las recomendaciones oficiales del ECMWF.

Así, una vez convertidos y escalados, los datos de  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{O}_3$  fueron agregados espacialmente sobre el dominio definido, y temporalmente a resolución mensual y por temporadas, con el objetivo de examinar la evolución de las concentraciones durante el periodo de estudio.

### 2.3.3 Detección de incendios forestales en Suramérica

La detección y caracterización de incendios forestales en América del Sur se realizó a partir de los datos de hotspots (focos térmicos) suministrados por la plataforma FIRMS (Fire Information for Resource Management System), administrada por la NASA (2024). Esta plataforma integra datos de múltiples sensores satelitales diseñados para la detección activa de fuego, destacándose los sistemas VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite), con resolución espacial de 375 m; MODIS (Moderate Resolution Imaging

Spectroradiometer), con resolución de 1 km y LANDSAT (Operational Land Imager - OLI), con resolución óptica de 30 m (menos frecuente para monitoreo diario).

Los productos FIRMS son generados mediante algoritmos de detección térmica que identifican anomalías de temperatura superficial asociadas a procesos de combustión activa. Cada detección es geo-referenciada e incluye atributos como el poder radiativo del fuego (FRP), la fecha y hora de adquisición, y la fuente satelital. Estos datos se encuentran disponibles en formatos CSV, shapefile y NetCDF, y fueron descargados para el periodo de interés, abarcando toda la región sudamericana con énfasis en la cuenca amazónica.

Una vez descargados, los registros fueron filtrados para eliminar duplicidades entre sensores y se integraron en un único conjunto de datos. A partir de estos, se realizó un análisis espaciotemporal multianual, mediante agregaciones mensuales y por temporadas, tanto a escala continental como restringida a la cuenca amazónica. Este análisis permitió identificar los períodos de mayor actividad ígnea, su variabilidad interanual y los patrones de recurrencia regional.

### 2.3.4 Validación de datos de reanálisis

Con el fin de evaluar la representatividad de los datos de reanálisis proporcionados por el Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) en relación con las concentraciones de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$ , se implementó un proceso de validación integral basado en la comparación contra mediciones superficiales en nueve ciudades seleccionadas de América del Sur. Esta validación tuvo como objetivo determinar el grado de concordancia entre los productos modelados y los datos observacionales diarios y mensuales, a partir del cálculo de nueve métricas estadísticas ampliamente utilizadas en la literatura científica para estudios de calidad del aire (Chai et al., 2013; Mogollón-Sotelo et al., 2021; Celis et al., 2022).

Así pues, estos parámetros de validación se agrupan en dos categorías: *estadísticos continuos*, los cuales evalúan la concordancia cuantitativa entre los valores modelados y los observados; y *estadísticos categóricos*, los cuales evalúan el desempeño del modelo para detectar eventos críticos, definidos por un umbral. De esta manera, en la Tabla 2-2 se visualiza la clasificación de las métricas utilizadas en esta investigación.

**Tabla 2-2.** Clasificación de métricas utilizadas en la validación.

Tipo de métrica	Parámetros
Continuos	NMB, RMSE, Rho, FAC2, IOA, MB
Categoricos	HIT, FAR, POC

Consecuentemente, cada métrica presenta criterios de evaluación específicos en función de la naturaleza de su representación o el tipo de error que describe, tal como se visualiza a continuación, con base en la literatura (Chai et al., 2013; Celis et al., 2022).

- **Error medio normalizado (NMB):** Evalúa el sesgo sistemático entre las predicciones y las observaciones.

$$NMB = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)}{\sum_{i=1}^N O_i} \times 100 \quad (2.5)$$

- **Error cuadrático medio (RMSE):** Mide la magnitud del error de predicción.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2} \quad (2.6)$$

- **Coefficiente de correlación de Spearman ( $\rho$  o Rho):** Mide la asociación monotónica entre las predicciones y las observaciones.

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum (M_i - O_i)^2}{N(N^2 - 1)} \quad (2.7)$$

- **Índice de concordancia (IOA):** Evalúa el grado de acuerdo entre las formas de dos series de datos.

$$IOA = \frac{\sum (M_i - O_i)^2}{\sum (|M_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (2.8)$$

- **Sesgo medio (MB):** Indica si el modelo tiende a sobrestimar o subestimar en promedio.

$$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i) \quad (2.9)$$

- **Factor de dos (FAC2):** Proporción de datos modelados dentro de un factor de dos respecto a los observados.

$$FAC2 = \frac{\text{Número de datos donde } 0.5 \leq \frac{M_i}{O_i} \leq 2}{N} \quad (2.10)$$

- **Tasa de aciertos (HIT):** Porcentaje de eventos reales por encima del umbral correctamente predichos.

$$HIT = \frac{NB}{NB + ND} \times 100 \quad (2.11)$$

- **Tasa de falsas alarmas (FAR):** Proporción de eventos predichos por encima del umbral que no se observaron.

$$FAR = \frac{NA}{NA + NB} \times 100 \quad (2.12)$$

- **Proporción de corrección (POC):** Fracción de coincidencias exactas (positivas y negativas) entre predicción y observación.

$$POC = \frac{NB + NC}{NA + NB + NC + ND} \times 100 \quad (2.13)$$

Las anteriores definiciones teniendo en cuenta que:

- $M_i$  y  $O_i$  representan el valor modelado y observado, respectivamente, en el instante  $i$ .
- $N$  es el número total de observaciones.
- NA, NB, NC, ND corresponden a los conteos de verdaderos/falsos positivos/negativos en relación con el umbral.

Ahora bien, el adecuado desempeño de un modelo con base en las métricas expuestas puede determinarse mediante algunos valores de referencia o umbrales sugeridos por varios autores, tal como se resume en la Tabla 2-3.

**Tabla 2-3.** Valores de referencia para las métricas evaluadas.

Métrica	Desempeño		
	<i>Excelente</i>	<i>Bueno</i>	<i>Deficiente</i>
Rho	≥ 0.9	0.5 – 0.9	< 0.5
RMSE ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	< 10	10 – 15	> 15
IOA	> 0.7	0.3 – 0.7	< 0.3
FAR (%)	< 40	-	> 40
HIT (%)	> 60	-	< 60
POC (%)	> 50	-	< 50
NMB (%)	< 15	-	> 15
MB (%)	< ±0.5	-	> ±0.5
FAC2 (%)	> 35	-	< 35

*Fuente:* Chai et al., 2013; Mogollón-Sotelo et al., 2021 y OMS, 2021.

Por otro lado, con base en los resultados obtenidos por Casallas et al. (2023) y Celis et al. (2022) en validaciones realizadas en sus respectivos estudios, se establecen puntos de referencia para estadísticos continuos (ver Tabla 2-4), y algunos umbrales de evaluación para estadísticos categóricos (ver Tabla 2-5), ambos asociados a la naturaleza del contaminante evaluado.

**Tabla 2-4.** Valores de referencia para estadísticos continuos en función del contaminante evaluado.

Contaminante	Métrica				
	<i>NMB</i>	<i>IOA</i>	<i>Rho</i>	<i>RMSE</i>	<i>FAC2</i>
PM <sub>2.5</sub>	± 25%	> 0.5	> 0.5	< 15	> 50%
PM <sub>10</sub>	± 30%	> 0.7	> 0.6	< 70	> 50%
O <sub>3</sub>	± 15%	> 0.6	> 0.5	< 35	> 50%
SO <sub>2</sub>	± 10%	> 0.7	> 0.6	< 24	> 50%
NO	± 15%	> 0.6	> 0.5	< 35	> 50%
NO <sub>2</sub>	± 15%	> 0.6	> 0.5	< 70	> 50%

*Fuente:* Casallas et al., 2024 y Celis et al., 2022.

**Tabla 2-5.** Umbrales usados para evaluar estadísticos categóricos en función del contaminante evaluado.

Contaminante	Umbral mínimo ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	Umbral máximo ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )
PM <sub>10</sub>	10.50	11.25
	31.5	33.75
O <sub>3</sub>	42.0	45.0
	70.0	75.0
SO <sub>2</sub>	28.0	30.0
NO y NO <sub>2</sub>	7.00	7.50
	17.50	18.75
	140.0	150.0

*Fuente:* Casallas et al., 2023.

Finalmente, se desarrolló la validación para el año de mayor disponibilidad de datos por ciudad, en la mayoría de los casos 2023, comparando las series temporales diarias y mensuales entre CAMS y los datos superficiales. La coincidencia espacial se garantizó mediante la selección del píxel más cercano al punto de georreferencia por ciudad. Posteriormente, los valores modelados se escalaron y se aplicaron las funciones de cálculo para cada parámetro.

## 2.4 Trayectorias de plumas de contaminación mediante el *Lagrangian Tracker*

En esta sección se describe el enfoque metodológico llevado a cabo en la implementación de un marco lagrangiano de seguimiento de plumas de contaminación desarrollado por Casallas et al. (2024) con el fin de caracterizar el transporte atmosférico de material particulado y ozono troposférico desde la cuenca amazónica hacia distintas regiones en América del Sur. Esta herramienta permite rastrear la evolución espaciotemporal de masas de aire con alta carga contaminante, identificando su origen, trayectoria y posibles áreas receptoras. Para ello, se emplea el método *Lagrangian Tracker*, el cual ha demostrado ser una alternativa eficaz frente a métodos tradicionales al incorporar criterios dinámicos de identificación, segmentación y persistencia de plumas sobre productos de reanálisis atmosférico.

### 2.4.1 Configuración inicial del método lagrangiano

La implementación del método *Lagrangian Tracker* requiere, como etapa inicial, la generación de objetos etiquetados que representen las plumas de contaminación atmosférica detectadas a partir de datos de concentración de contaminantes. Para ello, se utilizó una estrategia basada en la transformación morfológica de los datos tridimensionales (tiempo, latitud, longitud), mediante el algoritmo de cuencas hidrográficas aplicado sobre distancias euclidianas inversas derivadas de umbrales definidos por percentiles (Casallas et al., 2024).

Previo a la segmentación, se definió el intervalo de análisis entre el 01 de diciembre de 2018 y el 30 de noviembre de 2023, sobre el cual se trabajó con archivos de reanálisis provenientes del sistema CAMS, ya convertidos a unidades de concentración en  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . En particular, se seleccionaron las variables *pm2p5* para material particulado fino y *go3* para ozono troposférico cercano a la superficie, a partir de los archivos procesados y escalados previamente.

El proceso de detección de objetos contaminantes inició con la aplicación de un umbral de selección basado en percentiles, calculado a partir de los valores de concentración sobre todo el dominio. Así, se establecieron los siguientes umbrales empíricos, determinados por inspección visual y pruebas de sensibilidad:

- Para  $\text{PM}_{2.5}$ : percentil 90, con un footprint tridimensional de  $10\times 10\times 10$ .
- Para  $\text{O}_3$ : percentil 70, con un footprint de  $40\times 40\times 10$ .

La elección del percentil condiciona la sensibilidad del método, ya que define qué porción de la distribución de datos se considera como significativa para la identificación de eventos de alta concentración. El footprint define la vecindad utilizada en la detección de máximos locales en la transformada de distancia, y por tanto afecta la granularidad espacial y temporal de los objetos resultantes; de este modo, valores de footprint más pequeños tienden a producir una mayor cantidad de objetos más pequeños, mientras que valores amplios conducen a la detección de estructuras más cohesivas y extensas.

Con los umbrales definidos, se construyó una máscara binaria tridimensional, en la que las celdas que exceden el umbral fueron marcadas con 1, y el resto con 0. A partir de esta

máscara, se calculó la transformada de distancia euclidiana inversa, cuya función es facilitar la identificación de centros de objetos potenciales, es decir, los núcleos de las plumas contaminantes, mediante la búsqueda de picos locales de distancia. Estos picos representan las regiones más profundas en términos morfológicos dentro de cada área conectada de alta concentración.

Subsecuentemente, los picos detectados se convirtieron en marcadores iniciales para el *algoritmo watershed*, el cual permitió segmentar las regiones contiguas en torno a dichos picos y asignarles etiquetas únicas. De esta forma, se obtuvo un volumen etiquetado en el que cada etiqueta representa una pluma potencialmente distinta, con persistencia espaciotemporal. El resultado fue almacenado como un nuevo archivo NetCDF con las etiquetas organizadas como objetos.

### **2.4.2 Identificación de plumas de contaminación originadas en la cuenca amazónica**

Una vez etiquetados los objetos tridimensionales correspondientes a las plumas de contaminación mediante el *Lagrangian Tracker*, se implementó un proceso de filtrado espacial cuyo propósito fue conservar únicamente aquellas plumas cuya primera aparición espaciotemporal tuviera lugar dentro de la cuenca amazónica. Esta etapa resultó fundamental para focalizar el análisis en emisiones atribuibles a los incendios forestales que ocurren en dicha región, evitando interferencias provenientes de otras fuentes extrazonales.

De ese modo, el procedimiento inició con la incorporación de un archivo shapefile de referencia geográfica correspondiente a la cuenca amazónica, el cual fue procesado mediante la librería GeoPandas para extraer su geometría poligonal consolidada. Así, a partir de los volúmenes NetCDF etiquetados, se identificaron los identificadores únicos de los objetos y para cada uno se localizó el primer instante temporal en el que fue detectado. En este instante inicial, se extrajeron las coordenadas geográficas que describen la huella espacial del objeto.

Consecutivamente, para cada objeto que superó este primer umbral, se construyó una geometría compuesta basada en su contorno espacial en el instante inicial, ya sea en forma de polígono o multipolígono, según la complejidad de su estructura. Posteriormente,

se evaluó la intersección entre esta geometría y el polígono de la cuenca amazónica, calculando la proporción de puntos contenidos dentro del área definida. De esta forma, se estableció como criterio de inclusión que al menos el 50% de los puntos del objeto debían encontrarse dentro de los límites amazónicos al momento de su nacimiento para ser considerados como originados en la región.

Finalmente, se generó una máscara booleana a partir de los identificadores que cumplieron con el criterio anterior, y se aplicó sobre el volumen original de etiquetas, reasignando a cero los objetos no amazónicos. El resultado fue un nuevo archivo NetCDF conteniendo únicamente las plumas con origen amazónico, el cual se utilizó en las etapas posteriores de diagnóstico de transporte y acumulación de contaminantes. Esta segmentación permitió aislar espacialmente las emisiones de interés y garantizar una trazabilidad robusta de las trayectorias atmosféricas asociadas.

### **2.4.3 Diagnósticos resultantes**

Con las plumas de contaminación identificadas y filtradas según su origen amazónico, se procedió a ejecutar una serie de diagnósticos orientados a caracterizar su dinámica espaciotemporal, su relación con la ocurrencia de incendios forestales y su contribución potencial a la carga contaminante en distintas regiones del continente. Estos análisis permiten cuantificar aspectos clave del transporte atmosférico, como la persistencia y alcance geográfico de las plumas, así como estimar su impacto sobre los niveles de concentración de contaminantes en áreas urbanas receptoras.

#### **2.4.3.1 Comportamiento espaciotemporal de plumas de contaminación**

Una vez identificadas las plumas de contaminación originadas en la cuenca amazónica mediante el *Lagrangian Tracker* y aplicados los filtros geográficos correspondientes, se procedió a caracterizar su comportamiento espaciotemporal en Suramérica durante el periodo 2019–2023. Esta caracterización se realizó de manera diferenciada para los contaminantes PM<sub>2.5</sub> y O<sub>3</sub>, y fue complementada con la evaluación de la distribución de focos térmicos detectados satelitalmente, con el fin de establecer comparaciones y relaciones entre las zonas de emisión y la propagación de las masas contaminantes.

Para ello, se utilizaron productos satelitales procesados a partir del FIRMS (Fire Information for Resource Management System) para obtener la distribución diaria de focos térmicos, los cuales fueron agrupados por temporadas climatológicas (DEF, MAM, JJA, SON) y por año calendario. A partir de estos datos se estimó el número promedio de puntos calientes por celda y se generaron composiciones multianuales y estacionales, tanto para toda Suramérica como restringidas a la cuenca amazónica, utilizando máscaras geográficas derivadas del shapefile correspondiente.

En paralelo, las plumas de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  detectadas por el método lagrangiano fueron procesadas para obtener campos compuestos diarios, estacionales y anuales. Para la concentración diaria de cada contaminante se aplicaron estadísticas de primer orden con promedios para  $PM_{2.5}$  y máximos diarios para  $O_3$ , siguiendo recomendaciones de representatividad operacional. Posteriormente, los datos fueron agrupados temporalmente para generar mapas de distribución promedio por estación y por año. En dichos mapas, se superpusieron contornos de densidad de focos térmicos en la Amazonía con el fin de identificar espacialmente las regiones donde coexisten mayores emisiones primarias y mayores niveles de concentración atmosférica asociada.

#### **2.4.3.2 Correlación entre focos térmicos y plumas de contaminación**

En esta sección se llevó a cabo un análisis de correlación temporal espacio-específica con el objetivo de explorar cuantitativamente la asociación entre los focos de incendio y la distribución de las plumas de contaminación identificadas a través del *Lagrangian Tracker*. Para este fin, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) como medida estadística que permite evaluar la relación lineal entre la variabilidad estacional de la actividad ígnea y la carga de contaminantes atmosféricos en cada celda geográfica del dominio de estudio. Cabe resaltar que los resultados de correlación son robustos para otro tipo de correlaciones, como por ejemplo la correlación de Spearman, la cual funciona mejor para bases de datos no paramétricas.

Así, el análisis se implementó por separado para las concentraciones estacionales de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$ , comparándolas con los campos estacionales de número de focos térmicos provenientes de productos satelitales. Luego, las variables fueron alineadas temporalmente mediante una intersección de fechas comunes garantizando que las correlaciones se basaran exclusivamente en pares de datos coincidentes en el tiempo.

De este modo, una vez establecida la coherencia temporal, se calculó el coeficiente de Pearson (ver Ecuación 2.14) para cada punto geográfico, resultando en mapas de correlación espacialmente explícitos.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (2.14)$$

Donde:

- $x_i, y_i$ : Valores observados de cada variable en un punto en el tiempo.
- $\bar{x}, \bar{y}$ : Medias de las variables.
- $n$ : número de observaciones.

Por consiguiente, para complementar la robustez estadística del análisis, se computaron los valores-p asociados, lo que permitió identificar regiones con asociaciones estadísticamente significativas al umbral convencional de  $\alpha = 0.05$ . Estas zonas fueron resaltadas mediante tramas sobre los mapas de correlación, facilitando la interpretación espacial de la confiabilidad estadística. Finalmente, es necesario precisar que este enfoque no implica necesariamente una relación causal directa, sino que identifica regiones donde las series temporales de ambos fenómenos evolucionan de forma sincronizada.

#### **2.4.3.3 Determinación de eventos de contaminación originados en la cuenca amazónica**

Con el propósito de caracterizar de forma robusta los eventos de contaminación atribuibles a emisiones originadas en la cuenca amazónica, se desarrolló un procedimiento que combina el análisis estadístico de series temporales de concentración con la identificación lagrangiana de plumas transportadas hacia distintas ciudades sudamericanas. Inicialmente, se realizó la identificación de fechas de contaminación a partir de datos de monitoreo superficial para cada ciudad, mediante el cálculo de umbrales estacionales definidos por percentiles de la serie diaria. Esta operación consideró un margen de desfase temporal de tres días, asumiendo que un evento de transporte transcontinental puede demorar ese intervalo en alcanzar el receptor urbano desde su origen amazónico (Casallas et al., 2024).

Así pues, una vez establecidas las fechas de contaminación, se realizó una evaluación detallada del arribo de plumas de contaminación generadas por el *Lagrangian Tracker* a cada una de las ciudades en estudio. Este proceso implicó recorrer los archivos de objetos identificados y cruzar su evolución espaciotemporal con la posición geográfica de las ciudades. Se emplearon criterios mínimos de duración y extensión espacial para asegurar que los eventos considerados correspondieran a procesos relevantes desde el punto de vista atmosférico. De esta manera, el arribo de una pluma se determinó verificando si su trayecto intersecta, en algún momento, con el píxel más cercano a la ubicación urbana.

Posteriormente, para cada evento de llegada registrado, se analizó el punto de origen de la pluma dentro del dominio amazónico. La localización geográfica de dicho origen se estimó a partir de las coordenadas medias del objeto en su primera aparición temporal. Esta información permitió calcular dos métricas fundamentales: (i) la distancia entre el origen amazónico de la pluma y la ciudad receptora, utilizando fórmulas geodésicas sobre el elipsoide WGS84; y (ii) el ángulo o dirección de procedencia, que posteriormente fue clasificada en los ocho cuadrantes cardinales estándar (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW).

A partir de estos cálculos, se construyeron matrices angulares de frecuencia estacional por ciudad, reflejando las direcciones predominantes desde las cuales arriban los eventos de contaminación amazónica. Asimismo, se generaron histogramas de distancias para cada estación, con el fin de cuantificar la distribución de trayectorias recorridas por las plumas desde su punto de origen hasta el destino urbano.

#### **2.4.3.4 Estimación de la concentración adicional de contaminantes en algunas ciudades de Suramérica.**

Una vez identificados los eventos de contaminación con origen amazónico y determinada su llegada a las ciudades, se procedió a cuantificar su efecto sobre la concentración local de contaminantes. Para ello, se construyeron compuestos espaciotemporales centrados en la fecha de llegada de cada pluma, considerando una ventana simétrica de días antes y después del evento. La información utilizada para esta etapa proviene de los campos de concentración de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  generados por el reanálisis CAMS, pero filtrados para incluir exclusivamente aquellas plumas que se originaron dentro de la cuenca amazónica.

Consecuentemente, se realizó un análisis estacional y anual de la contribución neta de estas plumas amazónicas a la concentración de contaminantes en cada ciudad. Para ello,

se calcularon los valores promedio de concentración en las fechas de arribo por año y temporada, y se compararon con valores de línea base construidos a partir de los niveles medios multianuales registrados en los datos de monitoreo superficial (ver sección 2.2.3). Esta comparación permitió estimar el excedente de concentración atribuible exclusivamente al transporte de contaminantes desde la cuenca amazónica.

## **3. Resultados**

En este capítulo se exponen los principales hallazgos relacionados con la presente investigación, teniendo como base tres ejes de desarrollo enfocados en (i) el comportamiento temporal de los datos de monitoreo superficial analizados, (ii) las dinámicas, variaciones y correlaciones presentadas en los datos de monitoreo satelital y reanálisis, además de (iii) los diagnósticos resultantes de la aplicación del método de trayectorias lagrangiano conducente a las plumas de concentración de material particulado y ozono originadas en la cuenca amazónica y sus efectos en la calidad del aire en distintas ciudades de Suramérica.

### **3.1 Monitoreo superficial de la calidad del aire en Suramérica**

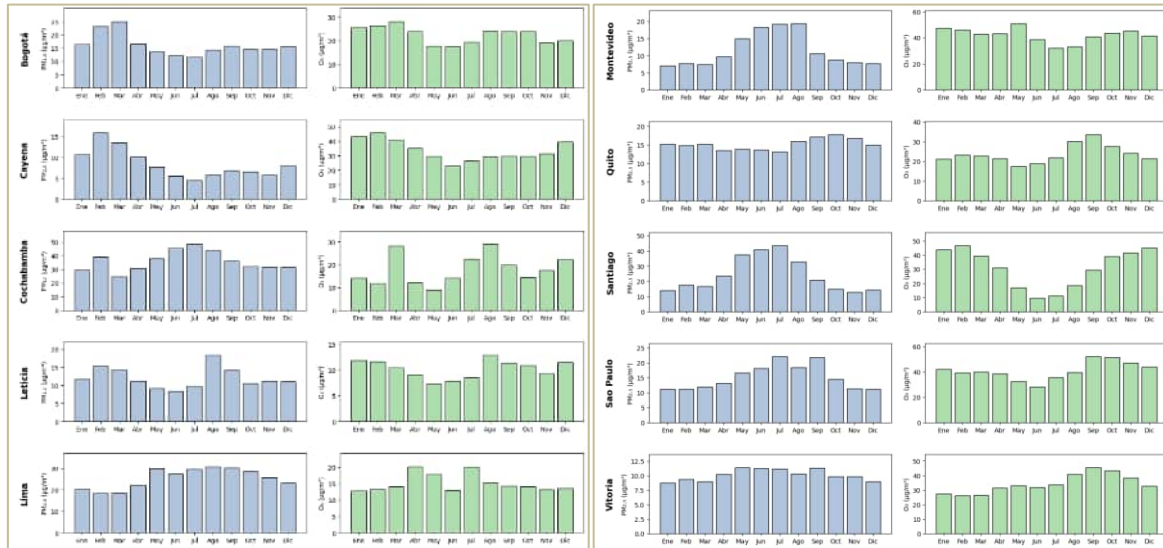
#### **3.1.1 Análisis temporal de datos superficiales**

Inicialmente, se aplicó el procedimiento de control de calidad orientado a depurar las series de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  de registros inválidos o físicamente inconsistentes. Este proceso permitió eliminar observaciones negativas y aquellas con valores anómalamente elevados, asociados principalmente a errores instrumentales o de captura. De esta manera, las series utilizadas en los análisis posteriores representan datos físicamente plausibles. Los resultados de esta depuración se encuentran consolidados en el Anexo A, donde se presentan las series temporales ajustadas, constituyendo la base sobre la cual se desarrolla el análisis estadístico y la caracterización espaciotemporal de la calidad del aire en las ciudades seleccionadas.

