



**UNIVERSIDAD  
DE ANTIOQUIA**

**CARACTERIZACIÓN DE LAS MEDIDAS DE CONFINAMIENTO  
IMPLEMENTADAS POR COVID-19 Y ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA  
DE INCENDIOS FORESTALES REGIONALES SOBRE LA CALIDAD  
DEL AIRE DEL VALLE DE ABURRÁ.**

**Paola Andrea Giraldo Ramírez**

Universidad de Antioquia  
Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental  
Medellín, Colombia  
2021



Caracterización de las medidas de confinamiento implementadas por COVID-19 y análisis de la influencia de incendios forestales regionales sobre la calidad del aire del Valle de Aburrá.

Paola Andrea Giraldo Ramírez

Trabajo de grado como requisito para optar al título de:  
Ingeniera Ambiental

Asesora:  
PhD. Ángela María Rendón Pérez

Universidad de Antioquia  
Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental  
Medellín, Colombia

*A mis padres Teresa y Arnulfo, mi motivación y orgullo  
A mi hermana y sobrinos, Yuri, Mateo y Guadalupe, mi fuerza e inspiración*

## Agradecimientos

¡Este ha sido un gran viaje! Un viaje que me ha sacado de mi zona de confort y ha ampliado no sólo mis conocimientos sino la conciencia de quién era, quién soy, de qué soy capaz y quién seré en un futuro próximo. Muchas, muchas (¡muchas!) personas han hecho esto posible.

Primero que todo agradezco a mis padres y a mi hermana, porque me enseñaron a perseguir mis sueños, gracias por su apoyo incondicional, especialmente en los momentos más difíciles. Su amor y ejemplo siempre guiarán mi vida. Son fuente eterna de inspiración y mi más grande motivación, sin su presencia nada de esto hubiera sido posible, ¡Su existencia hace la mía más feliz! A Angélica, porque aún en la distancia, siempre está.

A mis asesores, Ángela Rendón, Juan José Henao y John Freddy Mejía por creer en mí, por su siempre atenta y amable disposición a escucharme, aconsejarme y corregirme. Agradezco por su constante guía y todos sus aportes en el desarrollo de este trabajo. Las lecciones que obtuve de ellos no tienen precio y siento demasiada gratitud cuando miro hacia atrás, al comienzo de este proceso y veo todas las cosas maravillosas que he aprendido, que van más allá de lo académico. Me inspiran a continuar en este lindo camino de la ciencia.

A mis compañeros y amigos de carrera, por su colaboración y motivación, especialmente a Santiago... no hay muchas palabras que logren describir lo que él ha sido en este proceso: simplemente, agradezco al universo por habernos permitido coincidir.

A mis chicas del team B, infinitas gracias, porque en este último tramo fueron parte fundamental, por su linda compañía en las frías y eternas noches, por su apoyo y ánimo cuando todo parecía confuso y la energía se agotaba.

A mi amada Alma Mater por darme la oportunidad de formarme como persona y profesional, por regalarme un sinnúmero de conocimientos, experiencias y emociones. Por forjar mi carácter y mi pensamiento crítico, por permitirme conocer este pequeño universo.

A los profesores que me guiaron en este hermoso camino y me enseñaron a desarrollar un pensamiento analítico y enfocado en la búsqueda de soluciones a las problemáticas ambientales que aquejan nuestro planeta. Especialmente a esos con gran calidad humana y académica.

A cada una de las personas que me han pasado por mi vida y que de una u otra forma me han enseñado y han hecho de mí el ser humano que hoy soy.

A Dios y a la vida por permitirme estar hoy aquí culminando este hermoso proceso. Este trabajo de grado es un sueño cumplido...

Por último, pero no menos importante a Gaia, mi amor peludo, por absolutamente todo.

## Resumen

El confinamiento establecido por el Gobierno Nacional Colombiano como respuesta a la pandemia por COVID-19 dio la oportunidad de contar con un laboratorio natural para estudiar los efectos de las restricciones sobre movilidad e industria en la calidad del aire del Valle de Aburrá. Inicialmente se hizo una revisión exhaustiva de las normativas de confinamiento implementadas y sus impactos sobre sectores que aportan a la contaminación. Una vez analizada esta información se contrastó con información de la red de calidad del aire y de movilidad de la ciudad, y se halló que las medidas restrictivas implementadas sobre la industria y el parque automotor tuvieron una influencia importante sobre la calidad del Valle de Aburrá. En general se presentaron disminuciones en las concentraciones de contaminantes respecto a los días previos al inicio del confinamiento estricto. Sin embargo, y dado que durante algunos días de confinamiento se registraron altos niveles de concentración de contaminantes y mala calidad del aire, se analizó la influencia de fuentes exógenas de contaminantes como los incendios forestales que tienen lugar en regiones de Colombia y el norte de Suramérica. Para este análisis se involucró información satelital de incendios y se implementaron modelos de circulación atmosférica que posibilitaron modelar el viaje y trayectoria de partículas provenientes de estos incendios. Se implementó el modelo LSPDM (Lagrangian Stochastic Particles Dispersion Model) con resolución espacial de 4 kilómetros para un periodo de 10 días de abril del 2020. Con la implementación del modelo LSPDM se generaron trayectorias (hacia adelante) de partículas, usando como información de entrada las emisiones obtenidas del registro de incendios del sensor VIIRS a bordo del satélite SUOMI-NPP, y campos meteorológicos del modelo WRF, ambos para el norte de Suramérica. Se realizaron 8 experimentos con diferentes alturas de inyección de pluma de contaminantes, con el fin de analizar diferentes posibles trayectorias de las partículas por la atmósfera de la región. Los resultados mostraron que el modelo exhibe una alta sensibilidad a la altura de inyección de la pluma. Para contrastar la información obtenida usando el modelo de trayectorias con información de calidad del aire en el Valle de Aburrá, se utilizó el promedio diario de 7 estaciones de  $PM_{2.5}$ , 5 estaciones de  $PM_{10}$  y  $O_3$ , 2 de  $NO_x$  ( $NO + NO_2$ ) y 1 de  $CO$ . Los resultados muestran que las simulaciones realizadas representaron de forma general la variabilidad en las concentraciones de los contaminantes cuando se aplicó un lag de dos días (se desfazan las series de tiempo, i.e. las observaciones se desplazaron dos días hacia atrás y las simulaciones se desplazaron dos días hacia adelante), con valores de correlación alrededor de 0.82 para todos los contaminantes en todas las alturas de inyección de la pluma. Se resalta

que el PM<sub>2.5</sub> y el PM<sub>10</sub> fueron los contaminantes que mejores correlaciones presentaron. Los aportes de partículas al Valle de Aburrá se dieron desde diferentes regiones dentro del territorio nacional y desde Venezuela. Aunque ahora hay evidencia cualitativa del transporte de contaminantes en largas distancias, es necesario comprender mejor las dinámicas de estos flujos para poder evaluar impactos sobre la calidad del aire y así, poder fortalecer el diseño de estrategias de control y mitigación de manera eficaz entre departamentos e incluso a nivel nacional e internacional. Es de resaltar, que los resultados de este trabajo proporcionan información relevante para avanzar en el entendimiento de la contaminación del aire en escala local y regional, y posibilitan la inclusión de otras fuentes de contaminación en los planes de gestión y emergencia como el PIGECA y el POECA que hasta ahora no involucran de manera protagónica otras fuentes de contaminantes externas al Valle. Más aún, en el contexto de que la estacionalidad de los incendios en la región exhibe fuertes coincidencias con las temporadas típicas de contingencia ambiental en el AMVA.

**Palabras clave:** Calidad del aire, contaminación del aire, zonas urbanas, WRF, Modelo lagrangiano, transporte de contaminantes, incendios.

# Índice General

1. Introducción .....	10
2. Objetivos .....	11
2.1 Objetivo general .....	11
2.2 Objetivos específicos .....	12
3. Marco teórico y estado del arte .....	12
3.1 El problema de la contaminación atmosférica en las ciudades y sus efectos sobre la salud .....	12
3.2 Factores que condicionan la calidad del aire en una ciudad .....	13
3.2.1 Ubicación geográfica y topografía .....	13
3.2.2 Condiciones y fenómenos meteorológicos .....	14
3.2.3 Emisiones .....	15
3.3 Efectos de la pandemia por COVID-19 .....	15
3.4 Sensores remotos .....	16
3.5 Incendios por quema de biomasa .....	17
3.6 Modelación de trayectorias .....	17
4. Datos y métodos .....	18
4.1 Normativa de confinamiento .....	18
4.1.1 Movilidad .....	18
4.1.2 Calidad del aire .....	19
4.2 Implementación del modelo LSPDM .....	20
4.2.1 Información satelital de Incendios y distribución espacio temporal de las emisiones .....	20
4.2.2 WRF .....	21
4.2.3 Modelo Lagrangiano .....	22
5. Resultados y análisis .....	23
5.1 Caracterización de las medidas de confinamiento .....	23
5.2 Implementación del modelo LSPDM .....	25
5.2.1 Distribución espacio temporal de las partículas lagrangianas .....	26
5.2.2 Análisis de sensibilidad del modelo lagrangiano .....	28
5.2.3 Evaluación de las simulaciones .....	30
5.2.4 Identificación de regiones que aportan partículas al Valle de Aburrá .....	33
6. Conclusiones .....	36
7. Bibliografía .....	39
Anexos .....	52
A. Caracterización de la normativa .....	53
B. Discretización de la normativa .....	54
C. Ubicación estaciones de calidad del aire .....	55
D. Serie de tiempo del FRP para todo el dominio 2. ....	56

E. Reducción porcentual del parque automor.....	57
F. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 30 m .....	58
G. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 50 m.....	59
H. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 100 m.....	60
I. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 200 m .....	61
J. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 300 m .....	62
K. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 500 m.....	63
L. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 800 m .....	64
M. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 1000 m .....	65
N. Número de incendios y FRP totales en el período de estudio.....	66

## **Índice de figuras**

Figura 1. Serie de tiempo de intensidad vehicular (febrero-junio) .....	19
Figura 2. Serie de tiempo calidad del aire (febrero-mayo del 2020).....	19
Figura 3. Dominios de modelación, área de interés y distribución espacial de incendios .....	20
Figura 4. Distribución espacio temporal de las plumas simuladas .....	26
Figura 5. Serie de tiempo de partículas sobre del AMVA.....	30
Figura 6. Serie de tiempo de calidad del aire (Abril 10 al 20 del 2020) .....	31
Figura 7. Fuentes de emisión de partículas.....	34

## **Índice de tablas**

Tabla 1. Esquemas de parametrización .....	22
Tabla 2. Número total de normativas por municipio del AMVA .....	24
Tabla 3. Número total de partículas procesadas por simulación.....	29
Tabla 4. Correlaciones de Pearson entre simulaciones y observaciones .....	32

## 1. Introducción

La población urbana del mundo presenta una tendencia creciente, en 1950 alrededor del 30 % de la población mundial vivía áreas urbanas, en la actualidad este porcentaje alcanza un valor del 55 % y se proyecta que para el 2050 sea del 68 % (United Nations, 2018). En América Latina y el Caribe las ciudades con más de un millón de habitantes se ha incrementado de ocho en 1950 a cincuenta y seis en el 2010, y uno de cada tres habitantes de la región vive en estas ciudades (ECLAC, 2012). La acelerada urbanización, trae consigo oportunidades en términos de desarrollo económico, pero también presenta una serie de desafíos asociados a la demanda de recursos, un aumento en las actividades industriales, un incremento del parque automotor y por ende un mayor consumo de combustibles, que tiene como consecuencia una mayor generación de emisiones atmosféricas. Es así como la calidad del aire en los centros urbanos se ha convertido en uno de los problemas ambientales más importantes en la actualidad, dada su correlación directa con la salud humana. Más del 90 % de la población mundial vive en lugares donde se exceden los límites de contaminación del aire establecidos por la OMS (WHO, 2018a). Diferentes ciudades alrededor del mundo presentan graves problemas asociados a la mala calidad del aire (Delhi, Beijing, Madrid, Sao Paulo, New York, entre otras.) (Xu and Zhang, 2020; Garg & Gupta., 2020; Casquero-Vera et al., 2019; Martins et al., 2016) y Colombia no es ajena a esta problemática. Ciudades como Bogotá y Medellín experimentan con frecuencia temporadas de alta contaminación del aire. Estos episodios tienen lugar en ambas ciudades debido al alto crecimiento poblacional, al aumento del parque automotor y una mayor industrialización, que se suman a las condiciones complejas del terreno y la meteorología de la región que favorecen la acumulación de contaminantes en la superficie en algunas épocas del año (Molina-Gómez et al., 2020; AMVA, 2017, Herrera-Mejía & Hoyos, 2019, Roldan-Henao et al., 2020, Henao et al., 2020). En los últimos años Medellín y el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) vienen presentando episodios de contingencia ambiental por problemas de calidad del aire. Estos episodios se presentan en las temporadas de transición de la época seca a la húmeda en los trimestres marzo-abril-mayo y septiembre-octubre-noviembre, y están determinados por altas concentraciones de contaminantes que exceden la normativa nacional vigente y los estándares establecidos por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2005) estos últimos son excedidos todo el tiempo, pero en dichos periodos es aún más crítico.

El material particulado  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$ , en conjunto con otros contaminantes atmosféricos como los óxidos de nitrógeno ( $NO_2$  Y  $NO$ ), el monóxido de carbono (CO) y el ozono ( $O_3$ ), son

conocidos por sus efectos negativos en la salud (Lelieveld et al., 2015; Jacobs et al., 2018). De acuerdo con la OMS (WHO, 2018a) la contaminación atmosférica causa alrededor de 7 millones de muertes en el mundo y se relaciona con múltiples enfermedades cerebrovasculares que ponen en riesgo la salud y la vida, lo que representa un reto para las autoridades ambientales en términos de gestión de la calidad del aire. Estos contaminantes están asociados a diferentes fuentes, en los centros urbanos estas emisiones son atribuidas principalmente a las fuentes fijas (industria) y móviles (vehículos pesados y livianos) (Hitchcock et al., 2014; Kota et al., 2014; Amegah et al., 2017)

La quema de biomasa es uno de los mayores contribuyentes de emisiones gaseosas y de partículas a la atmósfera, con efectos importantes en la composición de la química atmosférica (Lamarque et al., 2010; Parrington et al., 2012). Durante los últimos años y en los episodios de contingencia por contaminación atmosférica en el Valle de Aburrá se ha identificado el relevante papel de los incendios regionales en la calidad del aire (Mendez-Espinosa et al., 2019) sin embargo, la contribución de las emisiones de la quema de biomasa a la calidad del aire local no se conoce bien ni se ha cuantificado.

Este informe está organizado de la siguiente manera. En el capítulo 2 se presentan los objetivos trazados para el desarrollo de la investigación; en el capítulo 3 se describe el marco conceptual que da fundamentos teóricos a este estudio; en el capítulo 4 se ilustra la metodología, el capítulo 5 se analizan y se discuten los resultados, en la sección 5.1 presenta los resultados hallados en la caracterización de la normativa emitida durante el confinamiento. La sección 5.2 muestra los resultados de la implementación del modelo numérico LSPDM. Finalmente, las conclusiones se presentan en el capítulo 6.

## **2. Objetivos**

### **2.1 Objetivo general**

Caracterizar las medidas de confinamiento implementadas por COVID-19 y analizar la influencia de incendios forestales regionales sobre la calidad del aire del Valle de Aburrá.

## **2.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar las medidas de confinamiento sobre la movilidad y el sector industrial y analizar sus efectos sobre la calidad del aire.
- Implementar el modelo lagrangiano LSPDM para representar el transporte de partículas contaminantes provenientes de incendios, en una región al norte de Suramérica.
- Analizar los resultados de las simulaciones de transporte atmosférico a la luz de observaciones de calidad del aire del Valle de Aburrá.
- Identificar regiones que son fuentes exógenas de contaminación atmosférica y que contribuyen a la problemática de calidad del aire en el Valle de Aburrá.