Con estas bases depuradas y validadas, fue posible identificar dinámicas temporales en las concentraciones de contaminantes. En particular, el análisis de las concentraciones promedio mensuales multianuales de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  (Figura 3.1) evidencia diferencias

marcados en el comportamiento de ambos contaminantes, los cuales responden a las particularidades climáticas, geográficas y de actividad antropogénica en cada ciudad.

**Figura 3-1.** Concentración promedio mensual multianual de material particulado (azul) y ozono (verde) proveniente de estaciones de monitoreo superficial en ciudades de Suramérica.



*Nota:* Valores correspondientes al promedio diario (material particulado) y el máximo diario del promedio móvil octohorario (ozono). Aunque se visualiza Leticia, Colombia; para esta ciudad no se cuenta con datos de superficie, así, para efectos de analizar esta región, se utiliza datos de reanálisis del Servicio de Monitoreo Atmosférico de Copernicus (CAMS).

*Fuente:* Elaboración propia.

Así, las concentraciones de material particulado y ozono troposférico muestran variaciones temporales claras en las diferentes ciudades analizadas, con picos definidos en meses que marcan variaciones regionales. En Bogotá, los valores de  $PM_{2.5}$  alcanzan máximos entre febrero y marzo, con registros de  $20\text{--}25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , mientras que el resto del año se mantienen entre  $10$  y  $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . En paralelo, el  $O_3$  presenta niveles elevados a comienzos de año ( $25\text{--}30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), con descensos notorios en mayo, junio y noviembre. En Cayena, tanto el

PM<sub>2.5</sub> como el O<sub>3</sub> presentan picos simultáneos en febrero y marzo, con valores cercanos a 15  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  y 45  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  respectivamente, seguidos de una tendencia descendente hasta mitad de año.

En Cochabamba, el PM<sub>10</sub> evidencia máximos de 40–45  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en febrero y en el periodo junio–julio, contrastando con los valores de 20–30  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  del resto del año. El O<sub>3</sub>, en cambio, muestra concentraciones de 28  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en marzo y repuntes de 20–25  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  entre julio y septiembre, mientras que en los demás meses permanece entre 10 y 15  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . En Leticia, tanto PM<sub>2.5</sub> como O<sub>3</sub> registran un aumento simultáneo en agosto, alcanzando 18 y 13  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  respectivamente, además de incrementos leves en los primeros meses del año. En Lima, el PM<sub>2.5</sub> se intensifica entre mayo y septiembre con valores de 27–29  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , mientras que en los meses iniciales del año los registros son estables. El O<sub>3</sub>, por su parte, muestra picos en abril, mayo y julio, con concentraciones de 17–20  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , estabilizándose cerca de 12  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en el resto del año.

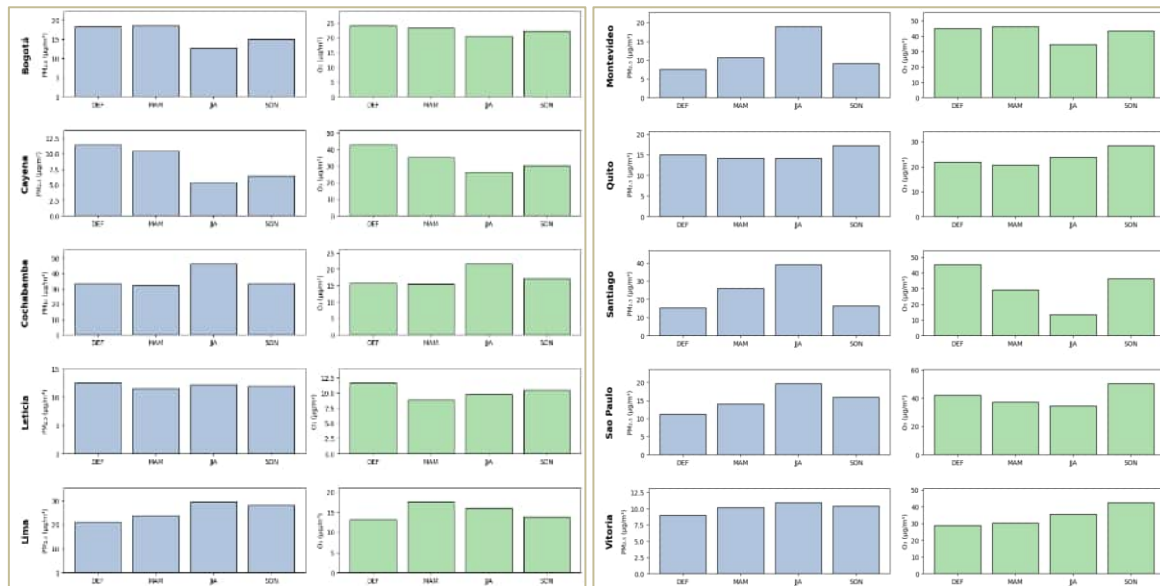
En Montevideo, los valores de PM<sub>2.5</sub> se elevan durante el invierno austral (junio–agosto) con promedios cercanos a 18  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , mientras que el O<sub>3</sub> mantiene un rango amplio (30–48  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) a lo largo del año, con un máximo destacado en mayo. En Quito, las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> permanecen entre 12 y 15  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en la primera mitad del año, aumentando a 18  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en el semestre siguiente. El O<sub>3</sub> sigue una dinámica similar, con valores estables de 20  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en los primeros meses y picos de 28–30  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en agosto y septiembre. En Santiago, el PM<sub>2.5</sub> alcanza los niveles más altos de toda la serie, con picos de 35–42  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en mayo–julio, mientras que fuera de esta temporada se reduce a 10  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . El O<sub>3</sub> presenta un patrón opuesto, con valores mínimos en invierno y máximos de 40–45  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en verano y primavera (diciembre–marzo y octubre–noviembre).

En São Paulo, el PM<sub>2.5</sub> presenta aumentos en julio y septiembre, alcanzando 20  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , mientras que en el resto del año se mantiene entre 10 y 15  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . El O<sub>3</sub>, en contraste, presenta los mayores valores regionales en septiembre–noviembre, con concentraciones cercanas a 50  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , y un mínimo en junio (7  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Finalmente, en Vitória el PM<sub>2.5</sub> se mantiene estable durante todo el año, con valores de 7.5–10  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , mientras que el O<sub>3</sub> muestra un patrón similar, salvo por un ligero incremento en agosto–octubre, con máximos próximos a 40  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

En cuanto a la dinámica de los contaminantes por temporadas (Figura 3-2), en el  $PM_{2.5}$ , se observa un incremento sostenido durante el periodo JJA en ciudades del cono sur como Santiago y Montevideo, mientras que en Bogotá y Cochabamba los máximos se concentran en DEF y JJA, respectivamente. São Paulo presenta valores máximos en JJA y SON, y Lima evidencia un comportamiento elevado en las mismas estaciones. No obstante, Cayena muestra un pico estacional en DEF, en línea con sus máximos mensuales de inicio de año.

Respecto al  $O_3$ , la estacionalidad se manifiesta con claridad en ciudades subtropicales y del cono sur. Santiago y São Paulo registran los valores más altos en DEF y SON respectivamente, mientras que Quito también presenta un incremento en SON. En Montevideo, las concentraciones de  $O_3$  se distribuyen de forma más homogénea, con variaciones leves entre estaciones, y en Lima persiste un patrón estable con ligeras elevaciones en MAM.

**Figura 3-2.** Concentración promedio multianual por temporada de material particulado (azul) y ozono (verde) proveniente de estaciones de monitoreo superficial en ciudades de Suramérica.



Fuente: Elaboración propia.

Comparando de manera integrada, se distinguen similitudes entre ciudades de características geográficas y climáticas análogas. El  $PM_{2.5}$  se intensifica en invierno austral

en las ciudades del cono sur (Santiago y Montevideo) y durante el primer trimestre en ciudades andinas (Bogotá y Cochabamba). El  $O_3$ , por su parte, presenta máximos consistentes en primavera en Santiago, São Paulo y Quito, mientras que en zonas tropicales como Cayena y Leticia se observan aumentos transitorios asociados al primer semestre del año.

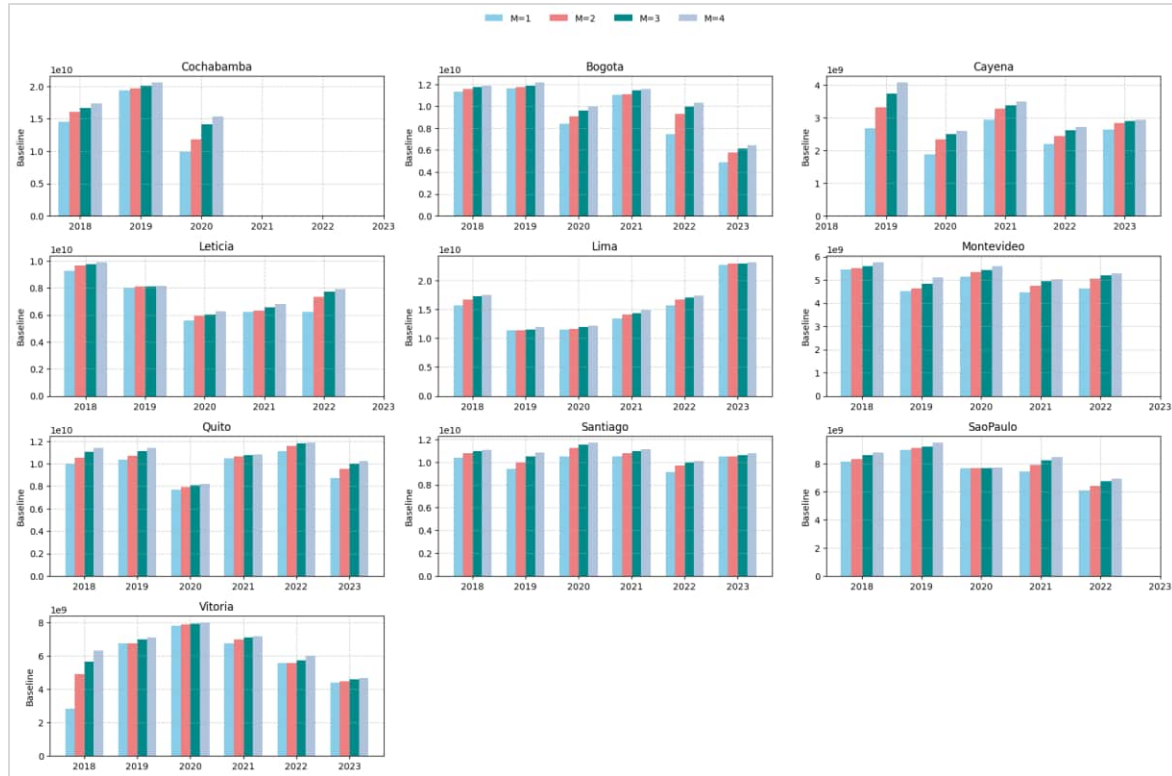
### 3.1.2 Líneas base de concentración regional de contaminantes

El establecimiento de líneas base constituye un paso fundamental para la variabilidad inducida por eventos externos en la calidad del aire. En este estudio, se determinaron líneas base anuales para  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  en el periodo 2019–2023, siguiendo el enfoque descrito en la metodología (ver sección 2.2.3), basado en lo expuesto por Cusworth et al. (2018). Estas líneas base representan el nivel mínimo recurrente de concentración observado en cada ciudad, asociado principalmente a fuentes locales y condiciones atmosféricas estables, y permiten identificar incrementos atribuibles a aportes externos como incendios forestales o transporte regional de contaminantes.

De esta forma, la estimación de las líneas base anuales para  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$  (Figura 3.3) evidencia variaciones notables entre ciudades y una relativa estabilidad interanual en la mayoría de los casos, lo cual respalda la robustez del método adoptado. En general, se observa que la elección del parámetro  $M$  (número de semanas más limpias consideradas) no altera de forma sustancial las tendencias temporales, aunque sí genera variaciones en la magnitud absoluta, particularmente en ciudades con mayor variabilidad intrínseca de las series.

En Bogotá y Quito, las líneas base se mantienen relativamente consistentes a lo largo del periodo 2018–2023, con diferencias poco significativas entre los valores calculados con  $M = 1$  y  $M = 4$ . Esta estabilidad sugiere que los niveles de mínima concentración anual son persistentes y están dominados por fuentes locales recurrentes. En contraste, ciudades como Cayena y Lima presentan una mayor dispersión entre escenarios de  $M$ , reflejando una señal de fondo más variable y posiblemente influenciada por condiciones atmosféricas estacionales o aportes externos irregulares.

**Figura 3-3.** Líneas base para los niveles de contaminación por PM<sub>2.5</sub> en diferentes ciudades de Suramérica a partir de los datos de monitoreo superficial entre 2018 y 2023.



*Fuente:* Elaboración propia.

En Santiago y Cochabamba, los valores de línea base son consistentemente altos en comparación con otras ciudades de la región, lo que denota que incluso en los periodos más limpios persisten concentraciones elevadas de material particulado. Este comportamiento coincide con el contexto urbano y topográfico de ambas ciudades, donde las condiciones de dispersión atmosférica suelen ser limitadas (Mollinedo et al., 2023; Peralta et al., 2022). Montevideo y São Paulo, por el contrario, exhiben líneas base más bajas y estables, con un incremento leve hacia los años recientes, lo que apunta a un trasfondo menos afectado por episodios de acumulación severa.

En ciudades costeras como Vitória, los valores de línea base muestran una tendencia creciente entre 2018 y 2021, estabilizándose posteriormente. Este comportamiento sugiere que, aunque el trasfondo de contaminación es bajo en términos relativos, existe una señal

interanual de incremento que conviene analizar en el contexto de las fuentes locales y regionales, aunque esto se encuentra fuera del alcance de esta investigación.

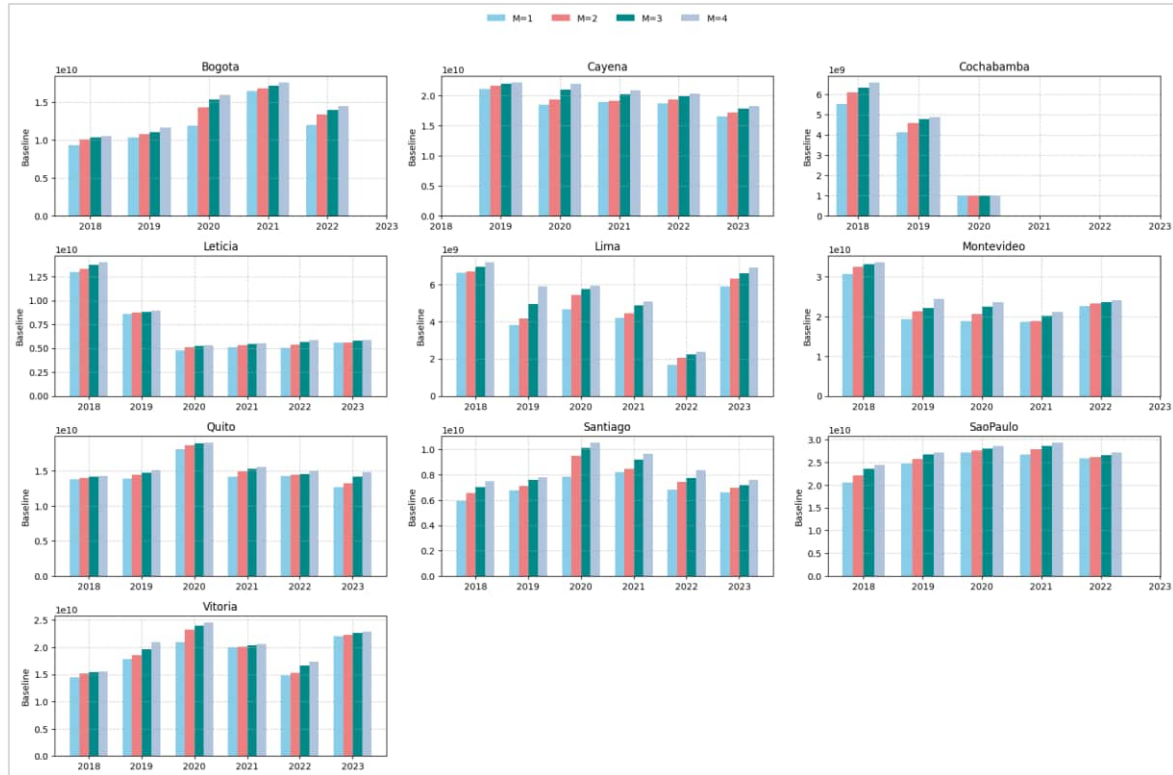
En el caso del ozono troposférico (Figura 3.4), las líneas base anuales también evidencian fluctuaciones significativas entre ciudades, aunque con un comportamiento en general más estable que el observado para el material particulado. En la mayoría de los casos, la variabilidad interanual es reducida y las diferencias entre los escenarios del número de semanas más limpias consideradas resultan poco relevantes, lo cual confirma que los niveles mínimos recurrentes de ozono se mantienen relativamente constantes a lo largo del periodo 2018–2023.

Bogotá, Quito y São Paulo presentan series particularmente consistentes, con líneas base que se mantienen dentro de un rango estrecho, independientemente del valor de  $M$ . Este comportamiento sugiere que el ozono de fondo en estas ciudades está fuertemente condicionado por procesos fotoquímicos regionales y no tanto por episodios locales transitorios. En contraste, Cayena y Lima muestran una mayor dispersión entre escenarios de  $M$ , especialmente hacia los primeros años de la serie, lo que refleja una señal de fondo más variable y posiblemente modulada por factores atmosféricos regionales, como la variabilidad en la circulación y la humedad relativa (Seinfeld et al., 2016).

Cochabamba y Santiago se distinguen nuevamente por registrar líneas base elevadas en comparación con otras ciudades, lo que indica que, incluso en los periodos de menor concentración, persisten niveles significativos de ozono. Este patrón puede asociarse a la combinación de condiciones topográficas restrictivas y aportes regionales recurrentes que sostienen un trasfondo más alto. Por el contrario, Montevideo y Vitória exhiben valores relativamente bajos y estables, lo cual apunta a un régimen menos condicionado por aportes externos o por acumulación persistente.

Finalmente, Leticia constituye un caso particular en que sus valores de línea base de ozono se mantienen en el rango más bajo de todas las ciudades analizadas, con escasa variación interanual y mínima dispersión entre escenarios de  $M$ . Esto sugiere que, pese a su proximidad a la cuenca amazónica, la ciudad mantiene una señal de ozono de fondo limitada, probablemente por la ausencia de fuentes locales significativas y un predominio del transporte atmosférico regional como modulador principal de la concentración.

**Figura 3-4.** Líneas base para los niveles de contaminación por ozono troposférico en diferentes ciudades de Suramérica a partir de los datos de monitoreo superficial entre 2018 y 2023.



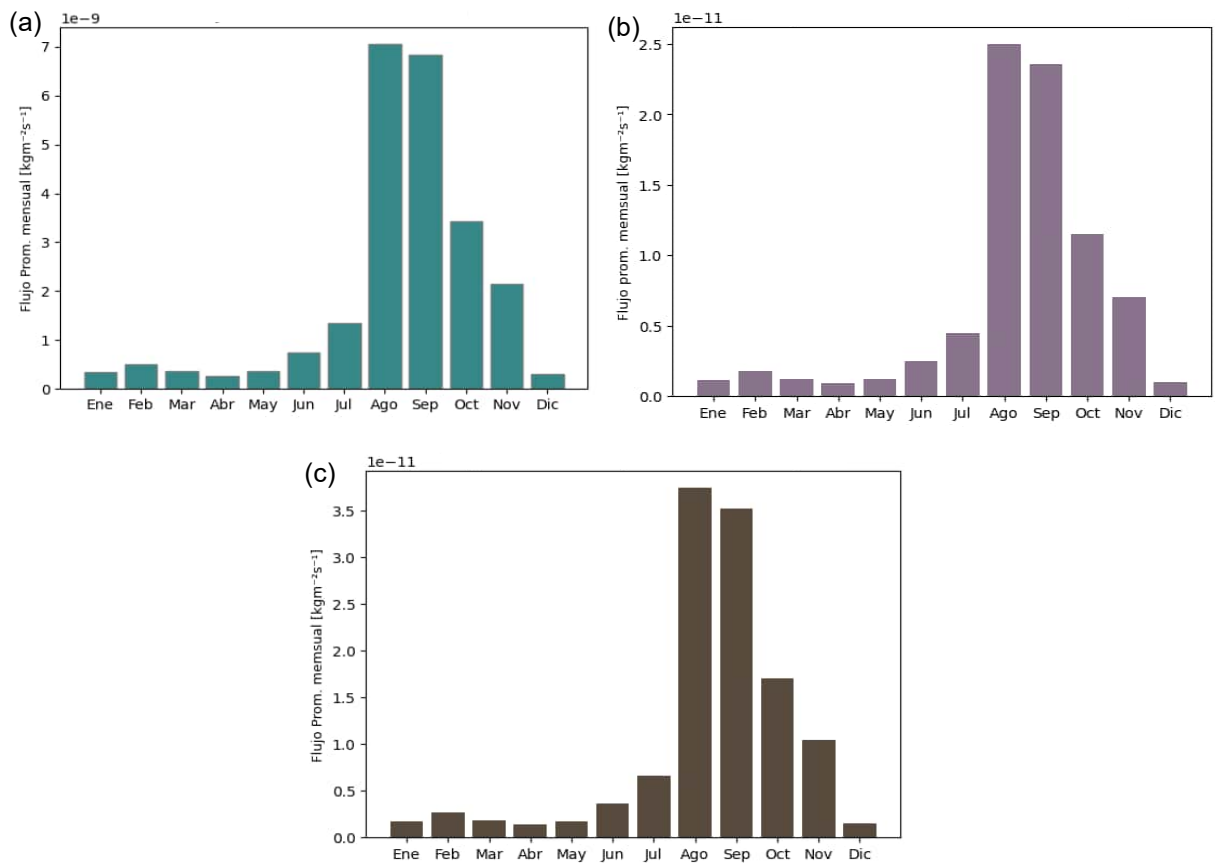
*Fuente:* Elaboración propia.

## 3.2 Monitoreo satelital y de reanálisis

### 3.2.1 Comportamiento de flujos de contaminantes

El análisis de los flujos mensuales de contaminantes en la cuenca amazónica (Figura 3-5) muestra una marcada estacionalidad común a las tres variables evaluadas: dióxido de carbono (Figura 3-5a), carbón total en aerosoles (Figura 3-5b) y material particulado fino (Figura 3-5c). En todos los casos, se observa un incremento progresivo a partir de MAM, con máximos bien definidos en JJA y SON, seguido de una disminución abrupta hacia finales de año. Durante DEF, en cambio, los flujos permanecen en niveles bajos y relativamente estables.

**Figura 3-5.** Promedio mensual del flujo de (a) dióxido de carbono, (b) carbón total en aerosoles y (c) material particulado menor a 2.5µm, en la cuenca amazónica entre el 2018-01-12 y 2023-11-30.



*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS).

Este patrón de intensificación durante JJA y SON guarda correspondencia con los comportamientos superficiales observados en varias ciudades sudamericanas. En particular, los aumentos en los flujos de partículas finas coinciden con los picos de concentración de  $PM_{2.5}$  registrados en São Paulo y Santiago en los mismos periodos, mientras que los incrementos de aerosoles y gases coinciden con los ascensos de ozono observados en ciudades del cono sur, especialmente durante SON, cuando las concentraciones urbanas alcanzan sus valores máximos.

Aunque estas coincidencias no implican necesariamente una relación causal directa, la correspondencia temporal entre los picos de flujo en la cuenca amazónica y los valores elevados en superficie en distintas ciudades de la región constituye un indicio relevante de posibles conexiones a escala regional.