## **3. Marco teórico y estado del arte**

### **3.1 El problema de la contaminación atmosférica en las ciudades y sus efectos sobre la salud**

La contaminación atmosférica en los centros urbanos de todo el mundo es cada vez más crítica, el tráfico vehicular y la actividad industrial son las principales fuentes que contribuyen a esta problemática (Amegah et al., 2017; Colvile et al., 2002; Kota et al., 2014) en este sentido, se genera un deterioro en la calidad de vida de los habitantes y un potencial riesgo sobre la salud. (Kheirbek et al., 2016; Requia et al., 2018). La dispersión de los contaminantes en el aire está condicionada por múltiples factores como las condiciones atmosféricas locales, y las características topográficas y de la superficie, que influyen en el transporte y arrastre de los contaminantes emitidos. (Silva & Arcos, 2011).

Existe una relación muy estrecha entre la mala calidad del aire y distintas afecciones que ponen en riesgo la salud y la vida humanas. Entre las principales enfermedades ocasionadas por la contaminación atmosférica se encuentran derrames cerebrales, cardiopatía, cáncer, enfermedades respiratorias agudas, enfermedades pulmonares obstructivas, entre otras (Poulopoulos, 2016). Según la OMS, 7 millones de personas mueren al año por causas relacionadas con la contaminación atmosférica (WHO, 2018a). Un factor que condiciona los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud es que diferentes tipos de contaminantes causan diferentes afectaciones. Algunos compuestos y elementos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, el benceno, el arsénico, el cadmio y el níquel pueden causar cáncer;

mientras que contaminantes como los óxidos de azufre, ozono, y el dióxido de nitrógeno se asocian con enfermedades cardiovasculares y pulmonares, y el mercurio puede afectar el sistema digestivo, el sistema respiratorio y el sistema nervioso central (Poulopoulos, 2016). Sin embargo, los riesgos de salud por cuenta de la contaminación del aire no son sólo función del contaminante, sino del tiempo de exposición de dicho contaminante (Vallero., 2019). En el Valle de Aburrá se han adelantado una serie de estudios que tratan de vincular la contaminación atmosférica a distintos casos de morbilidad y mortalidad. Entre los estudios epidemiológicos más reconocidos en el Valle de Aburrá relacionados con la calidad del aire se encuentran (Bedoya-Mejía et al., 2018) en el que se presentan evidencias de mortalidad por enfermedades del sistema circulatorio en los municipios del Valle de Aburrá. Por su parte, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá -AMVA- realizó un estudio en conjunto con la Universidad de Antioquia para determinar la influencia de niveles de concentración de PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y O<sub>3</sub> sobre las tasas de mortalidad y morbilidad de la población a través de enfermedades respiratorias y circulatorias, además de evaluar el incremento de las consultas por este tipo de enfermedades en épocas de contingencia (AMVA, 2018).

### **3.2 Factores que condicionan la calidad del aire en una ciudad**

#### **3.2.1 Ubicación geográfica y topografía**

Los niveles de contaminación pueden ser mayores en los centros urbanos ubicados en valles que en aquellos ubicados en planicies debido a la interacción entre los campos de circulación y la superficie. En zonas de llanura o predominantemente planas, un viento moderado suele transportar los contaminantes hacia otras regiones, mientras que, en las zonas como valles o cañones, este transporte se ve limitado por cuenta de las barreras topográficas causando que los contaminantes queden atrapados y recirculando en la baja atmósfera. Es de aclarar, este fenómeno también puede ocurrir en planicies o zonas elevadas en donde las velocidades del viento sean muy bajas. Características del Valle de Aburrá como la topografía irregular que oscila entre 1300 y 2800 m.s.n.m. con una longitud de aproximadamente 60 km y un ancho promedio de 7 km, dan como resultado que en el AMVA las condiciones topográficas jueguen un papel fundamental en los episodios de contaminación limitando el transporte de contaminantes hacia otras regiones.

### 03.2.2 Condiciones y fenómenos meteorológicos

La concentración de contaminantes en la atmósfera está directamente relacionada con las condiciones meteorológicas. Variables como la temperatura, la presión atmosférica, la velocidad y dirección del viento, la humedad relativa, la precipitación entre otras, condicionan la concentración y dispersión de los contaminantes en la atmósfera (Pearce, et al, 2011). Por otro lado, la presencia de aerosoles en la atmósfera también tiene efectos en la cantidad de radiación que llega a la superficie y en la formación de nubes, influenciando variables como la temperatura y la precipitación (Wang et al., 2019; Huong et al., 2019), lo que establece una serie de retroalimentaciones complejas a tener en cuenta en el estudio conjunto de la meteorología y la calidad del aire.

La capa límite atmosférica está definida como una porción de atmósfera en la que se dan flujos turbulentos ocasionados principalmente por los intercambios de momentum, energía y masa entre la superficie y la atmósfera (Yuval et al., 2020). La estructura de esta capa determina la mezcla vertical de los contaminantes atmosféricos (Li et al., 2019). La evolución diurna de la capa límite atmosférica depende principalmente del calentamiento superficial, es decir, la capa límite se desarrolla más en días despejados en comparación con días nublados (Jiménez, 2016), mientras que, en la noche debido a la disminución de radiación incidente, se define una capa estable en la que hay una reducción importante de los flujos en la vertical que puede conducir a la acumulación de los contaminantes en la atmósfera (Li et al., 2019).

En el Valle de Aburrá, se presentan dos épocas al año conocidas como épocas de contingencia y son caracterizadas por la presencia de condiciones meteorológicas adversas que impiden la adecuada dispersión de los contaminantes (AMVA, 2017). Estas condiciones meteorológicas están relacionadas con que en dos temporadas del año, que coinciden con los períodos de transición de la época seca a la húmeda, se da una marcada presencia de nubes de baja altura en dos temporadas del año que coinciden con los períodos de transición de la época seca a la húmeda, y que restringen la cantidad de radiación solar que alcanza la superficie y por lo tanto limitan el desarrollo de la capa de mezcla o capa límite atmosférica (CLA). El limitado desarrollo de la CLA disminuye el transporte de los contaminantes emitidos desde la superficie hacia la alta atmósfera y otras regiones (AMVA, 2017). En este sentido, se han desarrollado múltiples estudios que buscan entender las condiciones meteorológicas del Valle de Aburrá y sus efectos en la calidad del aire. Algunos de estos estudios hablan sobre la capa límite atmosférica (Jiménez, 2016), también se han realizado simulaciones sobre el rompimiento de la inversión térmica bajo distintos porcentajes de área urbana (Rendón et al, 2014), se han

estudiado los acoplamientos de la capa límite atmosférica con el campo de vientos locales (Correa et al., 2009). Además, se ha estudiado la estructura termodinámica de la atmósfera y su relación con la calidad del aire (Isaza, 2018) y de cómo los flujos de aire local y regional influyen en la distribución de contaminantes atmosféricos dentro del Valle (Henao et al., 2020). Por su parte Cuervo, (2017) dedica un capítulo al estudio de la influencia de la estabilidad atmosférica en la calidad del aire.

### **3.2.3 Emisiones**

La emisión de contaminantes es otro factor importante para comprender la problemática de la contaminación atmosférica. Las emisiones provienen de diferentes fuentes, unas dadas por procesos naturales como el polvo de los desiertos, polen de las plantas, emisiones volcánicas y otras como consecuencia de las actividades antropogénicas (EPA, 2019). En los centros urbanos las emisiones de contaminantes son predominantemente de origen antropogénico y son atribuidas principalmente a fuentes fijas (industria) y móviles (vehículos pesados y livianos) (Hitchcock et al., 2014; Kota et al., 2014; Amegah et al., 2017). Los sistemas de monitoreo de la calidad del aire en las ciudades se concentran principalmente en el seguimiento y control de los contaminantes criterio establecidos por la EPA (Environmental Protection Agency) Ozono, Material Particulado, Dióxido de Azufre, Dióxido de Nitrógeno, Plomo y Monóxido de Carbono (EPA, 2015).