### **3.2.2 Validación de datos de reanálisis (CAMS)**

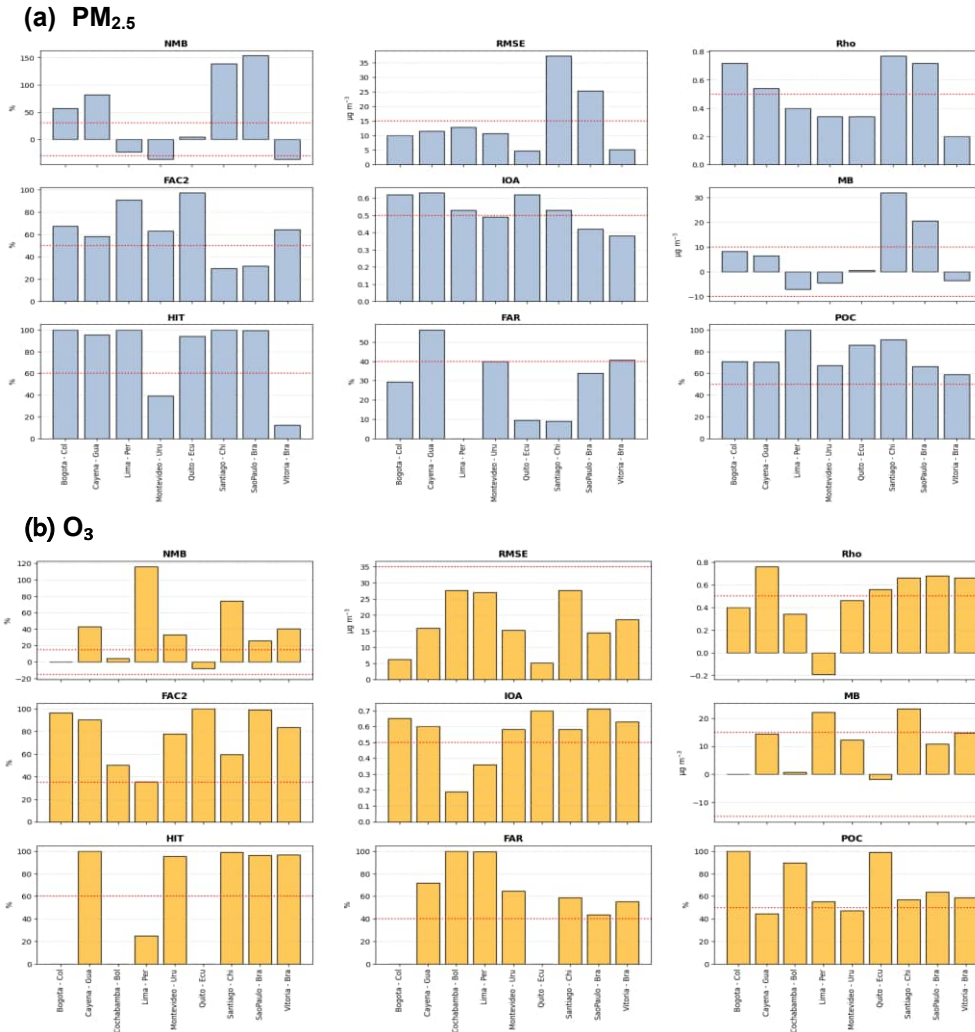
La validación de los productos de reanálisis frente a mediciones superficiales (Figura 3-6) fue implementada para determinar la confiabilidad de las series empleadas en el análisis regional. En este caso, la comparación entre las concentraciones modeladas de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  y los registros de estaciones urbanas de nueve ciudades sudamericanas permitió evaluar el desempeño del sistema CAMS mediante métricas estadísticas continuas y categóricas. Los resultados obtenidos revelan contrastes significativos entre contaminantes, así como diferencias en el ajuste del modelo según la ubicación geográfica.

En el caso de  $PM_{2.5}$ , el comportamiento general mostró una tendencia sistemática a la sobreestimación de las concentraciones superficiales, reflejada en valores de NMB positivos en la mayoría de las ciudades, con magnitudes particularmente elevadas en Santiago (Chile) y São Paulo (Brasil). Esta sobrestimación se confirma con el sesgo medio (MB) y con los resultados de FAC2, que, si bien cumplen el umbral de aceptación en la mayoría de los casos, tienden a situarse en el límite inferior recomendado. El error cuadrático medio (RMSE) resultó elevado en urbes como Santiago y Cochabamba, indicando desviaciones notables respecto a las mediciones locales, mientras que en ciudades como Quito y Vitoria se alcanzaron desempeños más cercanos a los valores de referencia. Por otro lado, el índice de concordancia (IOA) mostró valores superiores a 0.7 en la mayor parte de las ciudades, lo que sugiere que, pese al sesgo, el modelo logra

representar adecuadamente la variabilidad temporal del contaminante. De forma consistente, el coeficiente de correlación (Rho) se mantuvo por encima de 0.7 en la mayoría de los casos, destacando la capacidad del reanálisis para capturar la dinámica relativa de  $PM_{2.5}$ , incluso con limitaciones en la magnitud absoluta de las concentraciones.

Por su parte, las métricas categóricas asociadas a  $PM_{2.5}$  reflejaron un desempeño heterogéneo. En ciudades como Bogotá, Cayena y Leticia se alcanzaron valores de HIT y POC superiores al 80%, lo que indica una adecuada capacidad del modelo para identificar episodios críticos. Sin embargo, la tasa de falsas alarmas (FAR) fue elevada en ciudades como Lima y Santiago, lo cual confirma la tendencia del modelo a sobrestimar los eventos de concentración elevada. Estos resultados sugieren que, aunque el reanálisis reproduce bien la señal temporal, presenta un sesgo positivo que debe considerarse en la interpretación de sus salidas.

**Figura 3-6.** Puntuaciones correspondientes a la validación de nueve parámetros estadísticos basados en la comparación de datos de reanálisis (CAM5) con datos de monitoreo superficial para (a) material particulado y (b) ozono en nueve ciudades de Suramérica para el año 2023.



*Nota:* Las líneas discontinuas rojas horizontales indican los valores de referencia adoptados de estudios anteriores. La validación implica comparar el promedio diario de CAM5 (máximo diario de ozono) con los promedios de contaminantes (media diaria máxima de 8 horas de ozono) de las estaciones disponibles para cada contaminante y ciudad durante 2023.

*Fuente:* Elaboración propia.

En el caso de  $O_3$  el panorama fue diferente. A diferencia de  $PM_{2.5}$ , el modelo mostró una mayor dispersión en los resultados de las métricas continuas. El NMB y el MB evidenciaron una clara sobrestimación en ciudades como Lima y Santiago, donde los valores superaron ampliamente los umbrales de referencia. No obstante, en ciudades como Quito, Leticia y Bogotá se observó un mejor ajuste, con sesgos cercanos a cero. El RMSE se mantuvo dentro de rangos aceptables en varias ciudades, aunque con valores altos en Lima y Santiago, lo que sugiere que el modelo presenta limitaciones en reproducir episodios extremos de  $O_3$ . En cuanto al IOA, la mayoría de las ciudades alcanzaron valores superiores a 0.6, con desempeños destacados en Vitoria y São Paulo, lo que confirma que el modelo logra capturar adecuadamente la forma de la variabilidad temporal, aunque con desviaciones en magnitud. El Rho se mantuvo generalmente en el rango de 0.6 a 0.8, lo que indica correlaciones moderadas a altas entre observaciones y reanálisis, salvo en Lima, donde la correlación fue negativa, reflejando deficiencias claras en la representación local.

Respecto a las métricas categóricas para  $O_3$ , se observaron desempeños más consistentes que en  $PM_{2.5}$ . En particular, las tasas de acierto (HIT) y de corrección (POC) superaron el 70% en la mayoría de las ciudades, con resultados cercanos al 100% en Quito, Bogotá y Leticia, lo que demuestra una capacidad robusta del modelo para reproducir la ocurrencia de episodios de  $O_3$ . La FAR, en cambio, resultó elevada en algunas ciudades como Cayena y Montevideo, lo cual indica una tendencia a predecir concentraciones críticas que no se reflejaron en las mediciones locales.

De este modo, la validación evidencia un desempeño dispar entre los contaminantes donde para  $PM_{2.5}$  el modelo tiende a sobrestimar las concentraciones pero logra capturar la variabilidad temporal y espacial de forma razonable, y en  $O_3$  se observa un ajuste más heterogéneo, con buenos resultados en algunas ciudades pero con sesgos importantes en otras, particularmente en Lima y Santiago. Así, en general, es plausible el uso de dichos datos de reanálisis para modelar el comportamiento de los contaminantes atmosféricos analizados en Suramérica.

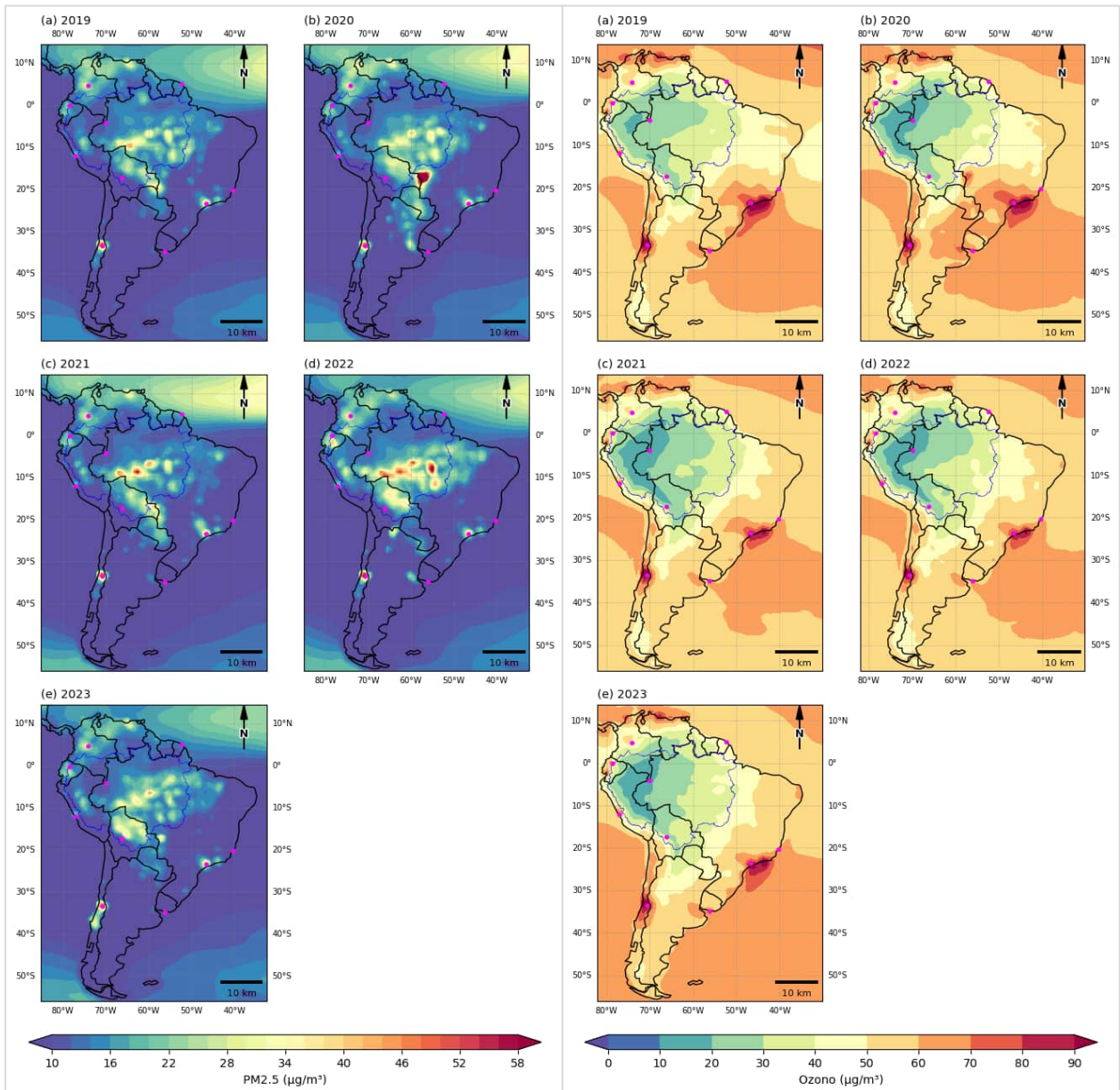
### 3.2.3 Análisis espaciotemporal de contaminantes

La distribución espaciotemporal de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  en América del Sur, obtenida a partir de los campos de reanálisis CAMS para el periodo 2019–2023 (Figura 3-7), muestra diferencias claras en la localización de las máximas concentraciones y en su persistencia interanual.

En el caso de  $PM_{2.5}$ , los mapas evidencian que los valores más altos se concentran de manera sistemática en torno a la cuenca amazónica, donde las concentraciones alcanzan entre 40 y 60  $\mu g \cdot m^{-3}$  en los picos anuales. Esta señal intensa y espacialmente coherente se repite a lo largo de todos los años analizados, aunque con variaciones en la extensión y magnitud, lo que sugiere la recurrencia de un aporte regional significativo de material particulado fino. La distribución espacial refleja que las zonas de mayor acumulación se ubican principalmente en el interior del continente, con un gradiente descendente hacia el Cono Sur y la costa atlántica, donde predominan niveles más bajos.

El ozono troposférico, en contraste, presenta un patrón espacial diferente. Los niveles más elevados se localizan recurrentemente en el sudeste de Brasil y en la franja suroriental del continente, alcanzando concentraciones de hasta 80–90  $\mu g \cdot m^{-3}$ . Además, se observan concentraciones notables sobre el océano Atlántico, adyacente a las regiones continentales emisoras. Este comportamiento responde a la naturaleza secundaria del ozono, ya que no se emite de manera directa, sino que se forma en la atmósfera a partir de reacciones fotoquímicas entre  $NO_x$  y compuestos orgánicos volátiles (COVs). Dichos procesos ocurren tanto en áreas cercanas a las fuentes como durante el transporte regional, lo que permite la acumulación significativa de ozono a cientos o incluso miles de kilómetros de distancia. Estos resultados coinciden con lo reportado por Cooper et al. (2014), quienes documentan la formación y persistencia de concentraciones troposféricas de ozono asociadas a procesos fotoquímicos y transporte a gran escala, reflejando su carácter transfronterizo y su capacidad de mantenerse alejado de las fuentes primarias de emisión.

**Figura 3-7.** Distribución espaciotemporal de PM<sub>2.5</sub> (izq.) y ozono (der.) en el período 2019 – 2023 a partir de datos de reanálisis (CAMS) para Suramérica.



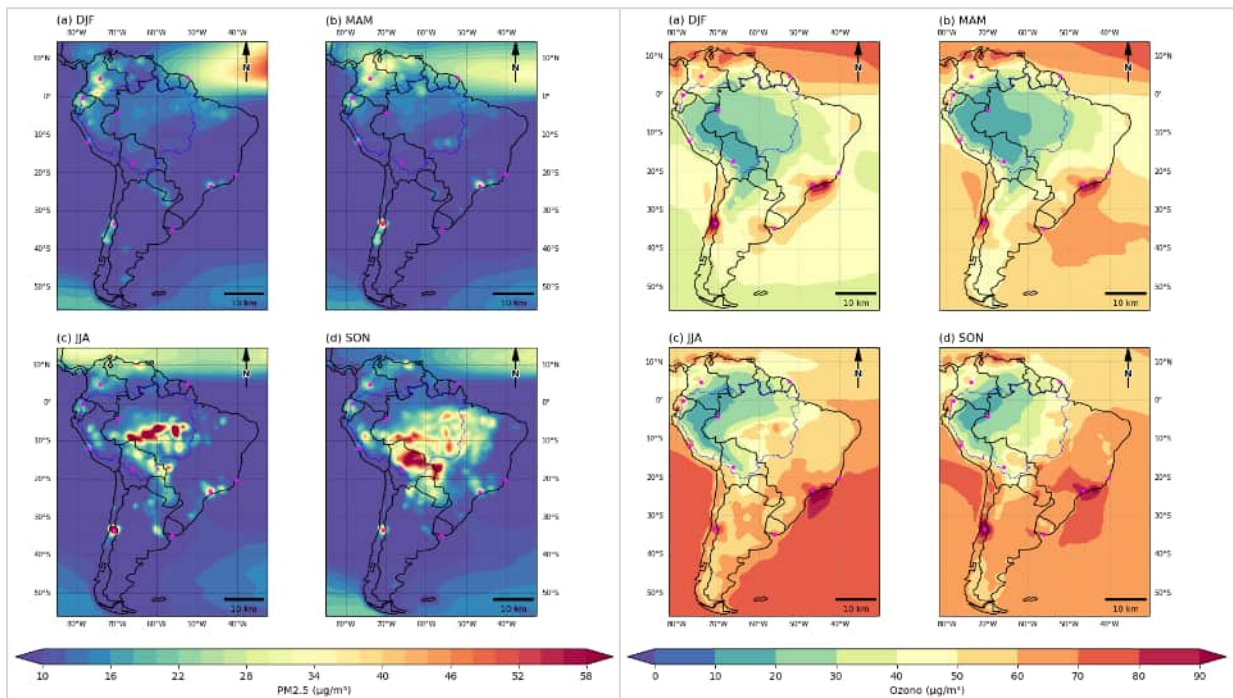
*Nota:* Valores correspondientes al promedio diario (material particulado) y el valor máximo diario (ozono). Los colores y contornos representan la magnitud del contaminante. Los puntos rosados representan las ciudades de interés en este estudio, detalladas en la Figura 2-2.

*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS).

De igual forma, la agregación por temporadas (Figura 3-8) de los campos de concentración permite identificar con mayor claridad los periodos en los que se intensifica la carga de contaminantes sobre la región. En el caso del  $PM_{2.5}$ , durante DEF se registran niveles relativamente bajos en la mayor parte de la cuenca amazónica y zonas circundantes, lo cual corresponde a condiciones de mínima acumulación; no obstante, se puede observar un cúmulo de concentración sobre el Atlántico que puede estar relacionado con los episodios de intrusión de partículas finas provenientes del desierto del Sahara.

Por su parte, en MAM, se mantiene un patrón similar, aunque con ligeros incrementos en sectores del suroeste amazónico y la región colombo-venezolana. La intensificación más marcada se presenta en JJA y SON, cuando amplias áreas de la Amazonía central y meridional muestran concentraciones elevadas que se extienden hacia Bolivia, Paraguay y el centro-oeste de Brasil. Este patrón evidencia una estacionalidad definida en la ocurrencia de concentraciones altas, identificándose a SON como el periodo de mayor extensión espacial de valores elevados.

**Figura 3-8.** Distribución espaciotemporal por temporadas de PM<sub>2.5</sub> (izq.) y ozono (der.) en el período de estudio a partir de datos de reanálisis (CAM5) para Suramérica.



*Nota:* Los puntos rosados representan las ciudades de interés en este estudio, detalladas en la Figura 2-2. Los colores y contornos representan la magnitud del contaminante.

*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAM5).

Por otra parte, el ozono troposférico exhibe una dinámica diferenciada. Durante DEF se observan concentraciones relativamente bajas sobre la cuenca amazónica, en tanto que valores más altos se concentran en el sur del continente, en particular sobre Argentina, Chile y Uruguay. Por otro lado, en MAM se observa una ligera expansión de los niveles intermedios de O<sub>3</sub> sobre la Amazonía, aunque los máximos siguen asociados a las latitudes medias. En JJA, se destacan concentraciones elevadas sobre amplias zonas del sur del continente, mientras que la cuenca amazónica mantiene valores más bajos en comparación. Finalmente, en SON, los valores de O<sub>3</sub> se intensifican tanto sobre la Amazonía como sobre el Atlántico tropical, extendiéndose hacia el sur y evidenciando un patrón regional más amplio de acumulación.

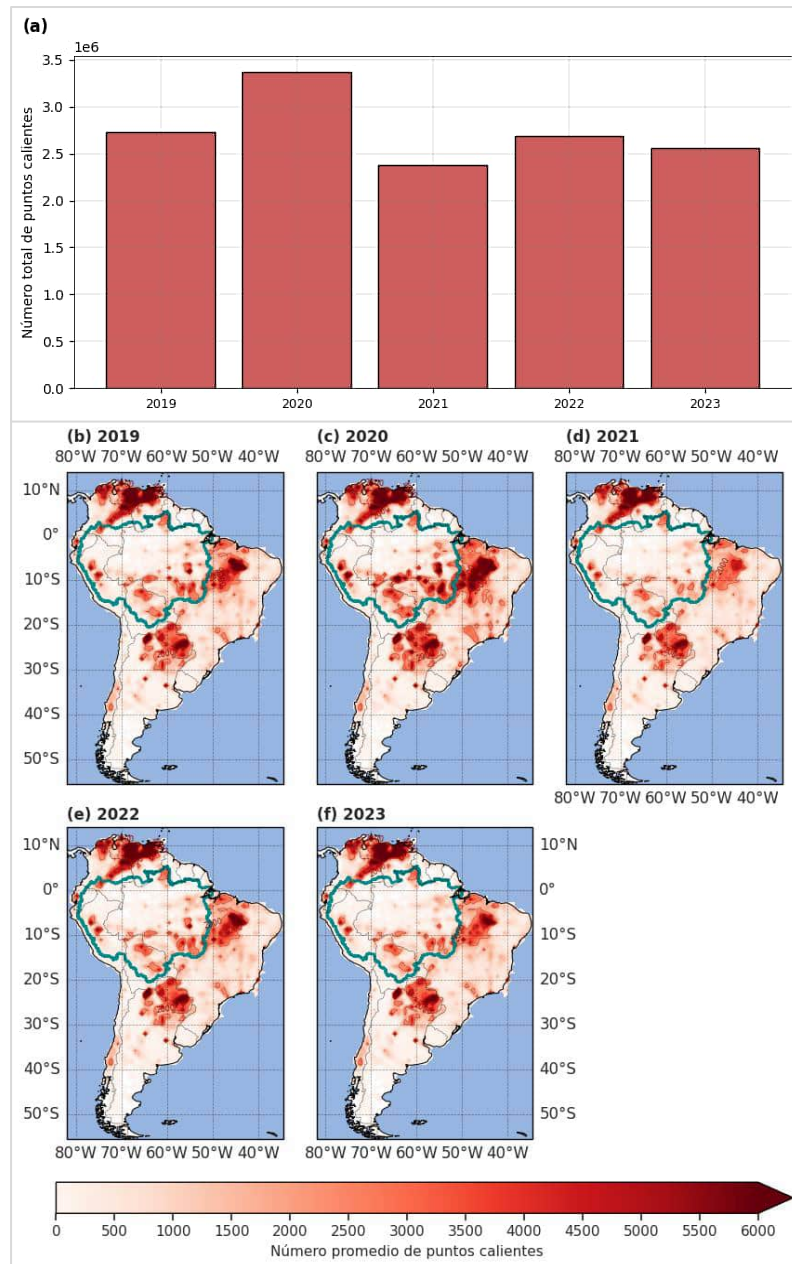
De esta forma, la comparación entre ambos contaminantes muestra que, mientras el  $PM_{2.5}$  concentra su carga en la Amazonía y se manifiesta con mayor intensidad en JJA y SON, el ozono presenta una distribución más homogénea, con máximos regionales que incluyen tanto áreas continentales como oceánicas.

### **3.2.4 Comportamiento de incendios en Suramérica**

La ocurrencia de incendios forestales en Suramérica presenta una dinámica que constituye un aspecto fundamental para comprender los periodos en los que se intensifica la liberación de contaminantes hacia la atmósfera, facilitando la vinculación con episodios de deterioro en la calidad del aire y con procesos de transporte regional y transfronterizo.

De este modo, la distribución interanual y espacial de los incendios en la región muestra patrones contrastantes, con un año claramente sobresaliente en términos de magnitud y extensión. Tal como se observa en la Figura 3-9a, el mayor número de puntos calientes se registró en 2020, superando los 3 millones de eventos y constituyéndose en el máximo absoluto del periodo 2019–2023. En contraste, 2021 presentó el menor total, con una reducción notable respecto al año previo, mientras que 2019, 2022 y 2023 mostraron valores intermedios, cercanos a 2.5 millones de detecciones.

**Figura 3-9.** Distribución de puntos calientes en Suramérica en función del (a) número de incendios por año y (b), (c), (d), (e), (f) su comportamiento espaciotemporal.



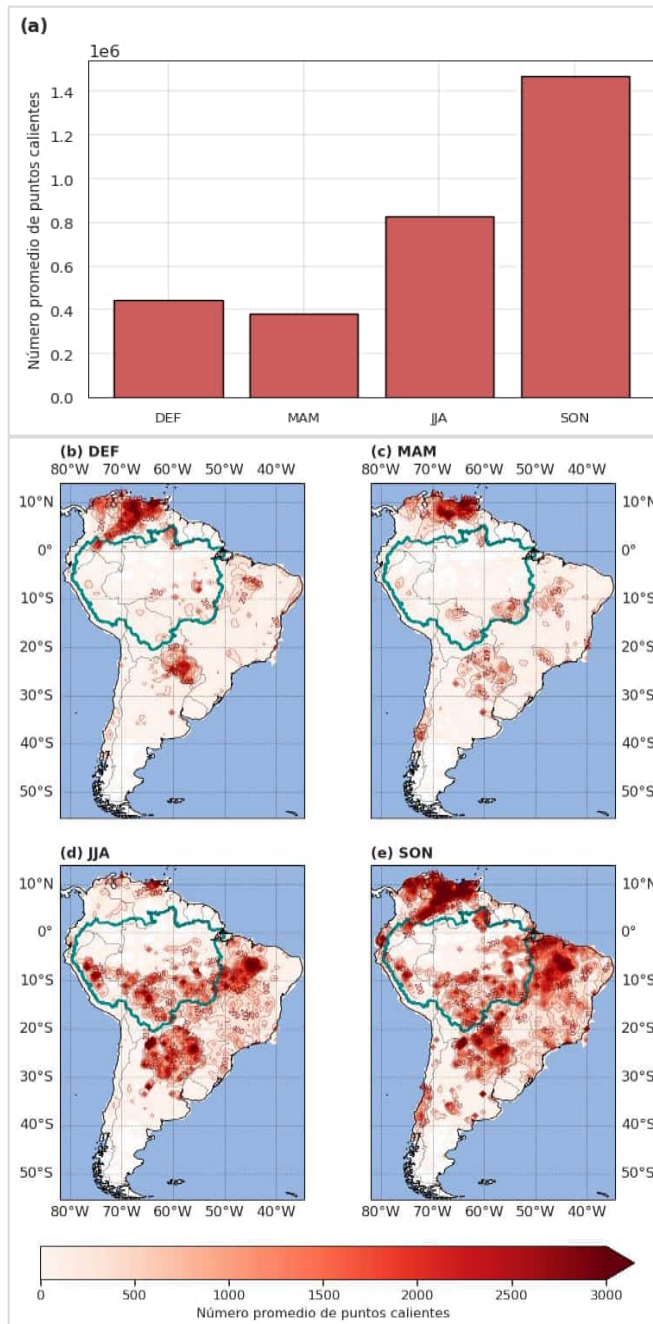
*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de NASA FIRMS (2024).

Por su parte, el análisis espacial permitió identificar regiones persistentes con elevada densidad de incendios. En 2019, las detecciones se concentraron principalmente en el denominado arco de deforestación de la Amazonía, particularmente en los bordes oriental y sudoriental de la cuenca, además de focos relevantes en el norte y centro de Brasil (ver Figura 3-9b). En 2020, la actividad alcanzó su mayor extensión e intensidad, con valores máximos localizados tanto en el interior de la cuenca amazónica como en zonas de transición hacia el Cerrado en Brasil, y la frontera agrícola del sur (Figura 3-9c). En este año, las áreas de alta densidad se expandieron, configurando un patrón más difuso y continuo de actividad.

Posterior a ello, en 2021 se registró una disminución generalizada de la densidad de puntos calientes, aunque los núcleos más recurrentes, especialmente en la Amazonía oriental y en sectores limítrofes de Bolivia, se mantuvieron activos (Figura 3-9d). Subsecuentemente, en 2022 (Figura 3-9e), se observó una recuperación parcial, con un aumento en la extensión y magnitud de las detecciones en la Amazonía central y meridional, aunque sin alcanzar los niveles excepcionales de 2020. Finalmente, tal como se observa en la Figura 3-9f, en 2023 se mantuvo un patrón similar al del año anterior, con actividad elevada en los mismos núcleos recurrentes, particularmente en zonas de transición entre bosques y sabanas.

Adicionalmente, es importante destacar la recurrencia de focos en la región de Venezuela y la franja colombo-venezolana. Estas áreas, aunque con menor extensión que los grandes núcleos amazónicos, muestran concentraciones notables de incendios a lo largo del periodo de estudio, lo cual sugiere dinámicas locales persistentes que contribuyen de manera relevante a las emisiones en la región norte de Suramérica, tal como se ha detallado en algunos estudios realizados recientemente (Hernández, 2019).

**Figura 3-10.** Distribución de puntos calientes en Suramérica en función del (a) número de incendios por temporada y (b), (c), (d), (e) su comportamiento espaciotemporal.



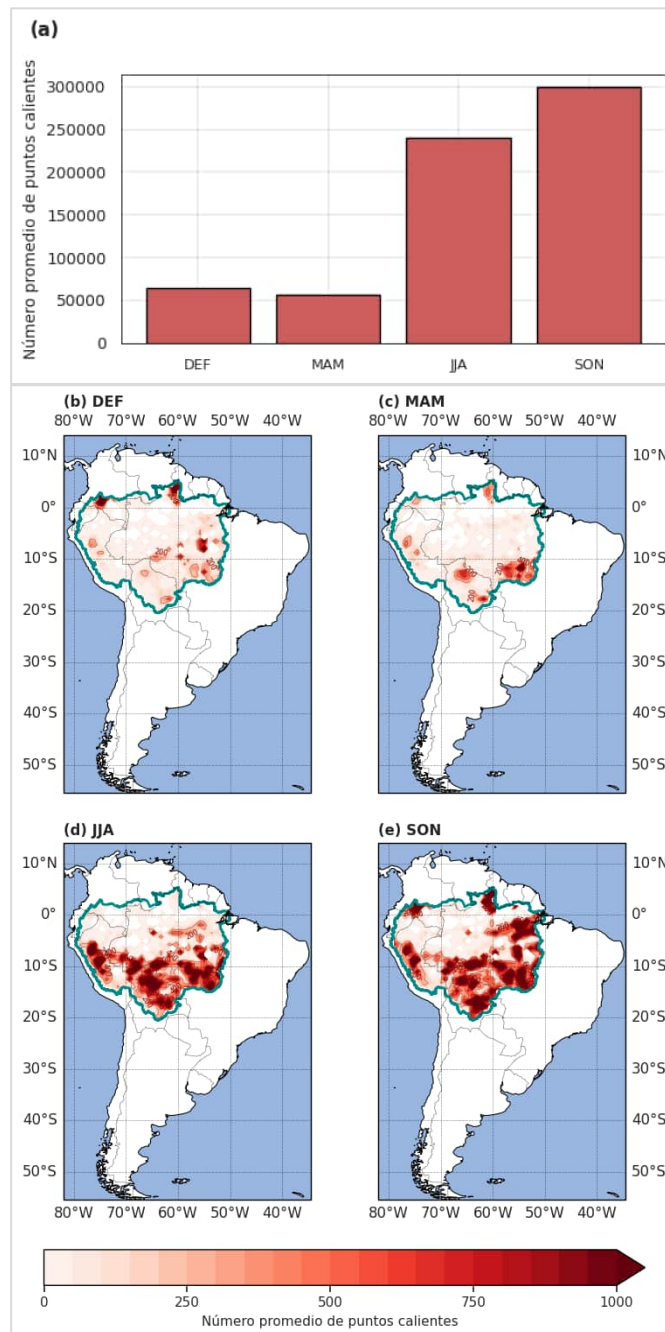
*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de NASA FIRMS (2024).

Asimismo, la agregación por temporadas (Figura 3-10) permite refinar la caracterización de estos patrones y revela variaciones entre los distintos periodos del año. Durante DEF, la actividad es relativamente baja en la mayor parte de Suramérica, concentrándose en focos localizados del norte amazónico y la región de los Llanos orientales. En MAM, la actividad se mantiene moderada, con un ligero incremento en el noreste de Brasil y la aparición de núcleos en el centro amazónico. Sin embargo, es a partir de JJA cuando se observa un aumento sustancial, con la expansión de incendios en la Amazonía meridional, el Cerrado en Brasil y zonas del Chaco en Paraguay, alcanzando densidades elevadas que cubren extensas áreas. La máxima expresión se alcanza en SON, periodo en el que los puntos calientes se intensifican y se extienden a lo largo de prácticamente todo el dominio amazónico y su periferia, configurando el núcleo estacional de mayor recurrencia en el continente.

Por consiguiente, el análisis centrado en la cuenca amazónica (Figura 3-11) confirma que esta región constituye el principal epicentro de incendios en Suramérica. En DEF y MAM, las detecciones son puntuales y restringidas a focos dispersos, principalmente en el noreste y en áreas de transición hacia el Cerrado. En JJA, la actividad aumenta de manera significativa, con un corredor de incendios que se extiende desde el suroeste amazónico hasta la franja oriental, particularmente en la denominada zona de arco de deforestación. La fase culminante ocurre en SON, donde la densidad de puntos calientes alcanza sus valores máximos y la actividad cubre prácticamente toda la región central y meridional de la cuenca, consolidando este trimestre como el periodo crítico en términos de emisiones y recurrencia de incendios.

Así pues, en general, se evidencia que la dinámica estacional de los incendios en Suramérica, y en particular en la cuenca amazónica, sigue un patrón consistente de mínima actividad en DEF, incremento progresivo en MAM, intensificación marcada en JJA y máximo en SON.

**Figura 3-11.** Distribución puntos calientes en la cuenca amazónica en función del (a) número de incendios por temporada, y (b), (c), (d), (e) su comportamiento espaciotemporal.



*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de NASA FIRMS (2024).

### **3.3 Diagnósticos resultantes del método lagrangiano de trayectorias de plumas de contaminantes**

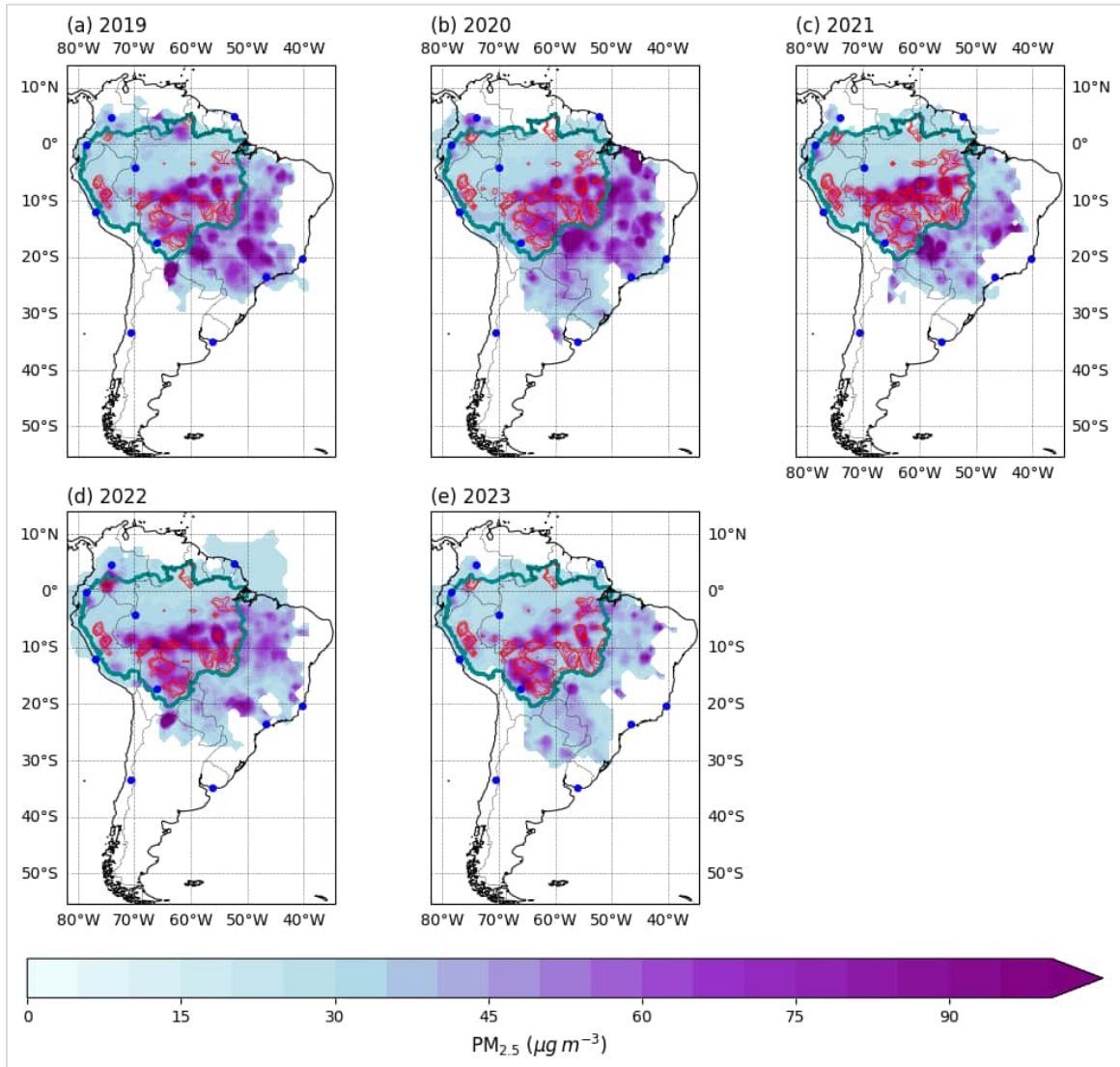
#### **3.3.1 Plumas de contaminantes originadas en la cuenca amazónica**

Las Figuras 3-12 a 3-15 muestran que, durante el periodo 2019–2023, las plumas constituyen estructuras persistentes cuya dinámica no solo refleja la actividad de emisiones primarias en la Amazonía, sino también la interacción con procesos meteorológicos regionales y la incorporación de masas contaminantes procedentes de otras regiones. Es importante precisar que, si bien el criterio de filtrado consideró como amazónicas aquellas plumas cuyo origen correspondía en al menos que el 50 % de la cuenca, la evolución posterior de estas masas evidencia que se integran a menudo con emisiones provenientes de incendios extra-amazónicos, fuentes agrícolas o descargas urbanas, conformando conglomerados híbridos de transporte de contaminantes.

En el caso del  $PM_{2.5}$ , las composiciones anuales (Figura 3-12 y 3-13) revelan una marcada recurrencia en las temporadas secas, con especial intensidad en los periodos JJA y SON. Durante dichas temporadas, las plumas se proyectan desde la Amazonía central y meridional hacia amplias regiones del continente, siguiendo corredores de transporte que alcanzan la vertiente andina y el sudeste de Brasil. En años como 2019 y, de manera más acentuada, 2020, la magnitud y extensión espacial de las plumas fue particularmente elevada, alcanzando valores promedio compuestos en el rango de 20 a 40  $\mu g \cdot m^{-3}$ , con núcleos que se aproximaron a los 60  $\mu g \cdot m^{-3}$  en el interior de la cuenca.

Estas concentraciones se propagaron hacia ciudades como Bogotá y Quito, donde los compuestos se situaron en bandas de 15 a 30  $\mu g \cdot m^{-3}$ , afectando de forma recurrente la calidad del aire durante los meses de mayor actividad. En localidades amazónicas como Leticia y en la franja guayanesa próxima a Cayena, la proximidad a las fuentes emisoras se tradujo en composiciones aún más elevadas, cercanas a los 40  $\mu g \cdot m^{-3}$ , mientras que hacia el sureste brasileño las plumas alcanzaron regiones metropolitanas como São Paulo y Vitória, con concentraciones medias en torno a 20–35  $\mu g \cdot m^{-3}$ , configurando un escenario de aporte regional persistente.

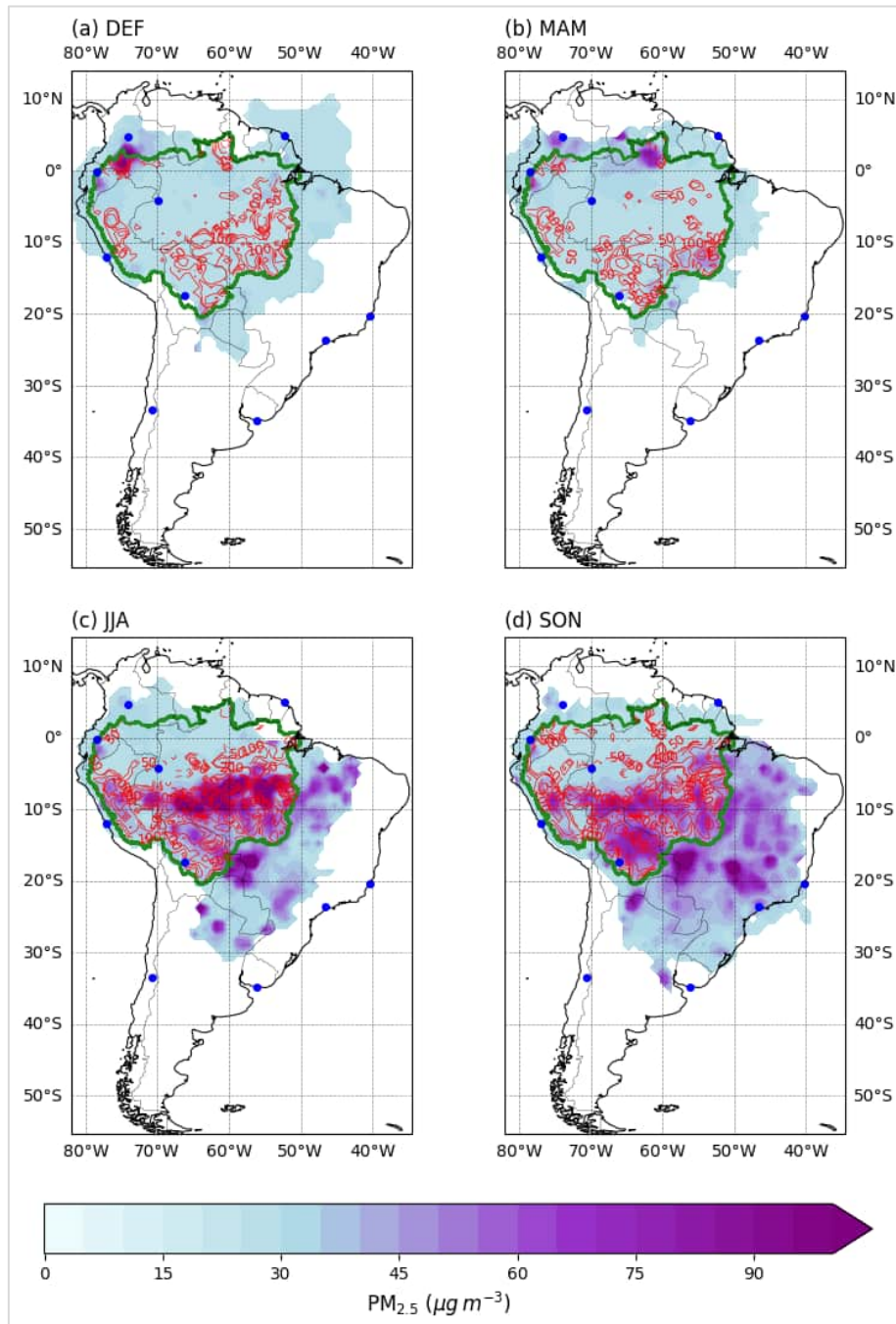
**Figura 3-12.** Compuestos anuales de plumas de contaminación capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para  $PM_{2.5}$  en el período de estudio.



*Nota:* Los colores y contornos representan la magnitud del contaminante. Los puntos azules representan las ciudades de interés en este estudio, detalladas en la Figura 2-2.

*Fuente:* Elaboración propia.

**Figura 3-13.** Compuestos de plumas de contaminación según la temporada capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para  $PM_{2.5}$  en el período de estudio.



*Nota:* Los colores y contornos representan la magnitud del contaminante. Los puntos azules representan las ciudades de interés en este estudio, detalladas en la Figura 2-2.

*Fuente:* Elaboración propia.

Por su parte, el  $O_3$  mostró un comportamiento diferenciado, con menor presencia de plumas amazónicas en DEF y MAM, lo que evidencia una contribución estacionalmente acotada. En contraste, durante JJA y SON se observó un incremento sustancial tanto en la frecuencia como en la magnitud de las plumas. Destaca particularmente el año 2019, cuando las plumas amazónicas se integraron con masas de aire enriquecidas en ozono procedentes del Pacífico, generando amplias extensiones con concentraciones superiores a  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  sobre la vertiente andina occidental. Este fenómeno resalta la importancia de los procesos de confluencia atmosférica y transporte transoceánico en la intensificación de los niveles de ozono regionales.

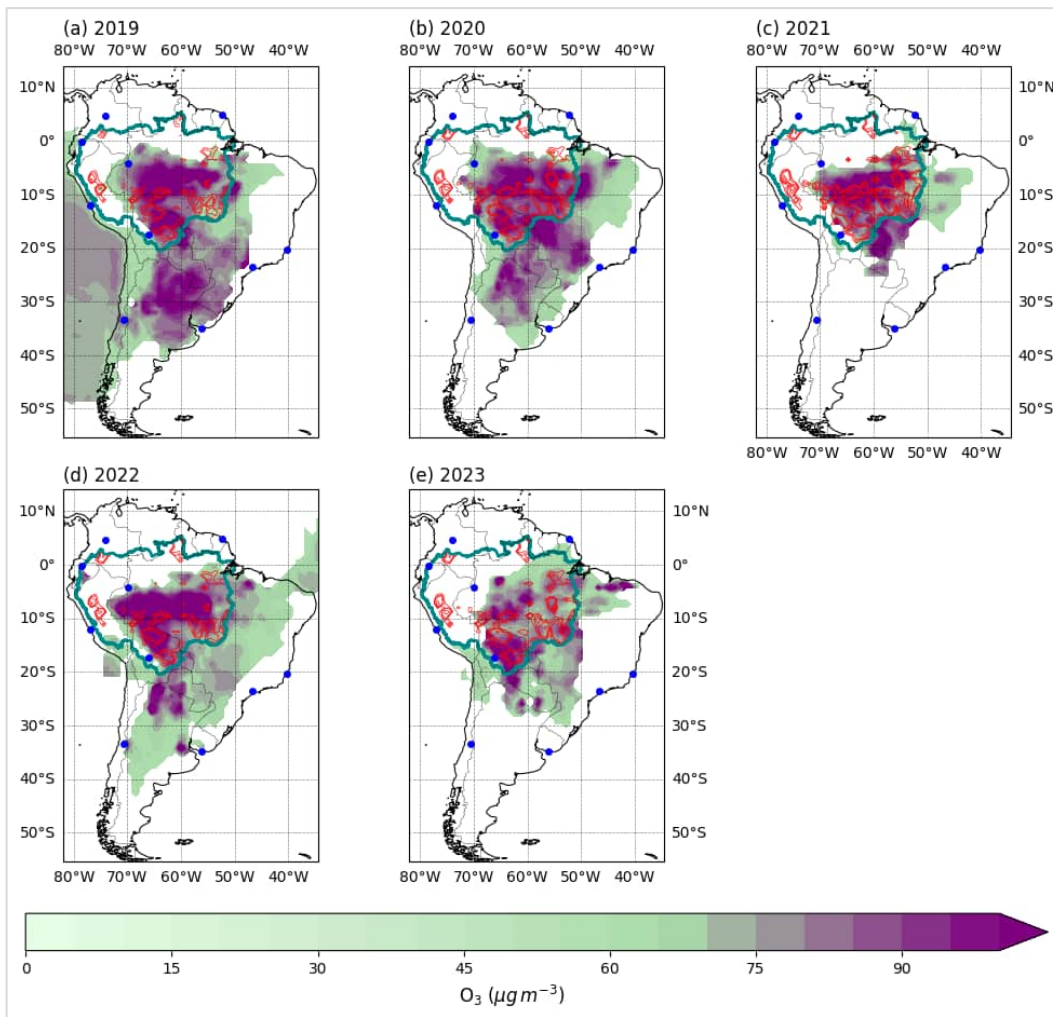
Las ciudades receptoras más directamente impactadas por estas plumas fueron Quito, donde las concentraciones compuestas oscilaron entre 30 y  $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , y Lima, que registró episodios de transporte oceánico-amazónico que se tradujeron en valores similares. La Amazonía meridional y en ciudades de proximidad como Leticia, los valores fueron relativamente más elevados, asociados a la persistencia de precursores y a la acumulación fotoquímica durante el transporte.

Así, el análisis por temporadas (Figuras 3-13 y 3-15) confirma la fuerte dependencia temporal del transporte. En DEF y MAM, tanto el  $PM_{2.5}$  como el  $O_3$  mostraron composiciones débiles, limitadas espacialmente y sin una proyección continental relevante. Por su parte, durante JJA y SON se observa la máxima extensión de las plumas amazónicas, con trayectorias que abarcan desde el interior de la cuenca hasta el altiplano andino y el sudeste de Brasil. En estas estaciones, las plumas de  $PM_{2.5}$  alcanzaron de forma sistemática concentraciones medias de 20 a  $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  sobre áreas receptoras, mientras que las de  $O_3$  superaron los  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en amplias regiones del centro y occidente del continente, reflejando la simultaneidad de fuentes primarias, procesos fotoquímicos y condiciones atmosféricas de transporte a gran escala.