### **3.3 Efectos de la pandemia por COVID-19**

En la ciudad de Wuhan en China, se identificó a finales de 2019 una nueva enfermedad de tipo infeccioso denominada COVID-19. Este brote se extendió rápidamente por el mundo convirtiéndose en una emergencia de salud pública que llevó a la Organización Mundial de la Salud a realizar la declaratoria de pandemia mundial el 11 de marzo del 2020 (WHO, 2020). La mayoría de países del mundo, incluido Colombia, cerraron sus fronteras e impusieron fuertes restricciones sobre la movilidad humana, la producción industrial y el tráfico, medidas que tenían como objetivo fundamental prevenir la propagación de la COVID-19. Estas normativas de confinamiento dieron como resultado una disminución considerable en las emisiones de contaminantes en diferentes ciudades del mundo (Dantas et al., 2020; Tobías., 2020; Chauhan et al., 2020). Sin embargo, en medio de las medidas de confinamiento total, en Medellín y los demás municipios del Valle de Aburrá se reportaron algunos eventos con altos niveles de concentración de contaminantes que tuvieron un impacto directo sobre la calidad del

aire del Área Metropolitana. Incendios forestales que tuvieron lugar en la región incrementaron las concentraciones de  $PM_{2.5}$  mientras que la intrusión de arenas del Sahara incrementó las concentraciones de  $PM_{10}$ , generando riesgos adicionales para la salud de la población ([Mendez-Espinosa et al., 2020](#)).

### **3.4 Sensores remotos**

La teledetección satelital de la calidad del aire ha evolucionado de forma importante en los últimos años gracias al desarrollo de la tecnología aeroespacial y aeronáutica. La cobertura espacio-temporal de los satélites les otorga cierta ventaja sobre otros sistemas de medición como las redes de monitoreo terrestre, aunque ambas herramientas son valiosas. Las estaciones en superficie sólo hacen mediciones discretas, sin embargo, tienen el potencial de proporcionar mayor detalle y mayor resolución; por su parte, variables como la nubosidad pueden alterar la exactitud y precisión de los sensores remotos. Los satélites poseen distintos productos útiles para el estudio de la calidad del aire, tales como la profundidad óptica del aerosol (AOD, por sus siglas en inglés. Que indica la cantidad de luz solar directa que partículas como polvo, humo o contaminación, impiden que llegue a la superficie terrestre), detección de incendios, ozono troposférico, aerosoles, dióxido de nitrógeno, monóxido de carbono, etc. Particularmente, el AOD se ha usado en diferentes estudios como un predictor importante para estimar las concentraciones de  $PM_{2.5}$  a nivel global y local ([Bilal et al., 2017](#); [Ma et al., 2014](#); [Zhang & Li, 2015](#)).

La naturaleza espacio-temporal altamente dinámica de los incendios hace que sus emisiones sean difíciles de cuantificar y caracterizar. En este sentido, los satélites se convierten en una herramienta útil capaz de hacerlo en grandes escalas espaciales y temporales, especialmente cuando se requiere de información en tiempo real o casi real. Sin embargo, las limitaciones de las observaciones satelitales y los algoritmos de detección y caracterización de incendios suelen generar errores de omisión (omitir mediciones) y comisión (repetir mediciones) ([Fu et al., 2020](#)), por lo tanto, se ve afectada la precisión y exactitud de las medidas de incendios derivadas de su Poder Radiativo del Fuego, FRP (por sus siglas en inglés) (el FRP se ha usado como proxy del calor total producido por el proceso de combustión ([Ichoku & Ellisson, 2014](#)) y se considera que es proporcional a la tasa de quema de biomasa ([Li et al., 2019](#)). Con base en esto, se generan las emisiones distribuidas espacial y temporalmente para modelos de dispersión.

### 3.5 Incendios por quema de biomasa

La quema de biomasa es uno de los mayores contribuyentes de emisiones a la atmósfera, generando una fracción significativa de la carga atmosférica global de materia particulada (PM), carbono negro (BC), y monóxido de carbono (CO) (Reddington et al., 20200; Li et al., 2019). Estas emisiones impactan la calidad del aire en escalas local, regional y global, es decir, tanto en las escalas del tiempo atmosférico como del clima (Randerson et al., 2006; Schultz et al., 2008). Una fuente importante de emisión de contaminantes son los incendios forestales. Aunque en la actualidad estos incendios son provocados en su mayoría por el hombre (a propósito, o sin querer), el tamaño del fuego y la cantidad de material quemado dependen de factores naturales climáticos y orográficos, y pueden variar drásticamente de un año a otro (Schultz et al., 2008). Por ejemplo, en las llanuras de pastizales del norte de Sudamérica se producen cada año grandes incendios naturales y quemas agrícolas durante la estación seca (de noviembre a abril). Los hallazgos de Mendez-Espinosa et al. (2019) muestran que los incendios generados a cientos de kilómetros pueden impactar las condiciones de calidad del aire en la escala local de centros altamente poblados.

### 3.6 Modelación de trayectorias

Para la modelación de trayectorias se usan modelos receptores y de fuentes para relacionar las emisiones provenientes de unas fuentes con las concentraciones de partículas en otros lugares. Los modelos de receptores comienzan con las características químicas, espaciales y temporales de las mediciones de estaciones en superficie y estiman las contribuciones de las fuentes que podrían reproducir esos patrones (Koracin et al., 2011; Stein et al., 2015). Los modelos de fuentes parten de las tasas de emisión y estiman las concentraciones ambientales en los receptores después de considerar los procesos de transporte, dispersión, deposición y transformación química (Wotawa et al., 2006; Mejía et al., 2019).

Los modelos lagrangianos de dispersión de partículas, LPDM (por sus siglas en inglés) son una herramienta útil para modelar el transporte atmosférico (Lin et al. 2012). Los LPDM rastrean las partículas desde una región de origen hacia adelante, o hacia atrás en el tiempo desde un receptor (ubicación de medición). Cada partícula es transportada por campos de vientos tridimensionales (para modelos estacionarios) o de cuatro dimensiones (para modelos no estacionarios) obtenidos de modelos meteorológicos, más un componente de velocidad turbulento. Estos modelos suelen requerir un gran número de partículas para obtener resultados

estadísticamente sólidos y pasos de tiempo cortos para integrar las ecuaciones de movimiento de las partículas. Sin embargo, los recursos computacionales disponibles en la actualidad hacen perfectamente viable la implementación de estos modelos tanto a aplicaciones en tiempo real, como para simular largos periodos.

## **4. Datos y métodos**

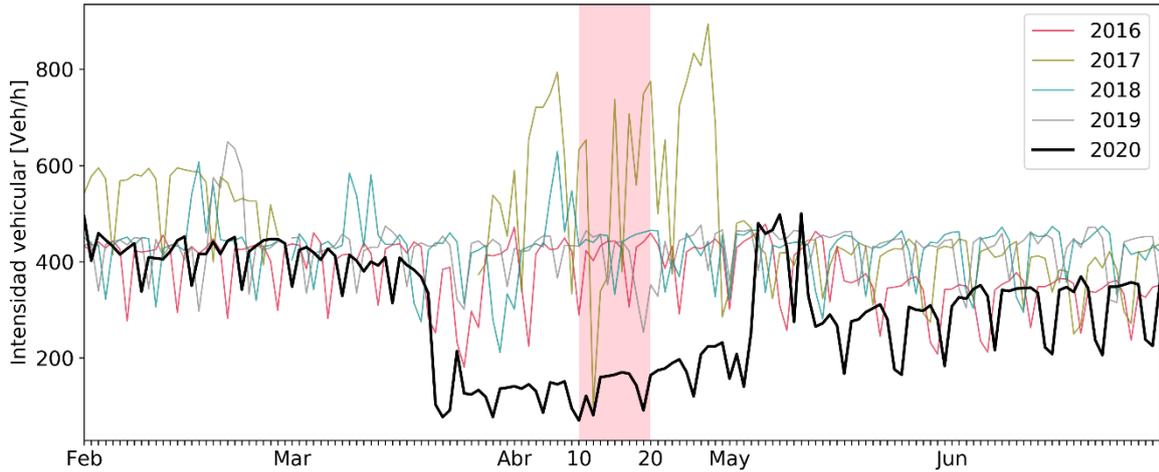
### **4.1 Normativa de confinamiento**

Para el análisis de las normativas de confinamiento se parte de la información publicada en los 10 sitios web de los municipios adscritos al Área Metropolitana del Valle de Aburrá, de la Gobernación de Antioquia y de la Presidencia de la República de Colombia. Se recopilaron todos los documentos con información relacionada con el COVID-19 entre el 16 de marzo y el 17 de agosto del 2020, que fueron ordenados de forma cronológica y finalmente se compararon a fin de identificar las medidas más importantes en términos de movilidad humana, tráfico, industria y comercio, comunes para todo el Valle de Aburrá. Dicha información se consignó en una tabla (anexo A) en la que se discretizó la información por Municipio, Población o sector objetivo, número y resumen de la norma, y las referencias para cada documento.

Cabe destacar que dentro de esta información hay incertidumbres asociadas con la actualización de información en los sitios web oficiales de los municipios ya que, para la fecha de rastreo de los documentos, algunos sitios web no se encontraban actualizados.

#### **4.1.1 Movilidad**

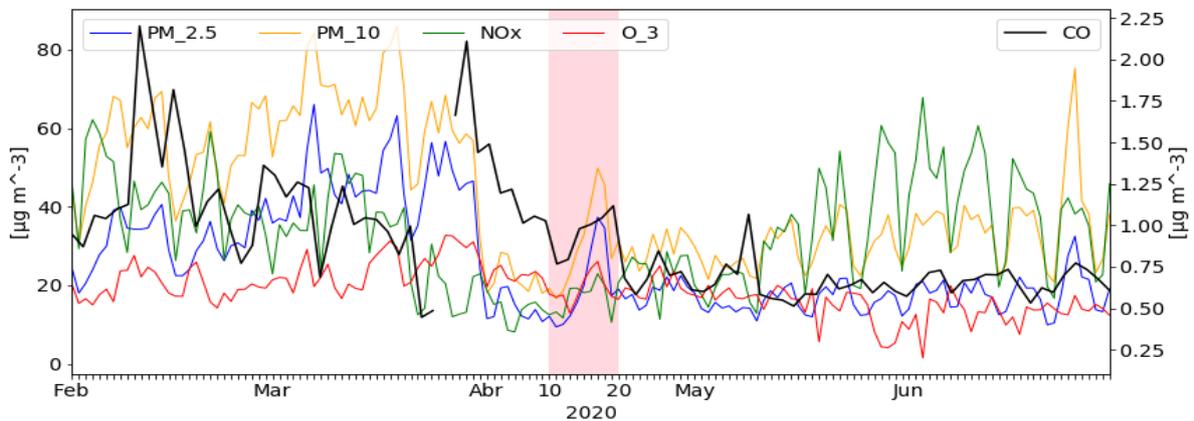
Los análisis para determinar el efecto del confinamiento en la intensidad vehicular promedio involucraron información de tráfico local y movilidad. Se obtuvo además, el promedio diario de la intensidad horaria de vehículos (recuentos de vehículos por hora) derivada de 80 cámaras de circuito cerrado de televisión gestionadas por la autoridad local de movilidad (SIMM; <https://www.medellin.gov.co/simm/>). Las variaciones porcentuales de movilidad entre febrero y junio de 2020 se determinaron tomando como referencia la intensidad vehicular media de febrero a junio en el periodo 2016-2019 (**figura 1**).



**Fig. 1:** Serie de tiempo de la intensidad vehicular promedio de 80 cámaras del SIMM, entre febrero y junio de 2018-2020.

#### 4.1.2 Calidad del aire

La información de calidad del aire se obtuvo de la red de monitoreo administrada por el Sistema de Alertas Tempranas del Valle de Aburrá (SIATA; <https://siata.gov.co>). Se descargaron datos con resolución minutal y se seleccionaron las estaciones que tenían al menos el 75% de los datos, que posteriormente fueron filtrados aplicando los Flags de calidad establecidos por el SIATA. Una vez eliminados los datos malos, se consideraron 7 estaciones de PM<sub>2.5</sub>, 5 de PM<sub>10</sub> y O<sub>3</sub>, 2 de NO<sub>x</sub> y 1 de CO (anexo C). Para los análisis, los datos fueron promediados con resolución diaria (Figura 2).



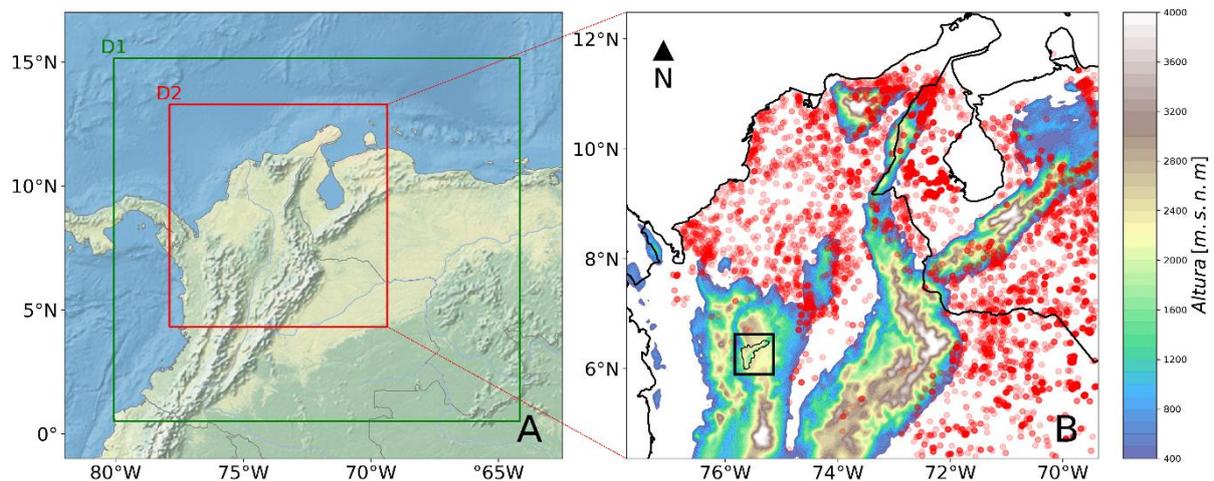
**Fig. 2:** Serie de tiempo de los promedios de todas estaciones seleccionadas entre febrero y mayo del 2020. La leyenda muestra el color para cada contaminante, y la recuadro rosa representa el período de interés entre el 10 y el 20 de abril.

## 4.2 Implementación del modelo LSPDM

Para realizar las simulaciones con el modelo LSPDM (Versión 3), se realiza el siguiente acercamiento metodológico: a). es necesario contar con información de las emisiones distribuida en el espacio y en el tiempo, a partir de esta información se modelan las plumas (altura e intensidad), esto permite identificar el origen de las partículas generadas por los incendios; b). se requieren los campos de vientos para cada paso de tiempo en tres dimensiones (u, v, w) para el modelado de las trayectorias, y finalmente c). Se estima la dispersión y difusión turbulenta de las partículas usando la energía cinética turbulenta TKE (por sus siglas en inglés).

### 4.2.1 Información satelital de Incendios y distribución espacio temporal de las emisiones

Para determinar la cantidad y ubicación de incendios activos en el dominio de interés (D2) (ver Figura 3), se utilizó el producto “estándar” obtenido de VIIRS S-NPP (Schroeder et al., 2014), que cuenta con unas resoluciones temporal y espacial de dos datos diarios (aproximadamente 5:00 y 17:00 UTC sobre la región de interés) y de 375 m, respectivamente. Esta información se descargó del sitio web de incendios para el sistema de gestión de recursos administrado por la NASA (FIRMS, <https://firms2.modaps.eosdis.nasa.gov/download/create.php>), para un período entre febrero del 2016 y junio del 2020. La base de datos con las características de los



**Fig. 3:** Área de estudio. A: ubicación de los dominios de la simulación de WRF. B: Dominio 2 (D2), para las simulaciones del LSPDM, los colores muestran la elevación del terreno en m.s.n.m., los puntos rojos representan la actividad de los incendios entre el 10 y el 20 de abril del 2020 detectada por el sensor VIIRS-SUOMI NPP. El polígono negro muestra el área seleccionada para evaluar la influencia de los incendios regionales sobre el Valle de Aburrá.

incendios incluye información sobre las coordenadas en el centro del pixel, fecha, hora, poder radiativo del fuego (FRP) entre otras, para cada pixel con incendios detectados en el D2.

El producto seleccionado (estándar) es producido por el sistema virtual de la NASA, Land, Atmosphere Near real-time Capability for EOS (Earth Observing System) (LANCE) y está disponible en la plataforma después de 3 meses de la medición. La información es reprocesada para mejorar su calidad a través de corrección de errores de geolocalización, de comisión u omisión, entre otros (Schroeder et al., 2014), además agrega una categoría “type” que permite seleccionar específicamente los presuntos incendios de vegetación. En este estudio se tuvieron en cuenta sólo los datos con confianza nominal y alta, que tienen un nivel de confianza entre el 30 % - 80 % y entre 80 % - 100 % respectivamente. Con esta información se graficó la serie de tiempo para el FRP (ver anexo D).