De esta forma, el diagnóstico de las plumas de contaminación provenientes de la Amazonía durante el periodo 2019–2023 permite identificar una dinámica caracterizada por la estacionalidad de su ocurrencia, la magnitud de sus concentraciones y su capacidad de transporte a largas distancias. Ciudades como Bogotá, Quito, São Paulo y Vitória se identifican como receptoras recurrentes de estas masas, mientras que centros urbanos más próximos como Leticia y Cayena experimentan con mayor frecuencia episodios de

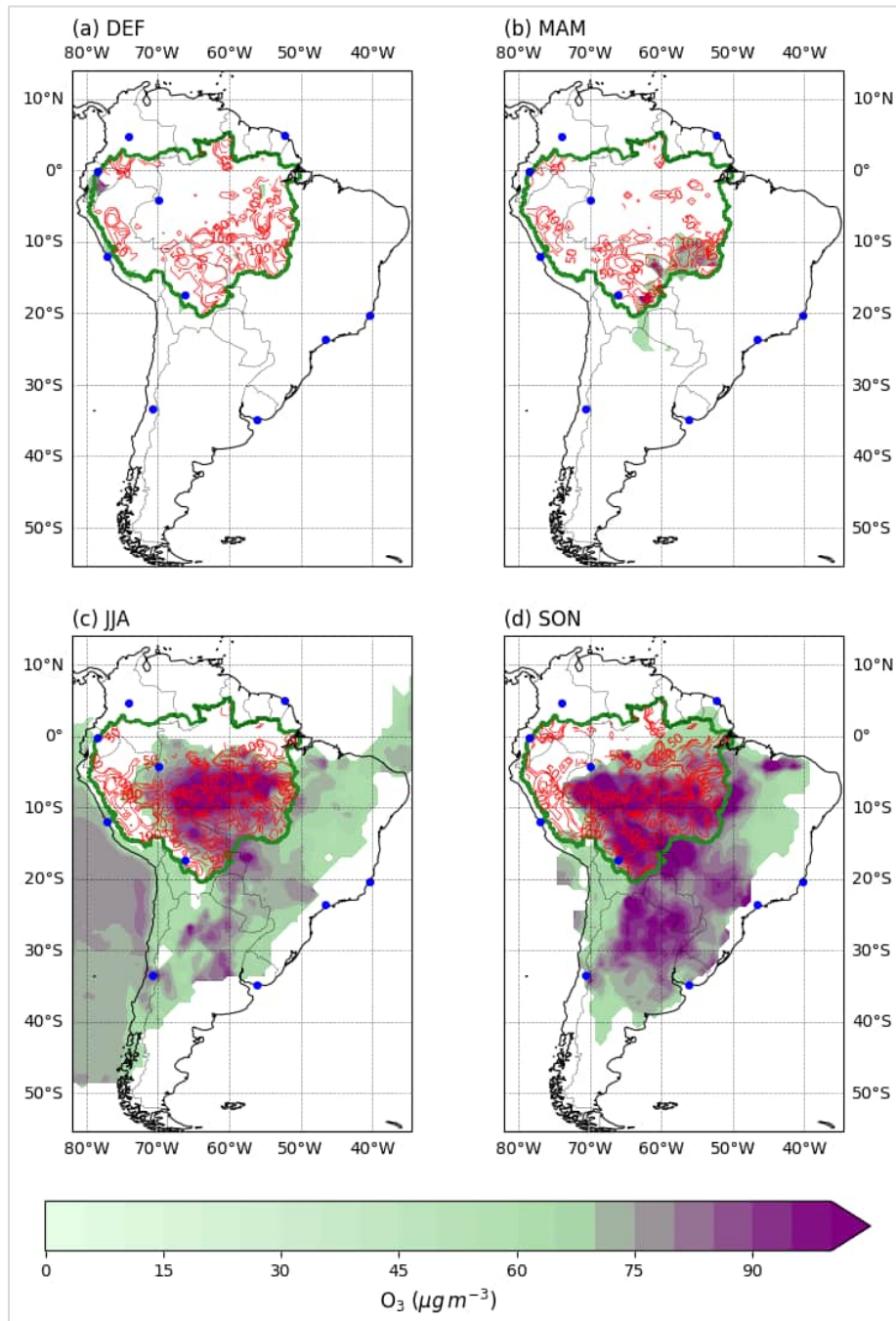
alta intensidad. La integración de las plumas amazónicas con emisiones de otras regiones y, en el caso del ozono, con flujos oceánicos, pone de relieve la complejidad de los procesos atmosféricos que gobiernan la calidad del aire en Sudamérica. Así, estas evidencias sustentan la necesidad de comprender las plumas de contaminación provenientes del Amazonas no solo como fenómenos de alcance local, sino como contribuciones significativas a la composición atmosférica regional, con implicaciones directas sobre el transporte transfronterizo de contaminantes y los episodios de deterioro en la calidad del aire en amplias zonas del continente.

**Figura 3-14.** Compuestos anuales de plumas de contaminación capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para  $O_3$  en el período de estudio.



*Fuente:* Elaboración propia.

**Figura 3-15.** Compuestos de plumas de contaminación según la temporada capturados por el rastreador lagrangiano con origen en la cuenca amazónica para  $O_3$  en el período de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

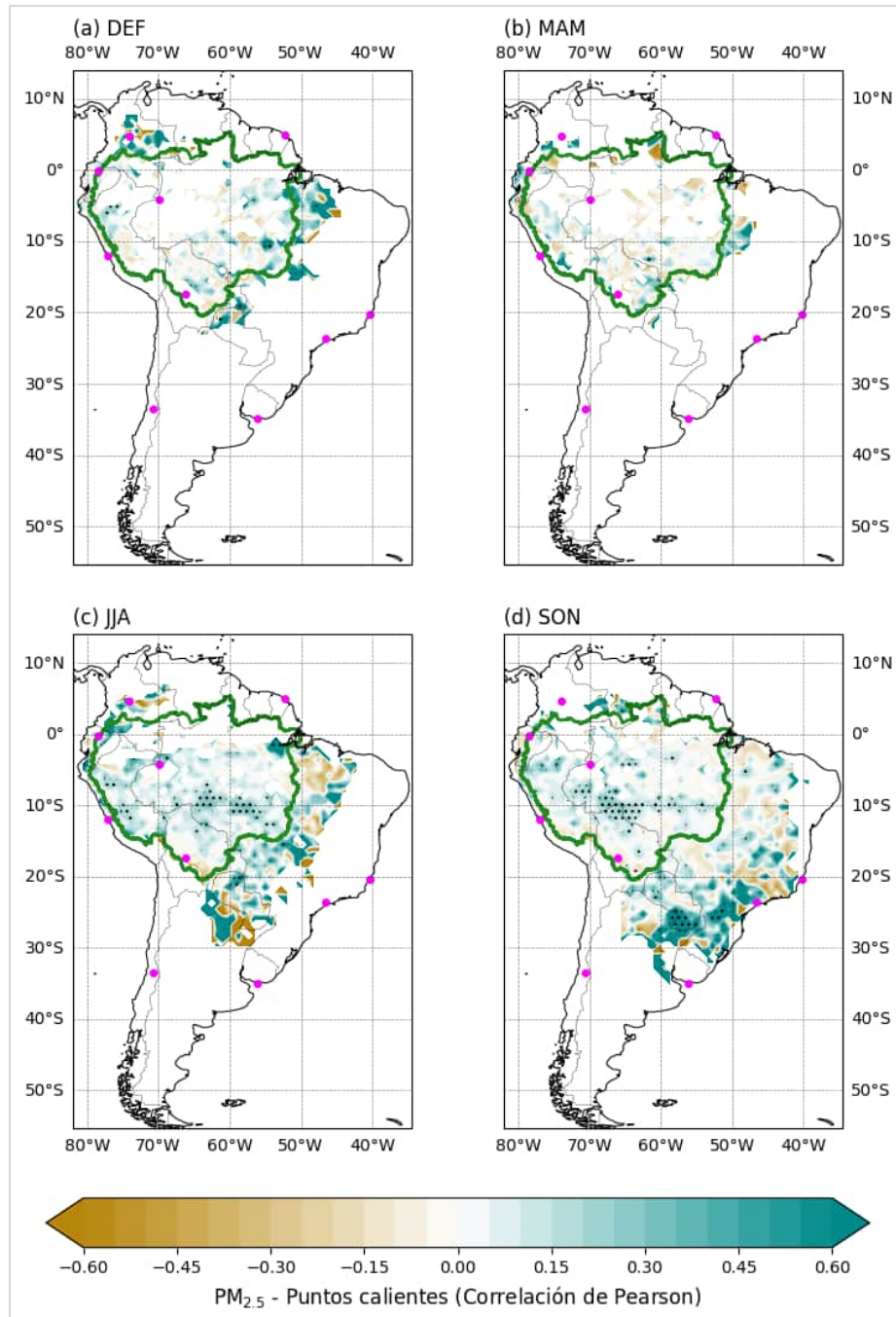
### 3.3.2 Correlación espaciotemporal de incendios y plumas de contaminación

El análisis de la correlación espaciotemporal entre los focos de incendio y las concentraciones de contaminantes atmosféricos revela patrones distintos tanto para  $PM_{2.5}$  como para  $O_3$ , con variaciones notables en función de la temporada del año (ver Figura 3-16 y 3-17). En el caso de  $PM_{2.5}$ , durante la temporada DEF se observa una señal difusa caracterizada por correlaciones bajas y espacialmente dispersas sobre la cuenca amazónica, sin alcanzar en la mayoría de los casos significancia estadística, excepto en la región del Caquetá, Colombia, que presenta una correlación significativa y muy positiva. Ello coincide con la estación húmeda, donde la ocurrencia de incendios es reducida y la influencia sobre la calidad del aire regional resulta marginal. Las ciudades de Lima, Quito y Bogotá, situadas en zonas periféricas a la Amazonía, aparecen asociadas a correlaciones débiles, lo cual refleja la escasa contribución de los incendios a la carga de partículas finas en esta época del año.

Durante MAM, la señal de correlación se mantiene en niveles bajos, con algunos valores positivos localizados en el sector occidental de la Amazonía y negativos hacia el noreste de Brasil, aunque nuevamente sin evidencia estadística sólida. En este periodo de transición, la influencia de los incendios sobre las concentraciones de  $PM_{2.5}$  aún es limitada y no logra configurar un patrón espacial robusto.

Así, la situación cambia de manera sustancial en los meses de JJA, cuando se intensifica la temporada seca y con ella la actividad ígnea. En este trimestre se identifican extensas áreas del sur y sureste de la Amazonía donde la correlación entre focos de incendio y concentraciones de  $PM_{2.5}$  es positiva y estadísticamente significativa. Estos patrones se extienden hacia Bolivia y Mato Grosso, mostrando la fuerte contribución de los incendios a la carga de partículas en la atmósfera. Asimismo, se observan zonas con correlaciones negativas significativas en sectores del Brasil central y oriental, lo que podría estar asociado a variaciones meteorológicas que modulan el transporte de contaminantes. En este contexto, las ciudades de Cochabamba y São Paulo se ubican en regiones donde la relación positiva es estadísticamente robusta, evidenciando el impacto directo de las emisiones asociadas a incendios sobre la calidad del aire urbano.

**Figura 3-16.** Correlación de Pearson asociada a las plumas de contaminación de  $PM_{2.5}$  en función de puntos calientes asociados a incendios forestales.



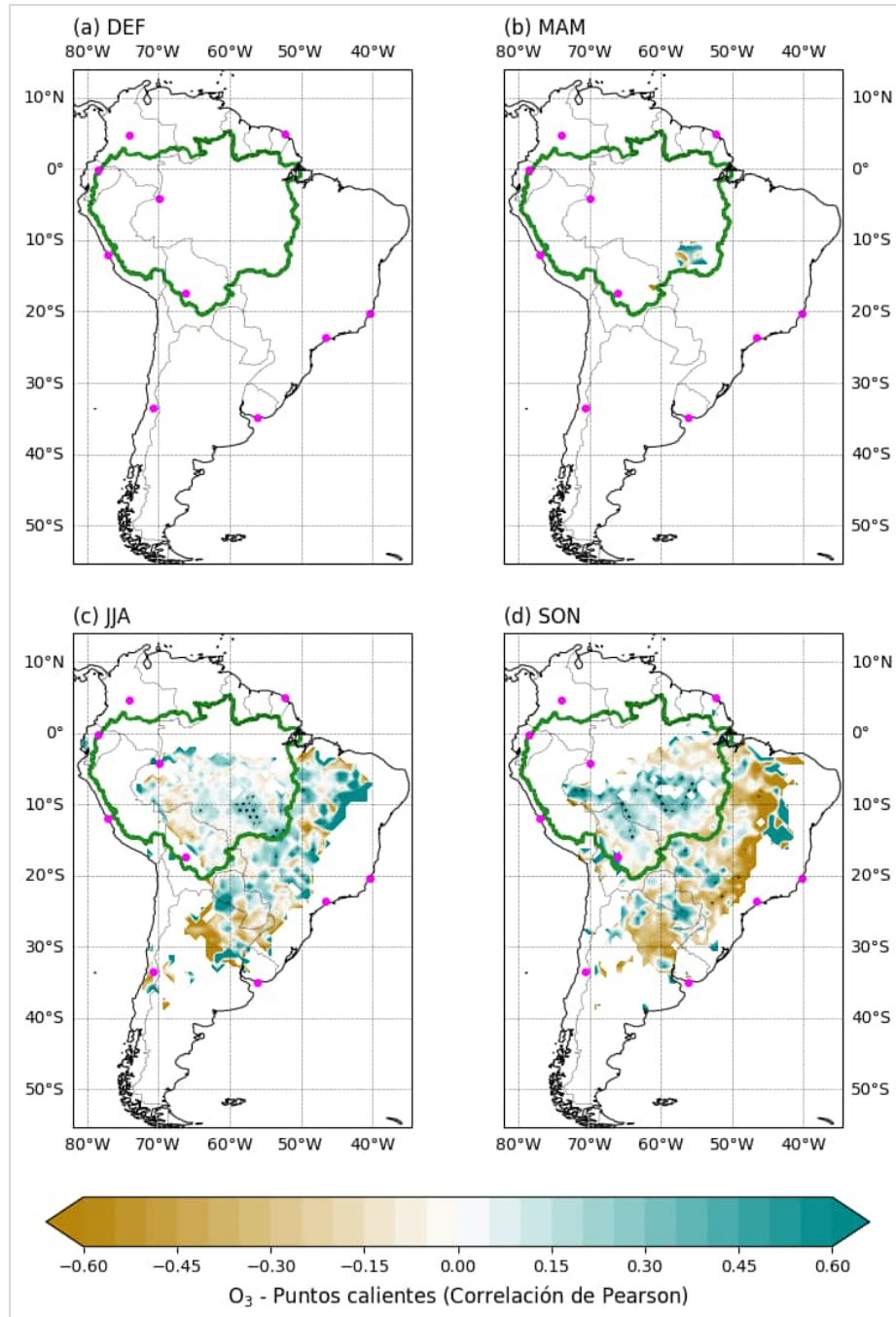
*Fuente:* Elaboración propia.

En la temporada SON se mantiene la coherencia del patrón observado, consolidándose la señal positiva y significativa en el centro-sur de la Amazonía y expandiéndose hacia el sudeste de Brasil, el Chaco paraguayo y el centro de Bolivia. Esta estación concentra la mayor extensión espacial de correlaciones robustas, confirmando que el máximo efecto de los incendios amazónicos sobre la calidad del aire regional ocurre al final de la estación seca. Ciudades como São Paulo, Vitória y Montevideo aparecen en áreas influenciadas por correlaciones positivas estadísticamente significativas, lo que demuestra el alcance regional del transporte de material particulado fino.

Por su parte, la dinámica del ozono troposférico refleja un comportamiento más complejo y menos uniforme. Durante DEF no se evidencian asociaciones significativas en la mayor parte del dominio, lo que resulta consistente con la limitada actividad ígnea. En los meses de marzo, abril y mayo se detecta un incipiente patrón de correlación en áreas reducidas del sur amazónico, aunque sin significancia estadística, lo que indica que en esta etapa de transición el vínculo entre incendios y ozono aún es débil.

Ahora bien, el escenario se modifica en JJA, cuando aparecen correlaciones positivas estadísticamente significativas en el centro y sur de Brasil, así como en el altiplano boliviano. Estas asociaciones reflejan la formación fotoquímica de ozono a partir de los precursores emitidos por los incendios, favorecida por la radiación intensa y la estabilidad atmosférica propias de la estación seca (Akimoto & Tanimoto, 2023). En este periodo, ciudades como Cochabamba y São Paulo se encuentran directamente expuestas a estas asociaciones significativas, mientras que Bogotá y Quito se mantienen fuera de su influencia.

**Figura 3-17.** Correlación de Pearson asociada a las plumas de contaminación de O<sub>3</sub> en función de puntos calientes asociados a incendios forestales.



*Fuente:* Elaboración propia.

Asimismo, la mayor complejidad se presenta en la temporada SON, cuando coexisten correlaciones positivas y negativas en distintas regiones del continente. En el noreste y sudeste de Brasil dominan correlaciones negativas estadísticamente significativas, posiblemente porque las plumas de contaminación que afectan esos lugares no provienen solamente de los incendios. Paralelamente, en el centro-sur de la Amazonía y hacia el oeste de Brasil se registran correlaciones positivas significativas, lo que refleja la persistencia de la influencia de los incendios en la generación de ozono. En este escenario, ciudades como São Paulo y Vitória se localizan dentro de zonas de correlación negativa significativa, mientras que Cochabamba se encuentra en regiones caracterizadas por correlaciones positivas robustas.

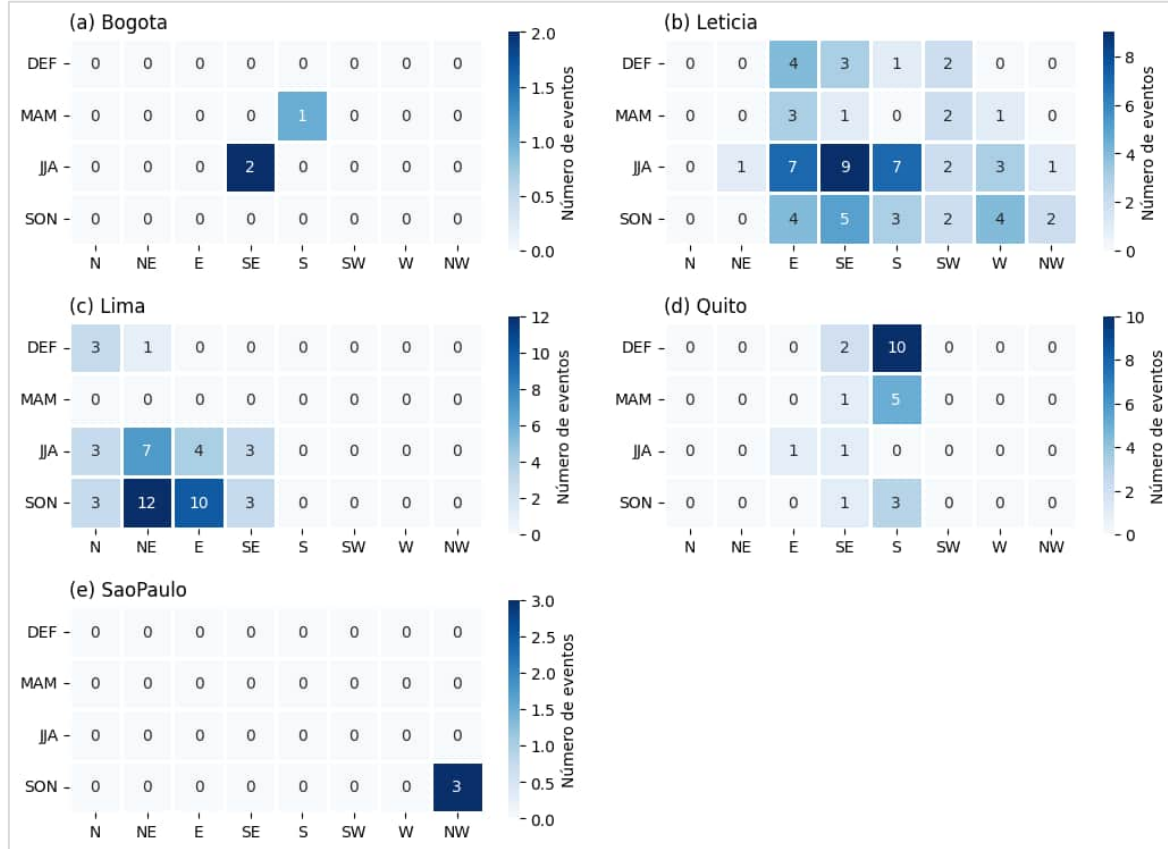
De esta manera, los resultados evidencian que la relación entre incendios amazónicos y concentraciones de  $PM_{2.5}$  es más clara, consistente y espacialmente extendida durante la estación seca, afectando de manera significativa a varias ciudades de Sudamérica, en particular aquellas situadas en el sur y sudeste del continente. En el caso del ozono, la respuesta es más heterogénea y dependiente de la estacionalidad, con asociaciones positivas en zonas continentales interiores y negativas en sectores costeros y del sudeste brasileño. Las ciudades andinas de Lima, Bogotá y Quito permanecen fuera de las regiones con correlaciones estadísticamente significativas en ambos contaminantes, confirmando la limitada influencia del transporte directo de plumas amazónicas en estas latitudes, mientras que São Paulo, Cochabamba y Montevideo se destacan como urbes particularmente sensibles a la dinámica espaciotemporal de los incendios y sus plumas de contaminación.

### **3.3.3 Caracterización de eventos relacionados a plumas originadas en la cuenca amazónica**

La caracterización de los eventos de contaminación asociados a plumas originadas en la cuenca amazónica revela fluctuaciones según contaminante, ciudad receptora y temporada, permitiendo establecer vínculos entre la dinámica de transporte atmosférico y las recurrencias observadas en los registros urbanos. En el caso de  $PM_{2.5}$ , los resultados presentados en la Figura 3-18 muestran que las ciudades con mayor frecuencia de eventos son Leticia y Lima, seguidas por Quito y, en menor medida, Bogotá y São Paulo.

En Leticia, la llegada de plumas es recurrente a lo largo de todo el año, con un predominio en las estaciones JJA y SON, cuando se registraron hasta nueve eventos procedentes del este y sureste, con direcciones coherentes con el transporte desde el centro y sur de la cuenca amazónica. Lima, por su parte, presenta una marcada estacionalidad en la llegada de plumas, con concentraciones destacadas en JJA y SON. En estas estaciones, los eventos proceden mayoritariamente desde el norte y noreste, alcanzando hasta doce episodios por temporada, lo que sugiere un canal persistente de transporte transandino asociado al ingreso de masas contaminadas desde el oriente amazónico hacia la costa pacífica.

**Figura 3-18.** Número de eventos asociados a  $PM_{2.5}$  que se propagan a cada ciudad desde cada ubicación cardinal según la temporada.



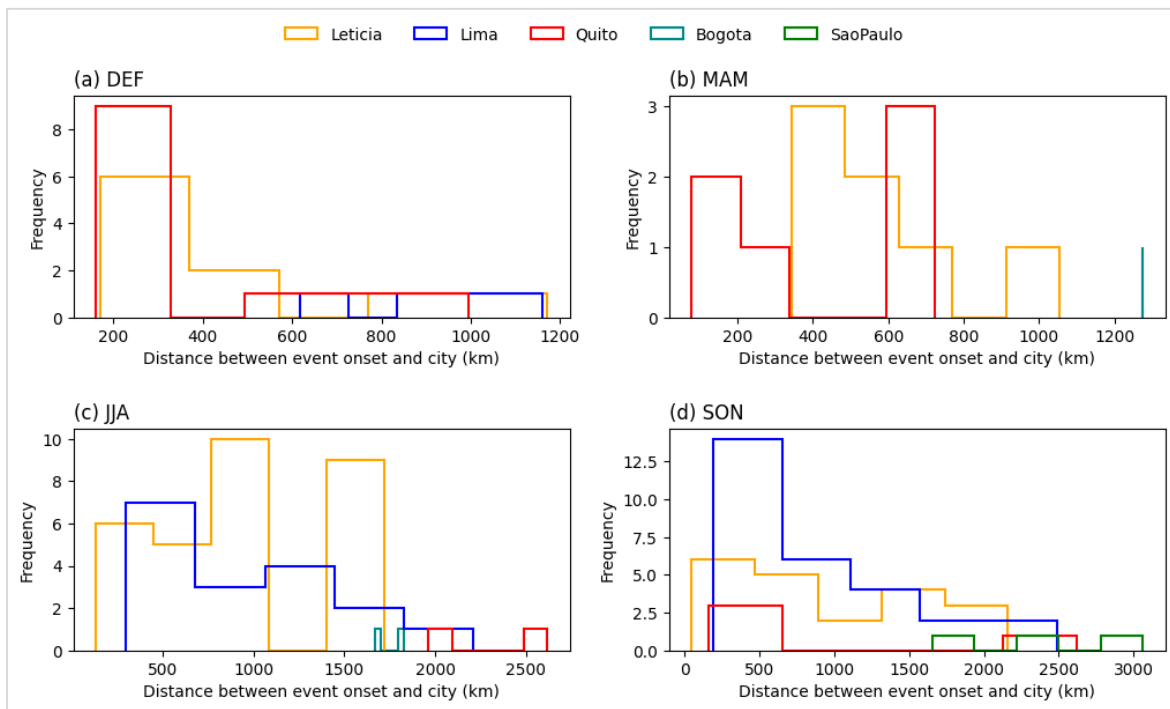
*Fuente:* Elaboración propia.

Por otro lado, Quito refleja también la influencia amazónica, aunque con menor intensidad, destacando los eventos provenientes del sur y sureste en DEF y MAM, con un máximo de diez episodios en la primera estación. Bogotá registra únicamente dos episodios en JJA con procedencia sureste, lo que denota una señal menos frecuente pero consistente con los patrones de transporte documentados en la región noroccidental de Suramérica. En São Paulo, la incidencia es muy baja, registrándose únicamente tres eventos en SON con llegada desde el noroeste, lo que coincide con el debilitamiento de las corrientes de ventilación amazónicas hacia el Atlántico sur.

La distribución de distancias geodésicas entre el punto de origen amazónico y las ciudades, presentada en la Figura 3-19, refuerza estos hallazgos. En DEF, los eventos de

Lima y Leticia se originan típicamente a menos de 400 km, lo que indica una cercanía directa con la franja occidental de la cuenca. En contraste, durante JJA y SON, los trayectos de transporte hacia Lima y Leticia alcanzan entre 1000 y 2000 km, reflejando un transporte prolongado que atraviesa extensas porciones del dominio amazónico. En Bogotá y Quito, los eventos se sitúan en distancias intermedias de entre 400 y 800 km, lo cual resulta consistente con un transporte desde el piedemonte oriental. Finalmente, en São Paulo los pocos eventos registrados en SON provienen de distancias cercanas a 3000 km, evidenciando un arrastre de largo alcance posiblemente desde la porción norte-central de la Amazonía.