Finalmente, el FRP es una característica del fuego que se ha relacionado directamente con el calor total producido por el proceso de combustión (Ichoku & Ellisson, 2014) y se considera que es proporcional a la tasa de quema de biomasa (Li et al., 2019). Con base en esto, se generan las emisiones distribuidas espacio temporalmente para el período de estudio seleccionado (10 al 20 de abril del 2020). Se hace un remuestreo de la información para que coincida con la malla del D2 (4 km \* 4 km), y a partir de un análisis de superposición se suma el FRP. Esta información es asignada al centroide del píxel y aproximada a la hora de medición más cercana (05:00 ó 17:00 UTC). Dos consideraciones se involucran en los análisis: a). cada incendio se deja emitiendo durante 12 horas y b). no se tiene en cuenta el ciclo diurno del fuego. Posterior a este procesamiento, la información es almacenada en un archivo tipo netCDF compatible con el formato de entrada del modelo lagrangiano.

#### **4.2.2 WRF**

En este estudio se utilizaron resultados del modelo numérico de predicción meteorológica WRF como información meteorológica de entrada para el modelo lagrangiano. Esta información fue suministrada por John Fernando Mejía Valencia. Se usó la versión V4.1.1 de WRF alimentado con datos del reanálisis climático ERA5 cada 3 h, con una configuración de dos dominios anidados (Ver figura 3). El dominio exterior (D1) con una resolución espacial de 12 km x 12 km y el dominio interno (D2) con 4 km x 4 km. La resolución vertical del modelo incluye 38 niveles. Los esquemas de parametrización usados se resumen en la tabla 1. Las variables

calculadas entre las 00:00 del 10 de abril y las 00:00 del 20 de abril del 2020 se obtuvieron a intervalos de una hora.

**Tabla 1:** Esquema de parametrización utilizada en la simulación de WRF.

Proceso	Esquema
Microfísica	Thompson (Thompson et al., 2008)
Radiación de onda larga	RRTM (Mlawer et al., 1997)
Radiación de onda corta	Dudhia (Dudhia, 1989)
Superficie	Monin-Obukhov janjic (Janjic, 2001)
Superficie terrestre	Noah-MP model (Niu et al., 2011)
Cumulus	Grell-Devenyi (Grell & Devenyi, 2002)
Capa límite	Mellor Yamada Janjic (Eta) (Janjic, 1994)

#### 4.2.3 Modelo Lagrangiano

Para poder evaluar la influencia de las emisiones producidas en la región por quema de biomasa sobre la calidad del aire del AMVA, se implementó un modelo para simular el transporte de partículas emitidas por los incendios. El LSPDM (Lagrangian Stochastic Particle Dispersion Model) desarrollado en el Desert Research Institute (Mejia et al., 2019) se adaptó a la configuración del modelo WRF (para D2), el modelo integra, además, una malla de emisiones con resolución de 4 km x 4 km. Las trayectorias hacia adelante de las partículas están basadas en Thomson (1987) para la separación del flujo en un campo de viento medio y una fluctuación de la velocidad turbulenta (advección más difusión turbulenta). Se obtiene una velocidad de trayectoria para cada partícula mediante la suma de la velocidad euleriana media del punto de la malla y una perturbación de la velocidad en la escala de la submalla. Los campos de viento medio en cada paso de tiempo se obtienen de WRF, utilizando una interpolación lineal entre los incrementos de tiempo de 60 minutos de la salida del modelo (descrito en la sección anterior). Las fluctuaciones turbulentas se determinan utilizando la WRF-TKE a escala de submalla (de la parametrización de PBL) y un generador de números aleatorios con media cero y varianza igual al paso de tiempo  $dt$  (Thomson, 1987).

Para la libración de las partículas variables en el espacio-tiempo (descritas en la sección 4.2.1) se usa un procedimiento de “etiquetado” sobre cada partícula para identificar el origen y fecha de emisión ( $x_0, t_0$ ). Lo anterior permite identificar la relación entre la fuente de emisión y la región de interés. Los campos de emisiones se interpolan linealmente cada  $dt$  (90 s) a partir de

las emisiones horarias. Las partículas son liberadas desde el centro de cada pixel que contiene una emisión, estas partículas se liberan a diferentes tasas, para esto se desarrolló un histograma de 10 clases igualmente espaciadas, siguiendo [Mejía et al. \(2019\)](#) y [Henao et al. \(2020\)](#). Por ejemplo, en cada  $dt$ , la función de inyección, libera  $1 \times n$  partículas de un pixel con emisión, cayendo en la primera clase del histograma;  $2 \times n$  partículas para un pixel emisor que cae en la segunda clase, y así sucesivamente para liberar  $10 \times n$  partículas para esos pixeles de la malla en la clase 10 del histograma.  $n$  se fijó en 10 durante el período de integración. Este límite superior de la función de inyección de partículas de las emisiones es en cierto modo arbitrario, pero constituye un compromiso entre la carga computacional de un gran número de partículas y la solidez estadística de las estimaciones del número de partículas a favor del viento. En este ejercicio de modelación no se tomó en cuenta la deposición húmeda ni la seca por gravedad.

## **5. Resultados y análisis**

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos de la implementación del modelo lagrangiano para estudiar el efecto de los incendios regionales por quema de biomasa, sobre la calidad del aire en el Valle de Aburrá, durante el periodo de confinamiento estricto decretado por el gobierno nacional en respuesta a la pandemia por COVID-19.

El período de análisis seleccionado para este estudio está comprendido entre el 10 y el 20 de abril del 2020. Para la selección de estos días se tuvo en consideración que las medidas restrictivas fueran estrictas y que la actividad de incendios fuera elevada, con el fin de poder realizar un análisis cuidadoso de la influencia de los incendios sobre la calidad del aire del Valle de Aburrá y la región.

### **5.1 Caracterización de las medidas de confinamiento**

En Colombia el primer caso por COVID-19 fue reportado en Bogotá el 6 de marzo del 2020 y el 17 de marzo se declaró el “Estado de Emergencia” por la Presidencia de la República, a través de la Resolución 844 del 2020. El 25 de marzo las autoridades Nacionales decretaron el confinamiento estricto en todo el país ([Presidencia de la República, 2020](#)), aunque en Antioquia esta medida había sido decretada por la Gobernación desde el día 20 del mismo mes.

Entre el 16 de marzo y el 17 de agosto del 2020 se emitieron un total de 204 documentos entre los que se encuentran, resoluciones, decretos, y circulares, a través de las cuales se adoptaron medidas temporales de restricción sobre sectores como el transporte, comercio, industria y

población. En la Tabla 2 se relaciona el número de documentos expedidos por cada uno de los municipios del Área Metropolitana. En términos generales las medidas buscaban evitar la propagación del virus; mantener activos y funcionales los servicios de salud y los sistemas sanitarios fundamentales; dar orientaciones para las escuelas, instituciones y centros de trabajo; mantener las cadenas de producción y comercio más importantes activas; mantener la planificación y abastecimiento de productos esenciales; incentivar el cuidado y compromiso de la comunidad; propender al control sobre aglomeraciones en reuniones masivas, además de dar instrucciones para movilización de personal autorizado, entre ellos el personal gubernamental y de salud.

**Tabla 2:** Número de normativas expedidas por cada municipio del AMVA.

<b>Municipio</b>	<b>Total Normativas</b>
Barbosa	20
Bello	19
Caldas	17
Copacabana	22
Envigado	14
Girardota	9
Itagüí	14
La Estrella	21
Medellín	38
Sabaneta	30
<b>TOTAL</b>	<b>204</b>

Durante el análisis de la información, se encontró que las acciones no siempre estuvieron coordinadas entre los mandatarios locales. Se establecieron cambios en promedio semanales y en temas de movilidad humana se utilizaron distintos criterios para establecer las restricciones. Las personas tenían permitido salir de acuerdo con el último número de su cédula lo que dificultó el transporte por el territorio incluso estando dentro de las excepciones establecidas, (varió entre 2 y 10 dígitos). Para mayor detalle en esta información ver anexos A y B. En el anexo B se presenta con detalle el número de dígitos de cédula restringidos para cada uno de los 10 municipios del AMVA. Si bien no se estableció un pico y placa para los vehículos, las medidas implementadas sobre la población llevaron a reducciones de un 70% en promedio en la intensidad vehicular para todo el AMVA (anexo E).