**Figura 3-19.** Frecuencia de distancias geodésicas entre el inicio de evento y las ciudades para PM<sub>2.5</sub>.

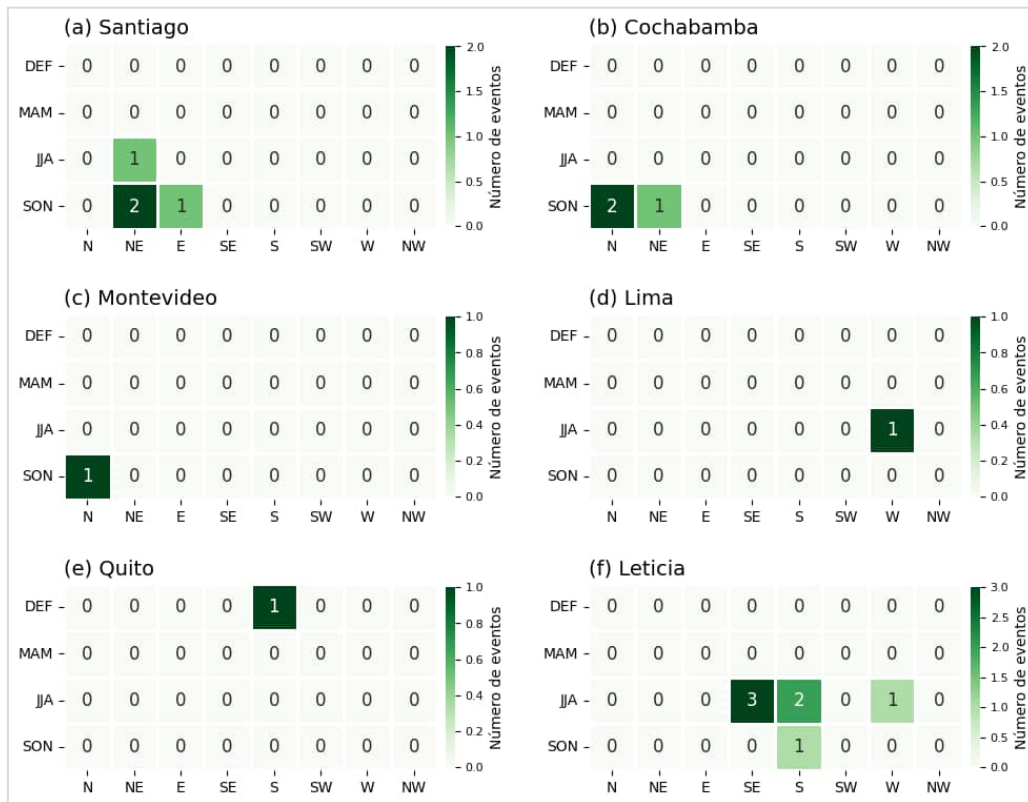


*Fuente:* Elaboración propia.

En lo referente al ozono troposférico, los resultados exhiben un patrón más limitado en términos de frecuencia, pero igualmente revelador respecto al transporte amazónico. En la Figura 3-20 se observa que los eventos de O<sub>3</sub> con origen amazónico son escasos en DEF y MAM, donde las ciudades prácticamente no registran incidencias, coherente con la

menor actividad de incendios y la ausencia de emisiones intensas durante estos periodos. Sin embargo, en JJA y SON se manifiestan episodios significativos, especialmente en Santiago, Cochabamba y Quito. En Santiago, durante SON se registran dos eventos provenientes del este y sureste, lo cual denota un transporte de gran escala que atraviesa la cordillera de los Andes hacia la zona central de Chile. Cochabamba presenta dos eventos en SON desde el noreste y uno adicional desde el este, lo que coincide con la entrada de masas enriquecidas en ozono a través del corredor amazónico–andino. Asimismo, Quito vuelve a destacar en SON, con eventos que se originan al este y sur, reflejando la fuerte influencia de las corrientes transversales amazónicas.

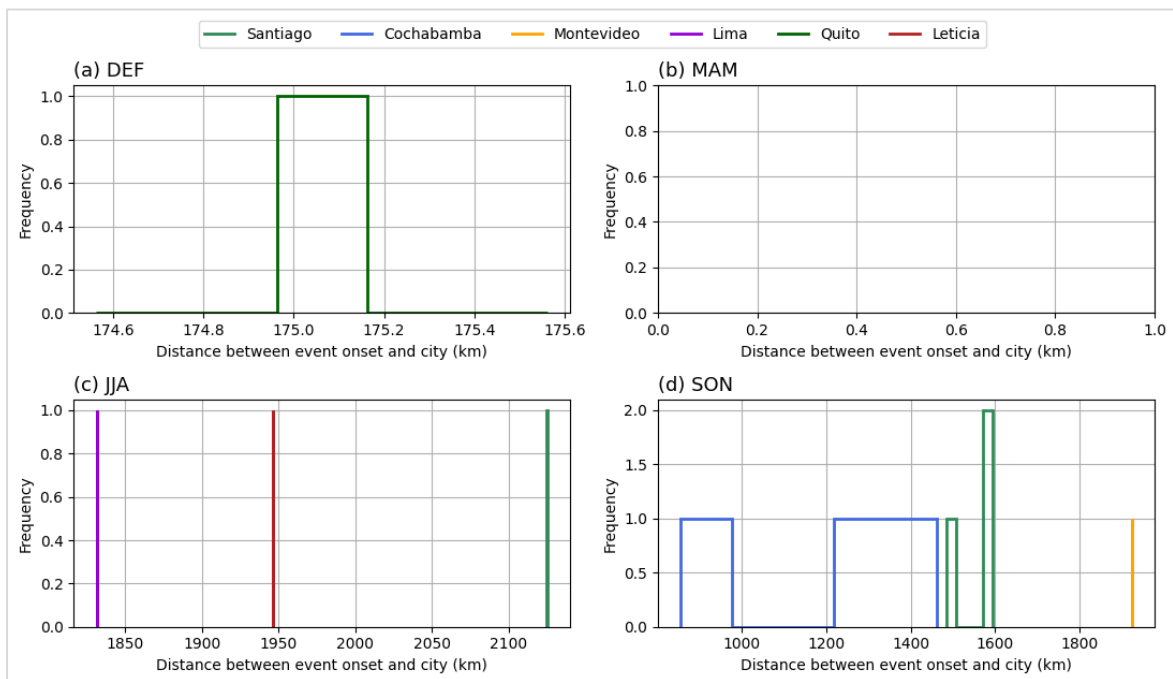
**Figura 3-20.** Número de eventos asociados a ozono que se propagan a cada ciudad desde cada ubicación cardinal según la temporada.



Fuente: Elaboración propia.

La caracterización de distancias para O<sub>3</sub>, ilustrada en la Figura 3-21, evidencia trayectorias más largas que en el caso del material particulado. En JJA y SON, los eventos que alcanzan Santiago y Cochabamba recorren entre 1500 y 2000 km, en tanto que los asociados a Quito y Leticia se sitúan en torno a los 1900–2100 km. Estos valores sugieren que las plumas de ozono transportadas no solo responden a procesos locales en la Amazonía, sino que se ven reforzadas por interacciones fotoquímicas y posibles aportes externos, como se discutió en secciones anteriores en relación con la intrusión de ozono desde el Pacífico que se combina con las plumas producidas por los incendios amazónicos.

**Figura 3-21.** Frecuencia de distancias geodésicas entre el inicio de evento y las ciudades para O<sub>3</sub>.



*Fuente:* Elaboración propia.

Un aspecto relevante en el análisis es que, aunque las plumas caracterizadas se originan principalmente en la cuenca amazónica, su evolución espacial evidencia que a menudo se integran con otras masas contaminadas provenientes de regiones adyacentes. Este comportamiento es particularmente notorio en los eventos de ozono en JJA, donde la señal

amazónica se mezcla con aportes de fondo de origen oceánico, lo cual explica la magnitud de las concentraciones registradas en ciudades alejadas del dominio amazónico.

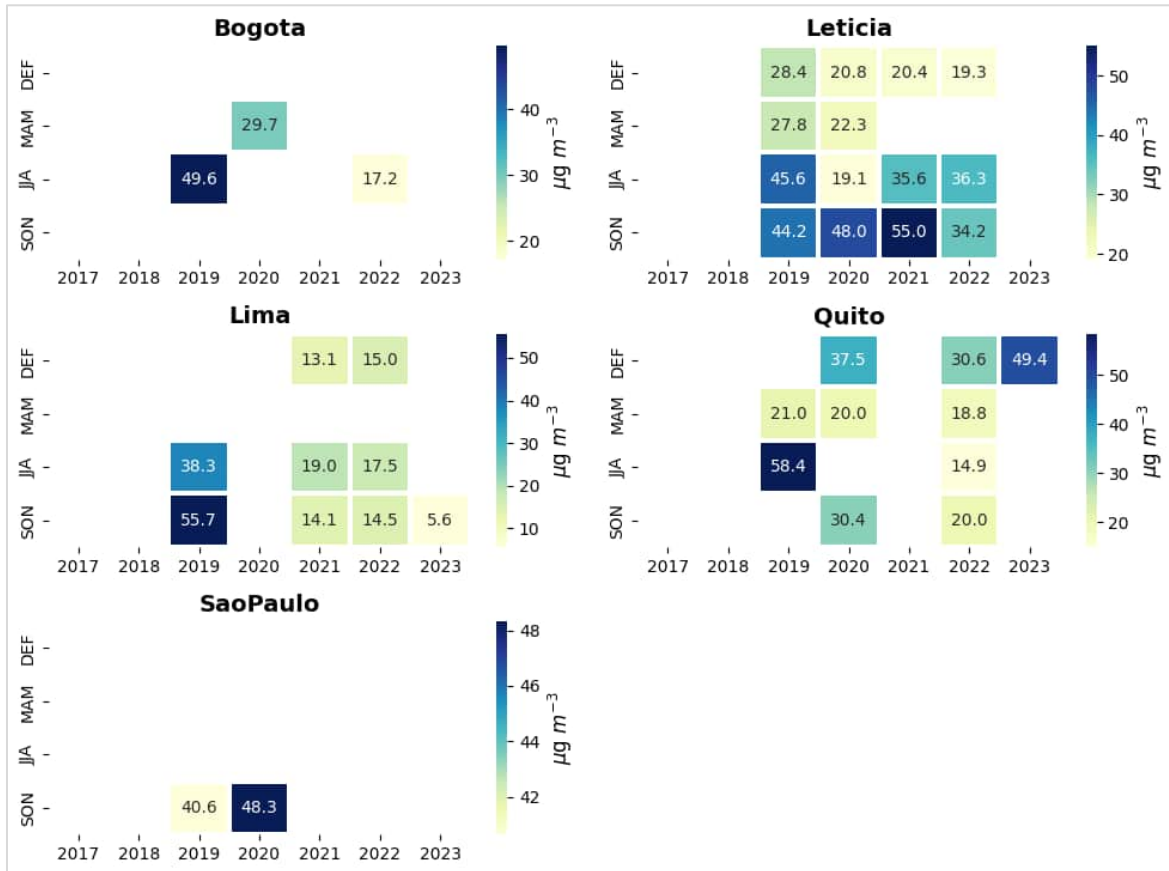
Así pues, los resultados de las Figuras 3-18 a 3-21 sustentan el hecho de que el transporte de plumas amazónicas tiene un alcance continental y que su influencia varía de forma marcada según contaminante, estación y ciudad receptora. Mientras que el  $PM_{2.5}$  presenta un patrón más localizado en ciudades próximas o con canales de transporte definidos como Leticia y Lima, el ozono muestra trayectorias de largo alcance capaces de alcanzar ciudades distantes como Santiago o Montevideo, aunque con menor frecuencia. Estas evidencias consolidan el papel de la cuenca amazónica como un generador y modulador clave de la calidad del aire en Suramérica, al tiempo que revelan la compleja interacción entre fuentes locales, regionales y procesos atmosféricos de gran escala.

### **3.3.4 Contribución a carga contaminante en ciudades de Suramérica por causa de incendios en la cuenca amazónica**

La cuantificación del impacto de las plumas amazónicas sobre las concentraciones urbanas de contaminantes permite discernir de manera objetiva el grado en que los incendios de la región contribuyen al deterioro de la calidad del aire en distintas ciudades sudamericanas. Los resultados obtenidos para  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  (Figuras 3-22 y 3-23, respectivamente) revelan patrones espaciales y temporales oscilantes que dependen tanto de la magnitud de las emisiones en la cuenca como de las condiciones de transporte atmosférico hacia los receptores.

En el caso del  $PM_{2.5}$  (Figura 3-22), Leticia se confirma como la ciudad más fuertemente influenciada por las plumas amazónicas, con valores superiores a  $50 \mu g \cdot m^{-3}$  en la temporada SON de 2020 y 2021. Estos episodios sobresalen claramente sobre su línea base multianual ( $<25 \mu g \cdot m^{-3}$ ), lo cual indica que la contribución amazónica llegó a duplicar las concentraciones de referencia en ciertos periodos. La persistencia de estos excedentes en años consecutivos evidencia la importancia de la proximidad geográfica y de la exposición directa a las emisiones de la cuenca central.

**Figura 3-22.** Concentración adicional de  $PM_{2.5}$  atribuible transporte de contaminantes desde la cuenca amazónica, por encima del nivel base (mínimo anual,  $M = 2$ ) para la ciudad correspondiente.



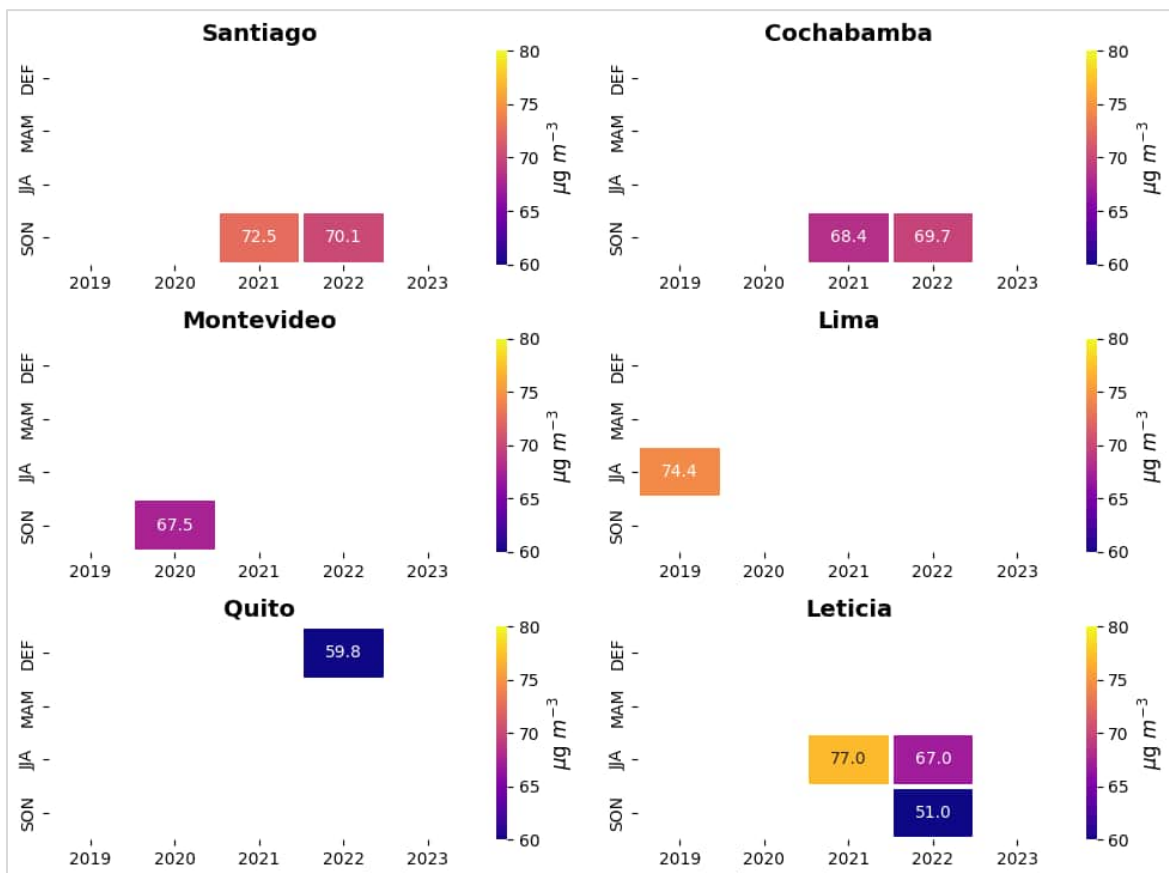
*Fuente:* Elaboración propia.

Por otro lado, Lima y Quito también destacan por registrar aportes significativos. En Lima, los incrementos se concentran en la estación JJA de 2019 y 2020, con valores superiores a  $35\text{--}55 \mu g \cdot m^{-3}$ , muy por encima de su línea base ( $<20 \mu g \cdot m^{-3}$ ). Por consiguiente, esta señal sugiere una fuerte modulación estacional, consistente con la intensificación de los incendios amazónicos en la estación seca y el transporte transandino hacia la costa pacífica. Quito, por su parte, presenta picos destacados en 2019 y 2023, donde las plumas elevaron las concentraciones hasta  $58.4$  y  $49.4 \mu g \cdot m^{-3}$  respectivamente, superando ampliamente su nivel de referencia cercano a  $20 \mu g \cdot m^{-3}$ . Estos resultados indican que la capital ecuatoriana es receptora frecuente de transporte amazónico, particularmente durante los periodos secos y de mayor actividad de biomasa.

Por su parte, Bogotá muestra un comportamiento más intermitente, con incrementos moderados en 2019 ( $49.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) y 2021 ( $29.7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), que contrastan con valores mucho más bajos en 2022 ( $17.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Este patrón sugiere que la ciudad puede verse afectada por aportes amazónicos en episodios puntuales, aunque no de manera sistemática, probablemente modulada por la circulación regional y la dinámica andina que atenúa el transporte transfronterizo. Finalmente, São Paulo registra valores relativamente estables en 2020 ( $40.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) y 2021 ( $48.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), superando su línea base de  $30\text{--}35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Si bien estos excedentes son menores en magnitud que los observados en ciudades andinas, resultan significativos dado el tamaño poblacional y la compleja mezcla de fuentes urbanas que caracterizan su atmósfera.

En cuanto al ozono troposférico (Figura 3-23), los resultados muestran una señal más heterogénea y con marcada variabilidad interanual. Leticia nuevamente aparece como uno de los principales receptores, con concentraciones atribuibles a transporte amazónico superiores a  $70 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en 2020 y 2021, reduciéndose a valores cercanos a  $51 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en 2023. Estos niveles, claramente por encima de la línea base regional ( $<40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), ponen de relieve la importancia del aporte fotoproducto derivado de los incendios amazónicos y la química secundaria en la atmósfera tropical.

**Figura 3-23.** Concentración adicional de O<sub>3</sub> atribuible al transporte de contaminantes desde la cuenca amazónica, por encima del nivel base (mínimo anual,  $M = 2$ ) para la ciudad correspondiente.



*Fuente:* Elaboración propia.

De esta manera, ciudades andinas como Lima y Cochabamba presentan los excedentes más marcados. En Lima, se identificó un máximo de  $74.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en JJA 2019, acompañado de episodios recurrentes en años posteriores cercanos a  $68\text{--}70 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Cochabamba registra valores similares ( $68\text{--}70 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en 2021–2022), lo que confirma que la topografía de valles interandinos no impide la acumulación de ozono transportado a gran escala. Por su parte, Santiago y Montevideo también se vieron afectados en la temporada SON, con picos de  $72.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  y  $67.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , respectivamente. Estos resultados sugieren que, en episodios intensos, el transporte amazónico puede alcanzar latitudes medias del cono sur, con concentraciones relevantes para la salud pública.

Además de ello, Quito evidencia un comportamiento atípico, ya que mientras en 2019 no se observaron incrementos sobresalientes, en 2022 se reporta un excedente puntual de  $59.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Esta señal, aunque aislada, coincide con los resultados de plumas analizadas en secciones previas, donde se mostró que el transporte amazónico hacia la sierra ecuatoriana se presenta de forma episódica y con fuerte dependencia de la circulación regional.

De esta forma, se reporta que la contribución de incendios amazónicos a la carga urbana de contaminantes es especialmente crítica en Leticia, Lima y Quito, donde los valores excedentes respecto a la línea base alcanzan entre el 150% y 200% en episodios particulares. Al mismo tiempo, se confirma que el ozono presenta una capacidad de transporte más extensa que el material particulado fino, posiblemente a causa de la combinación de plumas producidas en el Amazonas y aquellas que provienen del Pacífico, alcanzando ciudades distantes como Montevideo y Santiago con niveles relevantes. Estos hallazgos evidencian el rol de la cuenca amazónica no solo como fuente local de contaminación, sino también como un modulador regional de la calidad del aire en Sudamérica.

## 4. Conclusiones y recomendaciones

### 4.1 Conclusiones

La presente investigación tuvo como objetivo general evaluar el impacto de los incendios forestales de la región amazónica en la calidad del aire y de distintas ciudades de América del Sur. A partir de la integración de información de datos de reanálisis atmosférico y mediciones de superficie, complementados con el uso de un método lagrangiano de trayectorias, se logró caracterizar de manera detallada la dinámica espaciotemporal de los incendios y su relación con la concentración de contaminantes atmosféricos, en particular  $PM_{2.5}$  y  $O_3$ .

En relación con el primer objetivo específico, orientado al análisis de datos satelitales y de reanálisis, los resultados mostraron una clara asociación entre la ocurrencia de incendios forestales y los niveles de contaminación atmosférica en la región. La frecuencia y distribución espacial de los focos térmicos (Figura 3-7) revelaron un patrón recurrente de mayor intensidad en la Amazonía central y suroriental, especialmente en la temporada seca (JJA y SON), siendo el año 2020 el de mayor incidencia con más de tres millones de focos detectados. Este comportamiento se reflejó en concentraciones elevadas de  $PM_{2.5}$  en la cuenca amazónica (valores superiores a  $60 \mu g \cdot m^{-3}$  en varios episodios (Figura 3-12) y en incrementos notables de ozono troposférico, particularmente en las estaciones secas donde se intensifican los procesos fotoquímicos (Figura 3-14). Los análisis por temporadas (Figura 3-13 y 3-15) confirmaron la marcada estacionalidad del transporte de contaminantes, con máximos coincidentes con la actividad de incendios.

El segundo objetivo específico, enfocado en el método lagrangiano de trayectorias, permitió identificar y rastrear plumas de contaminación con origen en la cuenca amazónica y evaluar su propagación hacia centros urbanos del continente. El análisis evidenció que, si bien las plumas no se originan en un 100% en la Amazonía, al menos la mitad de su

carga contaminante proviene de dicha región, a la cual se suman aportes externos en su tránsito. Las Figuras 3-18 y 3-20 muestran que ciudades como Leticia, Lima y Quito reciben con mayor frecuencia estas plumas, con trayectorias predominantes desde el este y sureste, recorriendo distancias de entre 500 y 2000 km. En contraste, ciudades más alejadas como Montevideo y Santiago registraron eventos menos frecuentes, pero significativos en temporadas de alta intensidad de incendios. Asimismo, se identificaron episodios particulares, como en 2019 y en la temporada JJA, donde las plumas de ozono originadas en la Amazonía se combinaron con intrusiones provenientes del Pacífico, intensificando los niveles de contaminación regional.

Respecto al tercer objetivo específico, que consideró las mediciones de superficie y la validación de datos de reanálisis, se comprobó que los productos de CAMS ofrecen una representación adecuada de la variabilidad temporal y espacial de los contaminantes, aunque con sesgos diferenciales según la ciudad y el contaminante. Para  $PM_{2.5}$ , el reanálisis tendió a sobreestimar las concentraciones en ciudades de topografía compleja como Cochabamba y Santiago, mientras que para  $O_3$  se observaron sesgos positivos en Lima y Cayena (Figura 6). No obstante, métricas como el IOA y el coeficiente de correlación de Spearman alcanzaron generalmente valores superiores a los umbrales de referencia, lo que respalda la confiabilidad de los datos de reanálisis para los análisis posteriores.

Así, la cuantificación de la contribución amazónica a la carga contaminante urbana (Figuras 3-22 y 3-23) demostró que los incrementos de concentración respecto a las líneas base fueron sustanciales y estadísticamente significativos en varias ciudades. En el caso de  $PM_{2.5}$ , Lima y Quito registraron los mayores excedentes, alcanzando hasta 55.7 y 58.4  $\mu g \cdot m^{-3}$  respectivamente durante los años 2019–2020, lo que representa aumentos de más del 200% sobre sus niveles de fondo (15–20  $\mu g \cdot m^{-3}$ ). En Leticia, la proximidad a la cuenca se reflejó en contribuciones persistentes que oscilaron entre 20 y 55  $\mu g \cdot m^{-3}$  en múltiples temporadas, confirmando su alta exposición a emisiones amazónicas. Bogotá mostró episodios puntuales en JJA y SON con valores entre 29 y 49  $\mu g \cdot m^{-3}$ , lo que indica un transporte efectivo de plumas a través de la Orinoquía. Para  $O_3$ , los eventos más relevantes se concentraron en ciudades distantes como Santiago y Lima, con excedentes superiores a 70  $\mu g \cdot m^{-3}$  durante SON y JJA, evidenciando que el transporte regional y los procesos fotoquímicos intensifican la señal de contaminación incluso a miles de kilómetros

---

del origen. La dirección predominante de las trayectorias, orientadas desde el este y noreste en la mayoría de los casos, y las distancias recorridas, que en varios eventos superaron los 1500 km, confirman que los incendios amazónicos actúan como un forzante atmosférico regional capaz de impactar la calidad del aire en escalas continentales.

De esta forma, los hallazgos de esta investigación demuestran que los incendios amazónicos no constituyen únicamente un fenómeno localizado, sino un determinante clave de la calidad del aire en América del Sur. La evidencia presentada valida que sus emisiones son capaces de modificar de manera sustancial los niveles de contaminantes tanto en ciudades amazónicas como en centros urbanos distantes, con impactos que exceden los límites políticos y nacionales. La articulación entre datos reanálisis, estaciones de monitoreo en tierra y el marco lagrangiano permitió no solo identificar las fuentes y trayectorias de las plumas, sino también cuantificar de manera aproximada su contribución efectiva a la carga contaminante urbana, estableciendo un marco robusto para la comprensión de los procesos de transporte transfronterizo. De esta forma, se cumple de manera integral con los objetivos planteados en este trabajo, aportando evidencia científica de alto valor para la gestión ambiental regional y para la formulación de políticas públicas orientadas a mitigar los efectos de los incendios forestales en la salud y el bienestar de la población sudamericana.

## **4.2 Recomendaciones**

Los hallazgos de este trabajo permiten establecer un conjunto de recomendaciones que trascienden el ámbito estrictamente científico y que se orientan hacia la gestión ambiental, la salud pública y la política regional. Así, la evidencia generada demuestra que las emisiones originadas en la cuenca amazónica tienen un papel determinante en la calidad del aire de amplias zonas de Sudamérica, afectando de manera recurrente a ciudades distantes y modificando la composición atmosférica a escalas subregionales y continentales. Esta constatación plantea la necesidad de traducir el conocimiento técnico en acciones concretas que fortalezcan los sistemas de monitoreo, impulsen la modelación operativa, refuercen la cooperación transfronteriza y atiendan los riesgos en salud pública asociados al transporte de contaminantes.

Un primer aspecto fundamental es el fortalecimiento de las redes de observación debido a la escasez de estaciones de calidad del aire en zonas limítrofes a la Amazonía y en corredores de transporte identificados en este estudio limita la capacidad de seguimiento continuo de las plumas. Se recomienda, por tanto, la densificación estratégica de la red, garantizando cobertura en ciudades receptoras clave como Bogotá, Quito, Lima, Cochabamba, Santiago, Montevideo, São Paulo, Vitória, Cayena y Leticia. Esta ampliación debe estar acompañada de la incorporación de variables meteorológicas esenciales, tales como la velocidad y dirección del viento, que resultan imprescindibles para reproducir de forma más confiable el transporte y dispersión de contaminantes. Además, la creación de plataformas integradas de datos, interoperables y de libre acceso para la comunidad científica y las autoridades, constituiría un paso decisivo para consolidar un sistema de información regional que soporte tanto la investigación como la gestión operativa.

De igual manera, resulta prioritario trasladar el enfoque metodológico empleado en esta tesis hacia entornos de predicción operacional. El método lagrangiano demostró ser eficaz para identificar plumas amazónicas y rastrear su transporte hasta ciudades distantes; su implementación como un sistema de alerta temprana permitiría anticipar, bajo ciertos escenarios, episodios de contaminación con varios días de antelación. Integrar estas trayectorias con productos de reanálisis y modelación regional de mayor resolución contribuiría a reducir las incertidumbres y a diseñar sistemas de alerta multiescala. Dichos sistemas deberían basarse en la probabilidad de arribo, la magnitud de las concentraciones respecto a las líneas base locales y la vulnerabilidad poblacional, generando protocolos de alerta sanitaria que permitan actuar preventivamente sobre los grupos más sensibles de la población.

Por otro lado, en lo relacionado al componente sanitario, la evidencia presentada en este trabajo muestra que ciudades como Bogotá, Quito, Santiago y Cochabamba enfrentan episodios de concentración elevada que superan con creces sus niveles de línea base, lo que incrementa el riesgo de afectaciones respiratorias y cardiovasculares. Por ello, se hace necesario diseñar planes de respuesta localizados que incluyan medidas de mitigación de exposición y que contemplen sistemas de vigilancia epidemiológica capaces de registrar en tiempo real los impactos sobre la salud pública. Tales estrategias permitirían no solo

---

atender emergencias inmediatas, sino también acumular evidencia clínica para sustentar decisiones de largo plazo en política ambiental y sanitaria.

En paralelo, la gestión territorial orientada a la prevención de incendios forestales se convierte en un eje de intervención determinante, debido a que los resultados confirman que los incendios de mayor recurrencia se concentran en el denominado “arco de deforestación” y en las zonas de transición entre bosque y áreas agrícolas, lo que exige políticas de manejo del paisaje que reduzcan la dependencia de la quema como práctica de gestión de tierras. Así, el fortalecimiento de brigadas comunitarias, la incorporación de tecnologías alternativas en la agricultura y la generación de incentivos económicos para productores que implementen prácticas sostenibles son medidas que podrían disminuir la recurrencia de focos térmicos y, en consecuencia, la magnitud de las emisiones que alimentan las plumas.

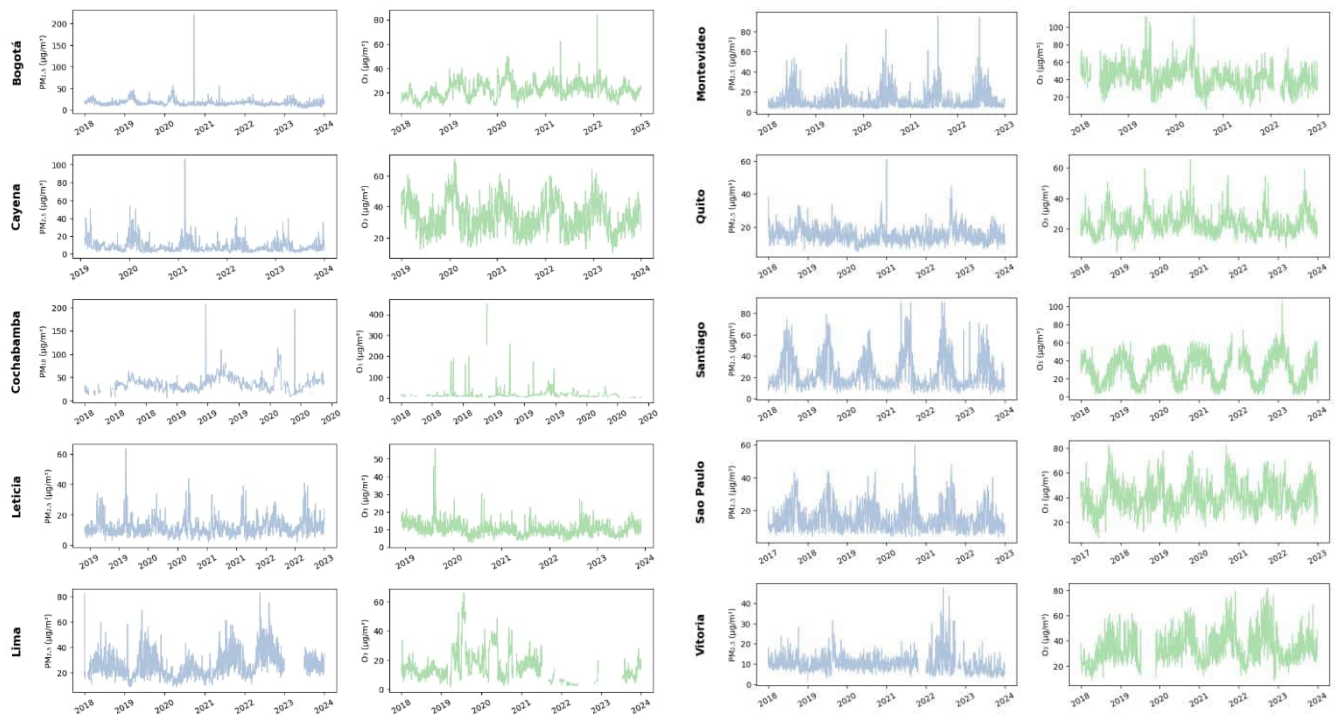
Por lo tanto, la dimensión transfronteriza del problema obliga, además, a un enfoque de cooperación regional, ya que el transporte de contaminantes no reconoce fronteras políticas y afecta tanto a países amazónicos como a aquellos que, sin estar directamente vinculados al bioma, reciben plumas en sus centros urbanos. En este sentido, se recomienda el desarrollo e implementación de mecanismos de gobernanza ambiental que permitan compartir información en tiempo casi real, armonizar criterios de alerta y coordinar respuestas conjuntas ante episodios críticos. Estos mecanismos deberían integrarse a compromisos internacionales más amplios, como los vinculados a los planes nacionales de mitigación y adaptación al cambio climático, de modo que el manejo de incendios y la protección de la calidad del aire se incorporen de manera explícita en los compromisos multilaterales de la región.

Finalmente, los resultados aquí expuestos abren un amplio espectro de preguntas de investigación que deben ser atendidas. Entre ellas destacan la necesidad de mejorar los inventarios de emisiones amazónicas, profundizar en el conocimiento de la química atmosférica de las plumas durante su transporte y evaluar con mayor precisión los impactos en salud asociados a exposiciones repetidas y prolongadas. A su vez, es indispensable avanzar en la integración de herramientas de modelación con observaciones de superficie y satelitales, generando sistemas híbridos que ofrezcan predicciones cada vez más precisas y útiles para la toma de decisiones.

Así pues, los hallazgos de esta tesis dejan en evidencia que la dinámica de los incendios en la Amazonía y su influencia en la calidad del aire constituyen un problema regional de gran magnitud, con implicaciones directas en la salud, la economía y la gobernanza ambiental. Las recomendaciones aquí planteadas buscan orientar la transición hacia una gestión más anticipatoria, colaborativa y basada en evidencia, capaz de enfrentar los retos actuales y futuros en torno a la contaminación atmosférica y la protección de la población suramericana.

# A. Anexo: Series de tiempo de contaminantes analizados

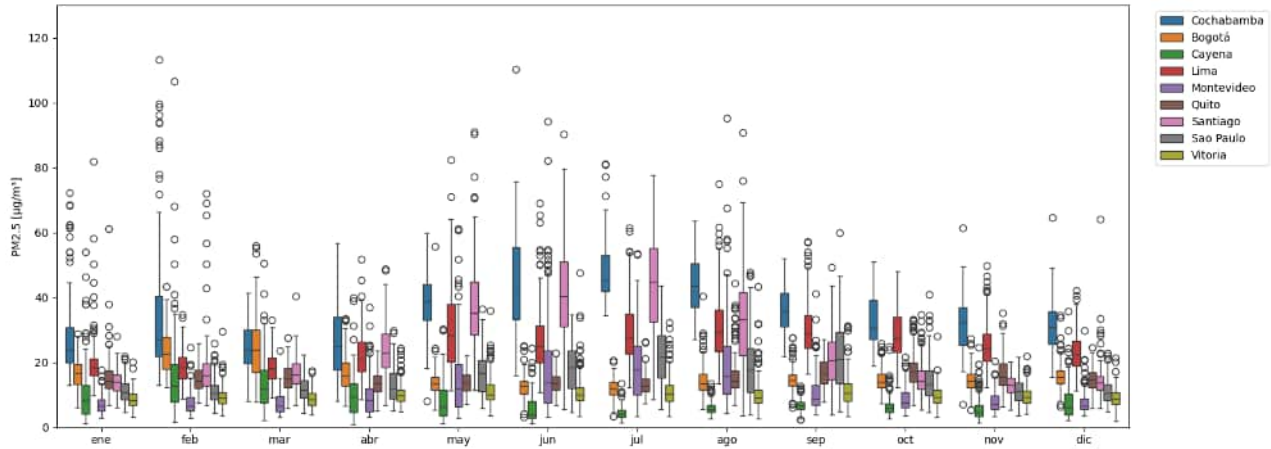
Figura A-1. Series de tiempo para los datos de monitoreo superficial de concentración de material particulado (azul) y ozono (verde) en ciudades de Suramérica.



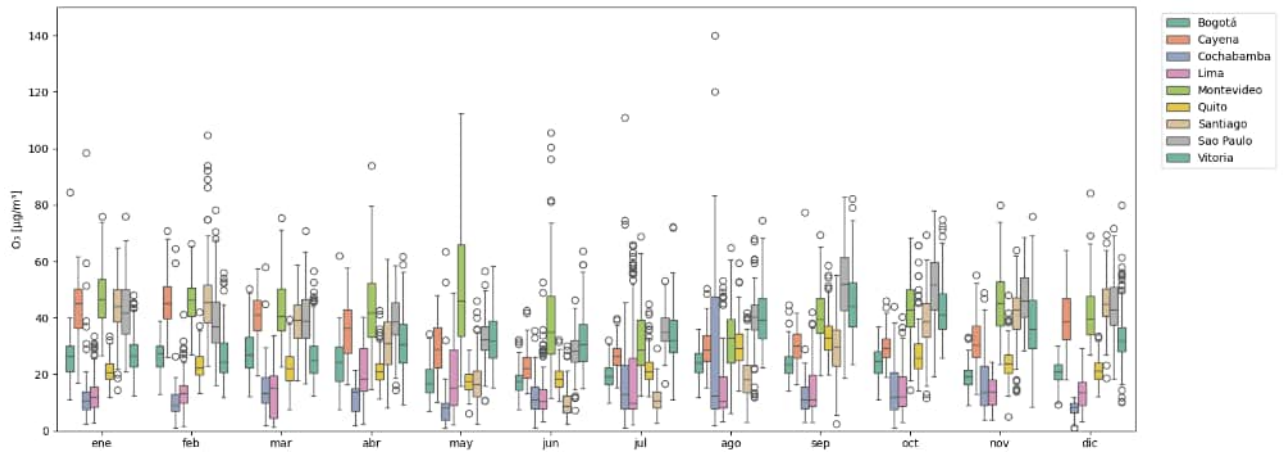
Fuente: Elaboración propia

**Figura A-2.** Diagrama de distribución de datos de monitoreo superficial para concentración promedio diaria multianual de (a) material particulado y (b) ozono en ciudades de Suramérica.

(a) PM



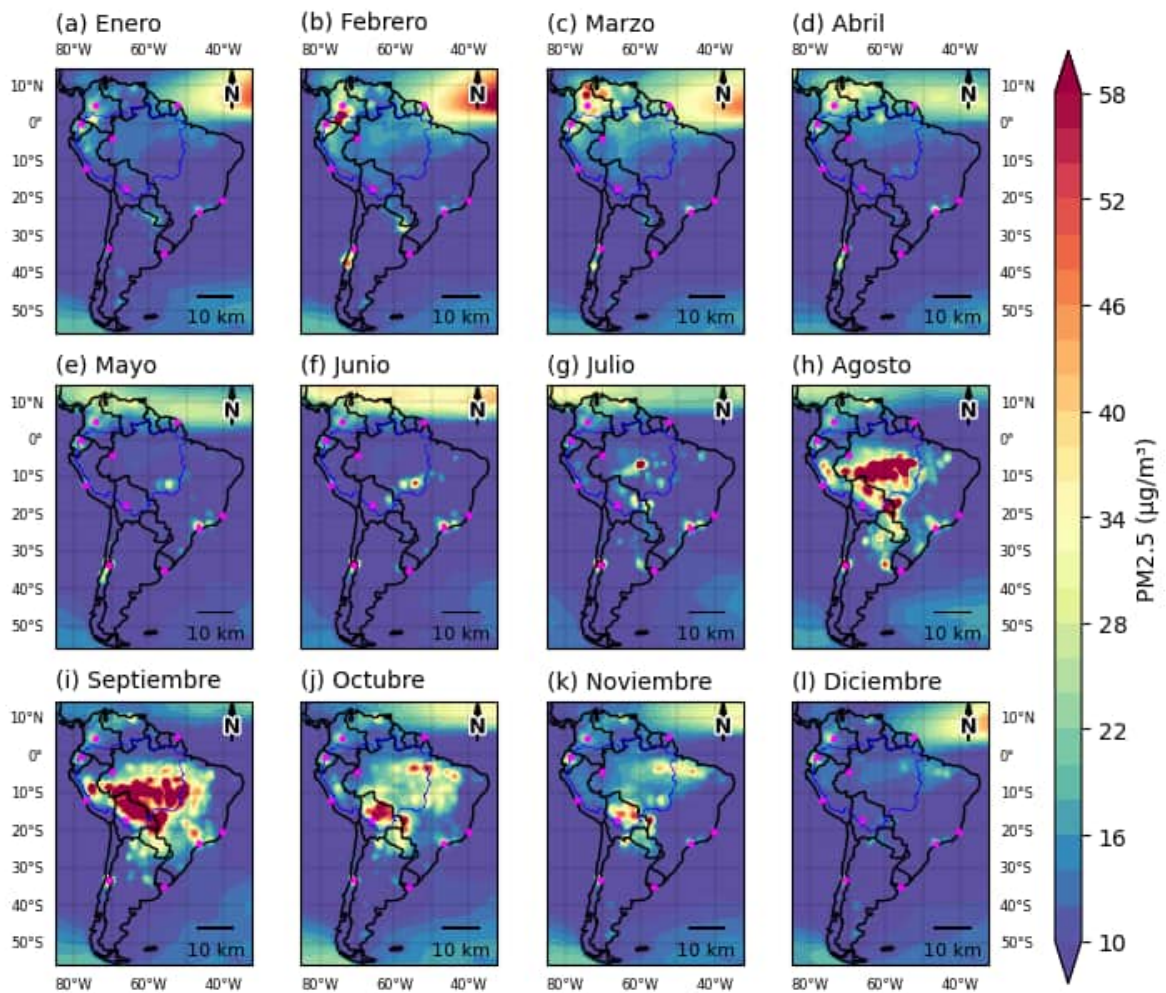
(b) O<sub>3</sub>



Fuente: Elaboración propia

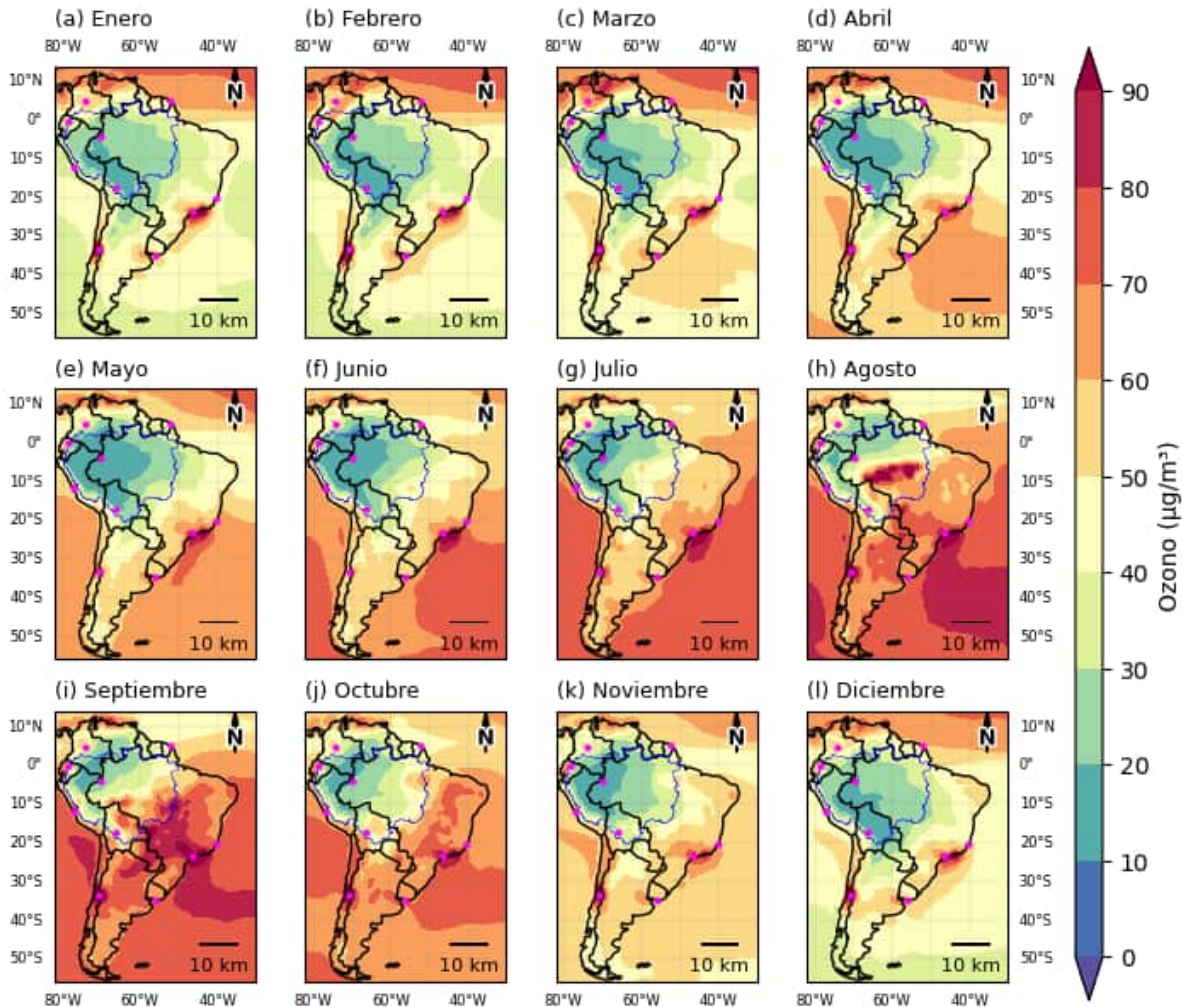
## B. Anexo: Distribución espaciotemporal de contaminantes

**Figura B-1.** Distribución espaciotemporal por meses de  $PM_{2.5}$  en el período de estudio a partir de datos de reanálisis (CAMS) para Suramérica.



*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS).

**Figura B-2.** Distribución espaciotemporal por meses de ozono troposférico en el período de estudio a partir de datos de reanálisis (CAMS) para Suramérica.



*Fuente:* Elaboración propia a partir de datos de Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS).

## C. Anexo: Resultados validación de datos de reanálisis CAMS

**Tabla C-1.** Resultados detallados de la validación de nueve parámetros estadísticos basados en la comparación de datos de reanálisis (CAMS) con datos de monitoreo superficial para (a) material particulado y (b) ozono en nueve ciudades de Suramérica para el año 2023 – Enfoque diario para PM.

Ciudad	NMB	RMSE	Rho	FAC2	IOA	MB	HIT	FAR	POC
Cochabamba – Bol.	-83,06	36,23	0,12	2,74	0,37	-32,48	0	0	33,04
Bogotá – Col.	56,61	10	0,72	67,67	0,62	8,24	100	29,36	70,96
Cayena – Gua.	82,13	11,52	0,54	58,36	0,63	6,42	95,24	56,28	70,19
Leticia – Col.	0	0,33	0,38	1,00	1,00	0	98,77	0,41	98,9
Lima – Per.	-22,99	12,73	0,4	90,68	0,53	-7,20	100	0	100
Montevideo – Uru.	-36,38	10,68	0,34	63,01	0,49	-4,45	38,97	39,77	67,31
Quito – Ecu.	4,29	4,6	0,64	97,26	0,62	6,62	94,21	9,38	86,03
Santiago – Chi.	138,42	37,25	0,77	29,59	0,53	32,07	100	9,04	96,96
Sao Paulo – Bra.	153,54	25,35	0,72	32,05	0,42	-20,72	99,58	33,89	66,58
Vitoria – Bra.	-36,69	5,23	0,20	64,48	0,38	-3,65	12,34	40,62	58,77

**Tabla C-2.** Resultados detallados de la validación de nueve parámetros estadísticos basados en la comparación de datos de reanálisis (CAM5) con datos de monitoreo superficial para (a) material particulado y (b) ozono en nueve ciudades de Suramérica para el año 2023 – Enfoque mensual para PM.

Ciudad	NMB	RMSE	Rho	FAC2	IOA	MB	HIT	FAR	POC
Cochabamba – Bol.	-82,91	34,44	0,27	0	0,36	-32,52	0	0	25
Bogotá – Col.	56,28	8,51	0,94	100	0,58	8,21	100	16,67	83,33
Cayena – Gua.	82,01	8,07	0,87	58,53	0,51	6,39	100	71,43	58,33
Leticia – Col.	-0,01	0,06	1,00	1,00	1,00	0	100	0	100
Lima – Per.	-22,86	9,65	0,64	100	0,62	-7,16	100	0	100
Montevideo – Uru.	-36,58	6,92	0,69	83,33	0,56	-4,47	20	0	66,67
Quito – Ecu.	4,29	1,86	0,76	100	0,8	0,62	100	0	100
Santiago – Chi.	137,9	34,62	0,91	16,67	0,46	31,97	100	0	100
Sao Paulo – Bra.	153,25	21,78	0,93	0	0,29	20,65	100	16,67	83,33
Vitoria – Bra.	-36,77	3,81	0,14	91,67	0,21	-3,66	0	0	50

**Tabla C-3.** Resultados detallados de la validación de nueve parámetros estadísticos basados en la comparación de datos de reanálisis (CAM5) con datos de monitoreo superficial para (a) material particulado y (b) ozono en nueve ciudades de Suramérica para el año 2023 – Enfoque diario para O<sub>3</sub>.