En temas económicos, se dio una parálisis de los grandes sectores económicos y de la mayoría de industria manufacturera (transporte, comercio, textil, cuero, papel, metales, el sector de la construcción, hotelería y turismo, ocio y entretenimiento, restaurantes) y de servicios, exceptuando las farmacias, atención médica, oferta y distribución de productos de primera necesidad, los bancos y la seguridad privada; dando como resultado una pérdida importante de empleos formales e informales, que para finales del 2020 se estimó un promedio de 83000 para el Valle de Aburrá ([Universidad de Antioquia, 2020](#))

Dado que las acciones implementadas restringieron en un gran porcentaje las interacciones sociales y las actividades socioeconómicas, particularmente la reducción dramática del uso del vehículo y de la actividad industrial, se dio como resultado reducciones importantes en las concentraciones de contaminantes atmosféricos como puede observarse en la figura 2. [Mendez-Espinosa et al., \(2020\)](#) también reportó disminuciones de las concentraciones durante el confinamiento en el Valle de Aburrá. Sin embargo, la figura 2 permite identificar que hubo días en los que las condiciones de calidad del aire no fueron favorables aun cuando las medidas aplicadas fueron estrictas. En este sentido y del análisis de la información de calidad del aire, se estableció que, dadas las medidas restrictivas de movilidad durante el confinamiento, no era posible explicar los niveles de concentración de contaminantes atmosféricos durante esos días a partir de las emisiones producidas al interior del AMVA. Este resultado sirvió como motivación para realizar la búsqueda de factores externos que tuvieron influencia sobre la calidad del aire del AMVA en esos días específicos. De la búsqueda en diferentes fuentes de información, se identificó para el período de interés una fuerte actividad de incendios en regiones del *este* de Colombia y Venezuela. (Ver figura 3).

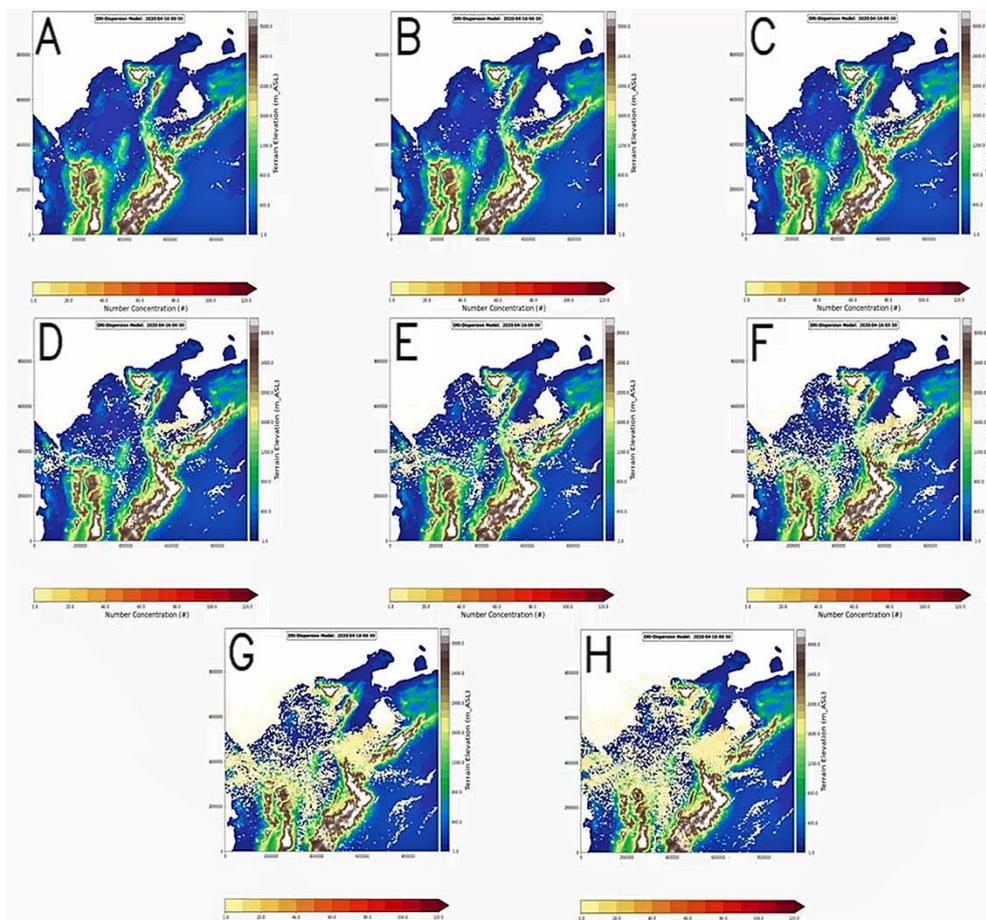
## **5.2 Implementación del modelo LSPDM**

La figura 3 muestra el patrón espacial de los incendios en el dominio de estudio entre el 10 y el 20 de abril del 2020. En este período VIIRS detectó un total de 35649 incendios, de los cuales 30761 presentaron confianza nominal o alta, que fueron los considerados para el estudio. Los días de mayores registros se presentaron entre el 13 y el 16 de abril, con un total de 17256 incendios, sin embargo, el FRP más alto se registró el día 14 con 52051 Megavatios dado por 4865 incendios (Ver anexo N) conteos de incendios con confianza nominal y alta y de la suma total de FRP para cada día)). La quema de biomasa se produce principalmente en el Norte de Suramérica con mayores concentraciones de puntos calientes hacia la zona norte de Venezuela. A partir de las emisiones generadas por estos incendios se realizaron ocho

experimentos de modelación, con el fin de hacer un análisis de sensibilidad del modelo para diferentes alturas de inyección de la pluma a 30, 50, 100, 200, 300, 500, 800 y 1000 m.

### 5.2.1 Distribución espacio temporal de las partículas lagrangianas

La distribución espacio temporal de las partículas simuladas por el modelo LSPDM es presentada en la figura 4 (ver animación). La composición individual de las plumas es el resultado de la suma de las partículas liberadas en cada incendio y que son derivadas de la categorización en 10 clases mencionada anteriormente. Normalmente la altura vertical final que alcanzan las columnas de humo está controlada por la estabilidad termodinámica del entorno atmosférico y por el flujo de calor superficial liberado por el fuego. Sin embargo, en cada simulación de este estudio se le asignó la misma altura de inyección de la pluma para todos los incendios, independientemente del tamaño de estos y de las condiciones atmosféricas.



**Fig. 4:** Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para unas alturas de inyección de A) 30 m B) 50 m, C) 100 m, D) 200 m, E) 300 m, F) 500 m, G) 800 m, H) 1000 m.

(animación disponible en: <https://youtu.be/o38vrTzdEZE>)

La figura 4 permite identificar que a medida que la altura de inyección aumenta, también aumentan el número de partículas transportadas siendo los paneles G y H, (que corresponden a alturas de inyección de 800 y 1000 m) en los que mayores concentraciones de partículas se observan. Además, se puede observar que en los 3 primeros paneles correspondientes a 30, 50 y 100 metros el número de partículas no varía de forma importante; del mismo modo ocurre para los paneles de la segunda (200, 300 y 500 m) y tercera fila (800 y 1000 m). Las mayores concentraciones de partículas se encuentran ubicadas hacia la región suroccidental del Golfo de Maracaibo, el norte de la Cordillera Oriental (sobre la Serranía del Perijá, límite entre Colombia y Venezuela), en el flanco oriental de la Cordillera de Mérida, sobre la Serranía del Darién (límite entre Colombia y Panamá) y en los Llanos bajos occidentales de Venezuela (ver figura 4 y anexos F-M).

El relieve juega un papel importante sobre la dinámica de los vientos. En ese sentido, la advección comprende el movimiento de las partículas lagrangianas impulsadas por el viento que al encontrarse con barreras orográficas pueden colisionar, cambiar de dirección o aumentar su velocidad gracias a la canalización de los vientos en ciertas regiones. Estos efectos pueden apreciarse con detalle en el panel E (figura 4); donde la orografía obliga a las partículas a desviarse por efecto de los dos sistemas montañosos que se encuentran al norte de Colombia.