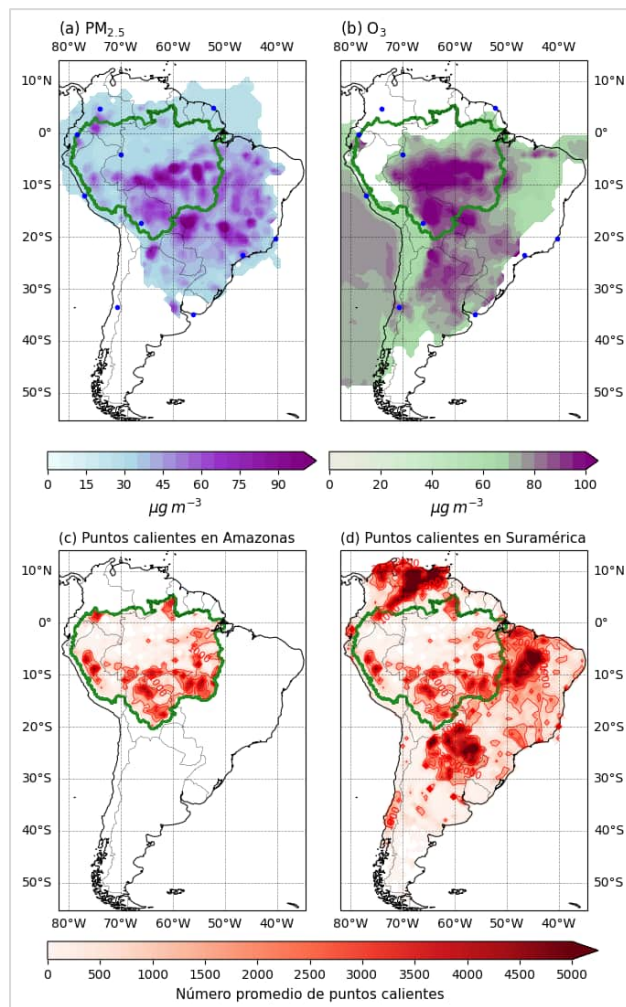
Ciudad	NMB	RMSE	Rho	FAC2	IOA	MB	HIT	FAR	POC
Bogotá – Col.	0,03	6,21	0,4	96,44	0,65	0,01	0	0	100
Cayena – Gua.	43,27	15,92	0,76	90,14	0,6	14,36	100	71,89	44,51
Cochabamba – Bol.	4,05	27,64	0,34	50,14	0,19	0,84	0	100	89,51
Leticia – Col.	0,01	0,01	1,00	100	1,00	0	0	0	100
Lima – Per.	116,21	27,08	-0,19	35,25	0,36	22,14	25	99,29	55,49
Montevideo – Uru.	33,01	15,29	0,46	77,53	0,58	12,25	95,6	64,78	47,27
Quito – Ecu.	-8,01	5,26	0,56	99,73	0,70	-1,81	0	0	98,9
Santiago – Chi.	74,36	27,61	0,66	59,45	0,58	23,39	99	58,71	57,26
Sao Paulo – Bra	25,6	14,56	0,68	99,18	0,71	10,89	96,45	43,6	63,93
Vitoria – Bra.	40,51	18,63	0,66	83,56	0,63	14,77	96,72	55,3	58,9

**Tabla C-2.** Resultados detallados de la validación de nueve parámetros estadísticos basados en la comparación de datos de reanálisis (CAM5) con datos de monitoreo superficial para (a) material particulado y (b) ozono en nueve ciudades de Suramérica para el año 2023 – Enfoque mensual para O<sub>3</sub>.

Ciudad	NMB	RMSE	Rho	FAC2	IOA	MB	HIT	FAR	POC
Bogotá – Col.	0,07	4,31	0,62	100	0,69	0,02	0	0	100
Cayena – Gua.	43,1	14,57	0,98	100	0,52	14,33	100	81,82	25
Cochabamba – Bol.	9,61	11,18	0,31	58,33	0,47	1,99	0	0	91,67
Leticia – Col.	0,01	0	1,00	100	1,00	0	0	0	100
Lima – Per.	122,26	26,39	-0,24	41,67	0,28	23	0	100	58,33
Montevideo – Uru.	34,51	13,03	0,29	91,67	0,45	12,62	100	72,73	27,27
Quito – Ecu.	-8,00	2,86	0,85	100	0,84	-1,81	0	0	100
Santiago – Chi.	73,82	24,55	0,83	58,33	0,6	23,29	100	55,56	58,33
Sao Paulo – Bra.	25,55	11,77	0,82	100	0,7	10,87	100	45,45	58,33
Vitoria – Bra.	40,5	15,29	0,9	100	0,62	14,75	100	66,67	50

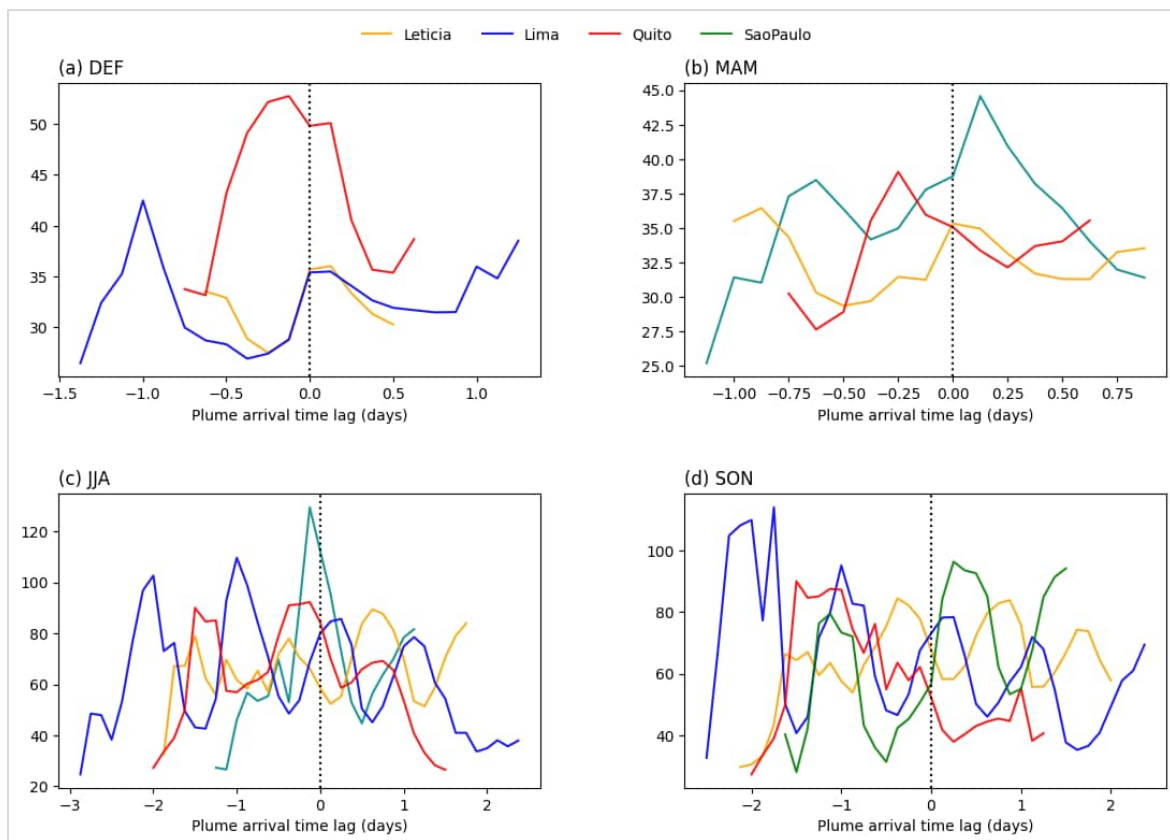
## D. Anexo: Resultados método lagrangiano de trayectorias

**Figura D-1.** Visualización de compuesto de concentración de plumas originadas en la cuenca amazónica para (a)  $PM_{2.5}$  y (b)  $O_3$ , además de la representación espaciotemporal de puntos calientes identificados por FIRMS para el (c) Amazonas y (d) Suramérica.



*Fuente:* Elaboración propia

**Figura D-2.** Representación de la evolución de compuestos de concentración de plumas originadas en la cuenca amazónica para (a)  $PM_{2.5}$  según la temporada.





## Bibliografía

Akimoto, H., & Tanimoto, H. (Eds.). (2023). Handbook of air quality and climate change. Springer Nature.

Alvarado, S. T., & Hantson, S. (2022). Dinámica espacio-temporal de incendios forestales en la región de Los Llanos en Colombia y Venezuela. *Ciencia e Investigación, Universidad de los Llanos*.  
<https://cici.unillanos.edu.co/media/archivos/2023/02/01/ID5609.pdf>

Aragão, L. E. O. C. (2008). Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazon. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498), 1779–1785.  
<https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0026>

Aragão, L. E. O. C., & Shimabukuro, Y. E. (2010). The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science*, 328(5983), 1275–1278.  
<https://doi.org/10.1126/science.1186925>

Aragão, L. E. O. C., Anderson, L. O., Fonseca, M. G., Rosan, T. M., Vedovato, L. B., Wagner, F. H., ... Saatchi, S. (2018). 21st century drought-related fires in Amazonia. *Nature Communications*, 9, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>

Armenteras, D., Rodríguez, N., & Retana, J. (2013). Landscape dynamics in northwestern Amazonia: An assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. *PLOS ONE*, 8(1), e54310.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054310>

Artaxo, P. (2013). Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: From natural biogenic to biomass burning conditions. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 371(2002), 20120006. <https://doi.org/10.1098/rsta.2012.0006>

Artaxo, P., Rizzo, L. V., Brito, J. F., Barbosa, H. M. J., Arana, A., Sena, E. T., ... Rosário, N. E. (2013). Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: From natural biogenic to biomass burning conditions. *Faraday Discussions*, 165, 203–235.  
<https://doi.org/10.1039/c3fd00052d>

- Ballesteros-González, K., Sullivan, A. P., & Morales-Betancourt, R. (2020). Estimating the air quality and health impacts of biomass burning in northern South America using a chemical transport model. *Science of the Total Environment*, 739, 139755. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139755>
- Barlow, J., Berenguer, E., Carmenta, R., & França, F. (2019). Clarifying Amazonia's burning crisis. *Global Change Biology*, 26(1), 319–321. <https://doi.org/10.1111/gcb.14872>
- Barlow, J. B. (2020). Clarifying Amazonia's burning crisis. *Global Change Biology*, 26(1), 319-321. doi:<https://doi.org/10.1111/gcb.14872>
- Casallas, A., Cabrera, A., Guevara-Luna, M.-A., Tompkins, A., Gonzalez, Y., Aranda, J., . . . Ferro, C. (2024). Air pollution analysis in Northwestern South America: A new Lagrangian framework. (P. K. Hopke, Ed.) *Science of The Total Environment*, 1-19. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723059776>
- Casallas, A., Castillo-Camacho, M. P., Sanchez, E. R., González, Y., Celis, N., Mendez Espinosa, J. F., . . . Ferro, C. (2023a). Surface, satellite ozone variations in Northern South America during low anthropogenic emission conditions: a machine learning approach. *Air Qual Atmos. Health*, págs. 16, 745–764. doi:<https://doi.org/10.1007/s11869-023-01303-6>
- Casallas, A., Córdoba, T., Sanchez-Cardenas, L., Guevara-Luna, M. A., & Belalcázar, L. C. (2023b). Understanding the atmospheric characteristics of high polluted events in a tropical megacity. *Rev. EIA Esc. Ing*, págs. 107, 53–65. doi:<https://doi.org/10.17533/udea.redin.20220682>
- Celis, N., Casallas, A., López-Barrera, E. A., Martinez, H., Rincón, C. A. P., Arenas, R., & Ferro, C. (2022). Design of an early alert system for PM2. 5 through a stochastic method and machine learning models. *Environmental Science & Policy*, 127, 241-252.
- CGIAR. (2023). Indígenas de Suramérica tienen el doble de probabilidades de sufrir graves consecuencias sobre su salud debido a incendios forestales. Obtenido de <https://alliancebioiversityciat.org/es/stories/indigenas-suramerica-tienen-sufrir-graves-consecuencias-salud-debido-incendios-forestales>
- Chacón Rivera, L. M. (2015). Efecto de los Incendios forestales sobre la calidad del aire en dos ciudades colombianas. *Repositorio Institucional* , 1-8. Obtenido de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/57067>
- Chai, T., Kim, H. C., Lee, P., Tong, D., Pan, L., Tang, Y., ... & Stajner, I. (2013). Evaluation of the United States National Air Quality Forecast Capability experimental real-time predictions in 2010 using Air Quality System ozone and NO<sub>2</sub> measurements. *Geoscientific Model Development*, 6(5), 1831-1850.

- Chen, Y., Morton, D. C., Jin, Y., Collatz, G. J., Kasibhatla, P. S., & Van der Werf, G. R. (2013). *Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America*. Obtenido de <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.4155/cmt.13.61>
- Chen, Y. R. (2011). Predicting fire season severity in the Amazon based on sea surface temperature anomalies. *Science*, 334(6052), 787-791. doi:10.1126/science.1209472
- Chen, Y., Morton, D. C., Andela, N., Giglio, L., & Randerson, J. T. (2017). How much global burned area can be forecast on seasonal time scales using sea surface temperatures? *Environmental Research Letters*, 12(9), 094023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7e2e>
- Coakley Jr, J. A., & Yang, P. (2014). *Atmospheric radiation: a primer with illustrative solutions*. John Wiley & Sons.
- Coelho, C. A., Cavalcanti, I. F., Costa, S. M., Freitas, S. R., Ito, E. R., Luz, G., ... Nobre, P. (2012). Climate diagnostics of three major drought events in the Amazon and illustrations of their seasonal precipitation predictions. *Meteorological Applications*, 19(2), 237–255. <https://doi.org/10.1002/met.1324>
- Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature*, 421(6926), 913–919. <https://doi.org/10.1038/nature01437>
- Cochrane, M. A. (2009). Climate change, human land use and future fires in the Amazon. *Global Environmental Change*, 19(4), 343–352. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01786.x
- Cochrane, M. A., & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18(3), 311–325. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002237>
- CONAMA. (2020). *Informe Nacional de Calidad del Aire en Chile*. Obtenido de Comisión Nacional del Medio Ambiente, Chile.: <https://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/06/IEMA-2020.pdf>
- Cooper, O. R., Parrish, D. D., Ziemke, J., Balashov, N. V., Cupeiro, M., Galbally, I. E., Gilge, S., Horowitz, L., Jensen, N. R., Lamarque, J. F., Naik, V., Oltmans, S. J., Schwab, J., Shindell, D. T., Thompson, A. M., Thouret, V., Wang, Y., & Zbinden, R. M. (2014). Global distribution and trends of tropospheric ozone: An observation-based review. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 2, 000029. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000029>

- Crippa, M., Solazzo, E., Huang, G., Guizzardi, D., Koffi, E., & Marletta, L. (2023). Biomass burning emissions and their role in air quality and climate. *Atmospheric Environment*, 295, 119517. Obtenido de doi:10.1016/j.atmosenv.2023.119517
- Cusworth, D. H., Mickley, L. J., Sulprizio, M. P., Liu, T., Marlier, M. E., DeFries, R. S., ... & Gupta, P. (2018). Quantifying the influence of agricultural fires in northwest India on urban air pollution in Delhi, India. *Environmental Research Letters*, 13(4), 044018.
- EPA. (2020). *Air Quality Monitoring Methods*. Obtenido de United States Environmental Protection Agency.
- Europea, C. (2015). *Copernicus: Europe's Eyes on Earth*. Obtenido de <https://www.copernicus.eu>
- Fernandes, K. F. (2011). Changes in rain seasonality in the Amazon basin resulting from 2005 and 2010 drought events. *Geophysical Research Letters*, 38(13). doi:<https://doi.org/10.1073/pnas.1302584110>
- Frąckiewicz, M. (2023). *The use of satellites in detecting and monitoring changes in ocean acidity levels*. Obtenido de IAEA: <https://news-oceanacidification-icc.org/2023/04/05/the-use-of-satellites-in-detecting-and-monitoring-changes-in-ocean-acidity-levels/>
- García, J. G. (2007). Evaluación del Riesgo por Contaminantes Criterio y Formaldehído en la Ciudad de México. *Int. Contam. Ambient*, 23(4), 169-175.
- Garreaud, R. D., Vuille, M., Compagnucci, R., & Marengo, J. (2009). Present-Day South American Climate. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.10.032>.
- Hernández, A. J. (2019). Assessment of the impact of biomass burning on air quality in the Colombian Orinoco River Basin. Recuperado de: <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/76979>
- IARC. (4 de Febrero de 2020). *International Agency for Research on Cancer*. Obtenido de World Cancer Report: Cancer Research for Cancer Prevention: <https://www.iarc.who.int/featured-news/new-world-cancer-report/>
- IDEAM. (2019). *Estado de la Calidad del Aire en Colombia*. Obtenido de Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Inness, A., Ades, M., Agustí-Panareda, A., Barré, J., Benedictow, A., Blechschmidt, A. M., & Suttie, M. (2019). The CAMS reanalysis of atmospheric composition. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(6), 3515-3556.
- INPE. (2021). Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil. Obtenido de Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: <https://www.gov.br/inpe/pt-br>

- Jacob, D., & Winner, D. (2020). Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment*, 43(1), 51-63.
- Johnson, T., Brown, P., & Roberts, M. (2021). Remote sensing and environmental monitoring. 15(3), 78-92. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.jrs.2021.07.005>
- Jutz, S. S., & Pérez, M. (2018). Comprehensive Remote Sensing. *Copernicus Program. In E. Universidad Maryland, College Park, MD (Ed.)*, 150–191. doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10317-3>
- Lelieveld, J., Haines, A., Burnett, R., Tonne, C., Klingmüller, K., Münzel, T., & Pozzer, A. (2023). Air pollution deaths attributable to fossil fuels: observational and modelling study. *bmj*, 383.
- Lighty, J., Veranth, J., & Sarofim, A. F. (2000). Combustion aerosols: Factors governing their size and composition and implications to human health. *Air & Waste Management Association*.
- Lobert, J. (1993). Emissions from the combustion process in vegetation. *Fire in the Environment: The Ecological*, ...Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W., & Nobre, C. A. (2008). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319(5860), 169–172. <https://doi.org/10.1126/science.1146961>
- Lovejoy, T. E. (2018). Amazon tipping point. *Science Advances*, 4(2), eat 2340. Obtenido de <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aat2340>
- Méndez-Espinosa, J. F., Belalcázar-Cerón, L. C., Ramírez, O., Morales-Betancourt, R., Rojas, N. Y., & Casallas, A. (2019). Surface ozone in a tropical megacity of South America: Temporal trends and its relation to NOx and meteorology. *Atmospheric Environment*, 218, 117016. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117016>
- Mensink, C., & Jorba, O. (Eds.). (2023). *Air Pollution Modeling and its Application XXVIII*. Springer Nature.
- Mogollón-Sotelo, C., Casallas, A., Vidal, S., Celis, N., Ferro, C., & Belalcazar, L. (2021). A support vector machine model to forecast ground-level PM2.5 in a highly populated city with a complex terrain. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 14(3), 399-409.
- Mollinedo, E. M., Krecl, P., & Targino, A. C. (2023). From lowland plains to the Altiplano: The impacts of regional transport of wildfire smoke on the air quality of Bolivian cities. *Atmospheric Environment*, 315, 120137.
- Morton, D. C. (2008). Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. *Global Change Biology*, 14(10), 2262–2275. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01652.x>

- Nance, J., Hobbs, P., & Radke, L. (1993). Airborne measurements of gasses and particles from an Alaskan wildfire. *Journal of Geophysical Research*.
- NASA FIRMS. (2024). Fire Information for Resource Management System. NASA's Land, Atmosphere Near Real-Time Capability for EOS (LANCE). Disponible en: <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov>
- Nepstad, D. C. (2008). Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. *Conservation Biology*, 20(6), 1595–1603. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00510.x
- New Hampshire Department of Environmental Services (NHDES). (s.f.). State Implementation Plans: Criteria Pollutants. <https://www.des.nh.gov/air/state-implementation-plans/criteria-pollutants>
- Nobre, C. A., Sampaio, G., Borma, L. S., Castilla-Rubio, J. C., Silva, J. S., & Cardoso, M. (2016). Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(39), 10759–10768. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605516113>
- Oighenstein Anderson, L., Aragão, L., Gloor, M., Arai, E., Adami, M., Saatchi, S., . . . Duarte, V. (8 de Septiembre de 2015). Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. *Global Biogeochemical Cycles*, 29(10), 1739–1753. Obtenido de <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2014GB005008>
- OMS. (2023). *Organization, World Health*. Obtenido de [https://www.who.int/es/health-topics/air-pollution#-tab=tab\\_1](https://www.who.int/es/health-topics/air-pollution#-tab=tab_1)
- Peralta, B., Sepúlveda, T., Nicolis, O., & Caro, L. (2022). Space-time prediction of PM2. 5 concentrations in Santiago de Chile using LSTM Networks. *Applied Sciences*, 12(22), 11317.
- PNUD. (25 de Julio de 2018). *ODS en Colombia: Los retos para 2030*. Obtenido de <https://www.undp.org/es/colombia/publicaciones/ods-en-colombia-los-retos-para-2030>
- Prigent, C., & Jimenez, C. (Mayo de 2021). An evaluation of the synergy of satellite passive microwave observations between 1.4 and 36 GHz, for vegetation characterization over the Tropics. *Remote Sensing of Environment*, 18(1), 30-45. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S003442572100064X?via%3Dihub>
- Quintero, P., Sanchez, A., Valbuena, C., Gonzalez, Y., & Larreal, J. (2012). Forest cover and deforestation patterns in the Northern Andes (Lake Maracaibo Basin). 152-163. Obtenido de A synoptic assessment using MODIS and Landsat imagery. *Applied*: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0143622812000719>

- Ray, D. M. (2005). Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecological Applications*, 15(5), 1664–1678. Obtenido de <https://www.frames.gov/catalog/9845>
- Reddington, C. L. (16 de Septiembre de 2015). *Air quality and human health improvements from reductions in deforestation-related fire in Brazil*. Obtenido de Nature Geoscience: <https://www.nature.com/articles/ngeo2535>
- Rondanelli, R., Molina, A., & Falvey, M. (2015). The atacama surface solar maximum. *Bull. Am.Meteorol. Soc.* Obtenido de <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-13-00175.1>
- Samsonov, Y., Koutsenogii, K., Makarov, V., Ivanov , A., McRae, D., Conard, S., & Baker , S. (2005). Particulate emissions from fires in central Siberian Scots pine forest. *Canadian Journal of Forest Research*, Volume 35. Obtenido de <https://cdnsiencepub.com/doi/10.1139/x05-199>
- SDA. (2014). *COMISIÓN DISTRITAL PARA LA PREVENCIÓN Y MITIGACIÓN DE INCENDIOS*. Obtenido de <https://www.ambientebogota.gov.co/conocimiento-del-riesgo>
- SIAC. (2021). *SISTEMA INFORMACION AMBIENTAL DE COLOMBIA*. Obtenido de <http://www.siac.gov.co/inf>
- Seinfeld, J.H. and Pandis, S.N. (2016) *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley & Sons, Hoboken
- Strassburg, B., Brooks T, T., Feltran-Barbieri, R., & al, e. (23 de March de 2017). *Moment of truth for the Cerrado hotspot*. *Nature Ecology & Evolution*. Obtenido de *Nat Ecol Evol* 1, 0099 (2017): <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Ubilla, C., & Yohannessen, K. (Enero-Febrero de 2017). OUTDOOR AIR POLLUTION RESPIRATORY HEALTH EFFECTS IN CHILDREN. *Revista Médica Clínica Las Condes*, 28(1), 111–118. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.rmclc.2016.12.003>
- Van Nes , E. H., Staal, A., Hantson , S., Holmgren, M., Pueyo, S., Bernardi, R. E., . . . Scheffer, M. (2018). Fire forbids fifty-fifty forest. *PLOS ONE*, 13(1). Obtenido de <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191027>
- Veefkind, J. P., Aben, I., McMullan, K., Förster, H., De Vries, J., Otter, G., ... & Levelt, P. F. (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 applications. *Remote sensing of environment*, 120, 70-83.
- Ward, D. E., Susott, R., Kauffman, J. B., Babbitt, R. E., Cummings, D. L., Dias, B., ... & Setzer, A. W. (1992). Smoke and fire characteristics for cerrado and deforestation

burns in Brazil: BASE-B experiment. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 97(D13), 14601-14619.

Wayne, R. (2000). *Chemistry of Atmospheres*. En 3rd ed. Oxford University Press. 775.

Wooster, M. J., Roberts, G. J., Giglio, L., Roy, D. P., Freeborn, P. H., Boschetti, L., & San-Miguel-Ayanz, J. (2021). Satellite remote sensing of active fires: History and current status, applications and future requirements. *Remote Sensing of Environment*, 267, 112694.

Xiao, B.; Tang, C. (2024). Particle dispersion in atmospheric modelling: A comprehensive review. *Applied and Computational Engineering*, 85, 33-43.

Zhang, K., & Batterman, S. (2020). Air pollution and health risks due to vehicle traffic. *Science of the Total Environment*, 450-451, 307-316.

Zhou, W. L., Song, S. L., Hu, X., Zhang, Z. B., Li, P. J., Jiang, J., ... & Jiao, G. Q. (2022). Tropospheric delay correction of VLBI stations for the real-time trajectory determination of the Chang'E-5 spacecraft. *Radio Science*, 57(7), 1-14.