La región de interés está localizada en la región ecuatorial, que se caracteriza por la influencia de la ZCIT (Zona de Convergencia Intertropical) y los vientos Alisios. Estas condiciones vez favorecen la formación de dos corrientes superficiales de chorro que afectan al norte de Suramérica: El Chorro del Chocó (Poveda et al., 2014) y el Chorro del Caribe (Amador, 2008). Estos procesos que se dan en escalas sinópticas modulan la dirección y velocidad del viento, favoreciendo así el transporte a través de la advección de partículas sobre la región. Serna et al. (2018) presenta la climatología de los vientos de la región entre 1979-2016, para el trimestre marzo, abril y mayo, allí se evidencia que para el norte de Suramérica y particularmente para Colombia y parte de Venezuela, se alcanzan velocidades de hasta  $8\text{ms}^{-1}$ , y con direcciones predominantemente del este y levemente curvadas hacia el sur, lo que podría explicar el movimiento típico de las plumas simuladas.

La altura de inyección de la pluma es un factor fundamental que puede definir entre otras cosas, la dispersión de las partículas, sus trayectorias y su impacto ambiental. La animación de la figura 4 muestra que cuando la inyección de la pluma sucede más cerca de la superficie las partículas tienden a desplazarse distancias más cortas, mientras que para las alturas de

inyección más altas se da una mayor propagación espacial. Las partículas que son liberadas cerca de la superficie y dentro de la PBL (Planetary Boundary Layer) en general alcanzan velocidades y distancias menores, ya que para estos niveles la rugosidad y los procesos turbulentos disminuyen la velocidad del viento y por tanto se limita el transporte de partículas, mientras que las partículas que alcanzan alturas sobre la capa límite, en la atmósfera libre, tendrán mayores velocidades, alcanzan mayores distancias y permanecerán más tiempo en el ambiente (Paugam et al., 2016; Val Martin et al., 2018).

### 5.2.2 Análisis de sensibilidad del modelo lagrangiano

El análisis de sensibilidad de la altura de inyección de la pluma se calculó usando 8 niveles, 3 muy cercanos a la superficie (30, 50 y 100 m), 3 de mediana altura (200, 300 y 500 m) y dos con alturas mucho mayores (800 y 1000 m). Al cambiar la altura de inyección se presenta una influencia directa sobre el número de partículas procesadas. Para todas las simulaciones se usó el mismo conjunto de datos meteorológicos y de emisiones.

Las variaciones porcentuales consignadas en la tabla 3 muestran que para los niveles 2 y 3 (50 y 100 respectivamente) no hay una variación importante en el número total de partículas respecto al primer nivel, mientras que para los siguientes niveles 200, 300, 500, 800 y 1000 m, se alcanzan diferencias de 270%, 367%, 526%, 681% y 769% respectivamente. Por ejemplo, para el nivel de 30 metros se procesó un total de 3'188.738 partículas, mientras que para 1000 metros fueron 24'515.403. Es importante mencionar que esta diferencia de partículas tiene varios factores asociados, en primer lugar, el modelo cuenta con un generador de partículas estocástico que tiene como función simular la difusión turbulenta, y que tiene una componente negativa en la vertical, es decir, es posible que se pierdan algunas partículas debido a que pasan por debajo del nivel del suelo, y por lo tanto deben ser removidas por el modelo. Si bien no se tuvo en cuenta la deposición húmeda y seca por efectos de la gravedad (sedimentación) sí se consideró la deposición seca por turbulencia causando remoción de partículas. En el mismo sentido, la topografía que también actúa como barrera elimina algunas de las partículas. Finalmente, algunas partículas se pierden cuando salen del dominio de modelación. De acuerdo con lo anterior, es posible pensar que para los niveles más bajos hay una importante remoción de partículas por acción de la orografía y del generador estocástico, que da lugar a partículas por debajo del nivel del suelo. Dada la componente estocástica del modelo, en cada simulación para una misma altura de inyección de pluma se pueden obtener diferente número de partículas procesadas.

**Tabla 3:** Número total de partículas procesadas para cada simulación en el dominio 2 y para diferentes volúmenes seleccionados sobre un polígono que contiene el Valle de Aburrá.

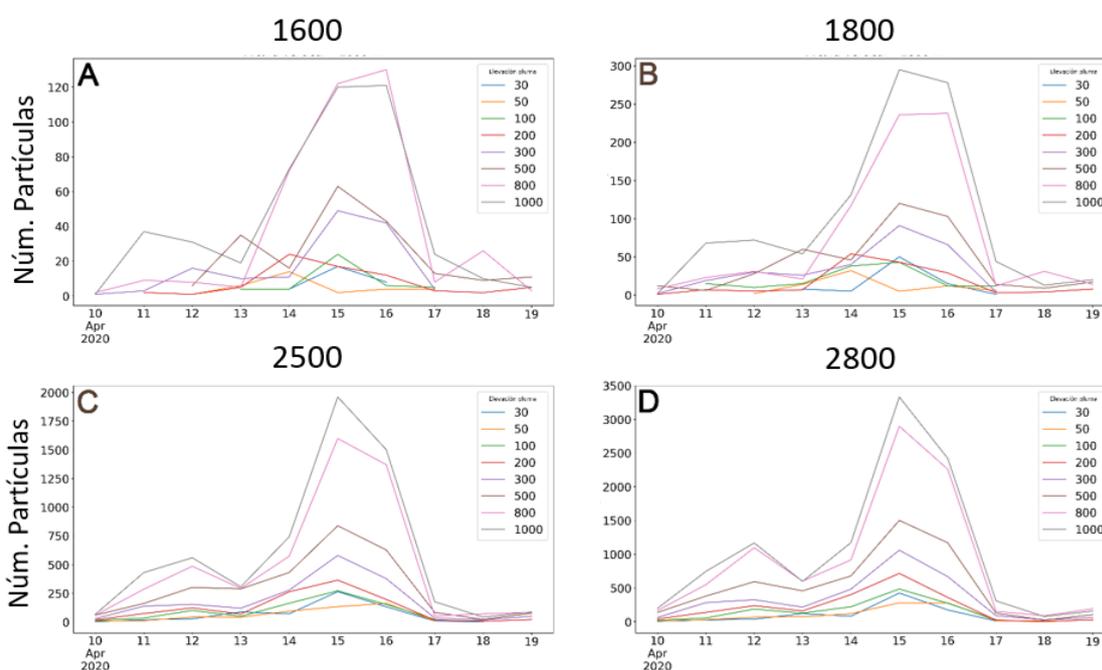
Elevación de la pluma (m)	Total de partículas procesadas D2	% de emisión de partículas respecto a 30 m	Altura sobre el AMVA (m.s.n.m.)				
			Total	1600	1800	2500	2800
30	3188738	100%	2784	31	82	622	898
50	3780551	119%	3703	31	72	517	917
100	5422151	170%	4995	56	145	818	1413
200	8607717	270%	7647	71	161	1158	2119
300	11707837	367%	11790	142	289	1783	3285
500	16768121	526%	19667	205	415	2895	5180
800	21727275	681%	29443	385	731	4878	8927
1000	24515403	769%	34932	441	977	5880	10184

Las suposiciones iniciales con las que se hacen las simulaciones aportan incertidumbre extra a la cantidad de partículas procesadas ya que independientemente de la magnitud e intensidad del incendio, se establece una altura de inyección de la pluma uniforme. Lo anterior puede generar, por ejemplo, que las partículas de incendios pequeños, que normalmente no alcanzarían a ascender por boyancia sean transportadas largas distancias dependiendo de la altura de inyección. Además, al considerar que cada incendio permanece activo durante 12 horas y por lo tanto emite continuamente, es posible inducir a una sobreestimación del número total de partículas. También es importante considerar que las emisiones ingresadas tienen incertidumbre asociada a los satélites. En principio el rango de detección del sensor (incendios muy pequeños pueden no ser detectados por su baja emisividad), la nubosidad, el ángulo de escaneo y la frecuencia de medición (dos mediciones diarias sobre la región de estudio) pueden llevar a errores de omisión o comisión.

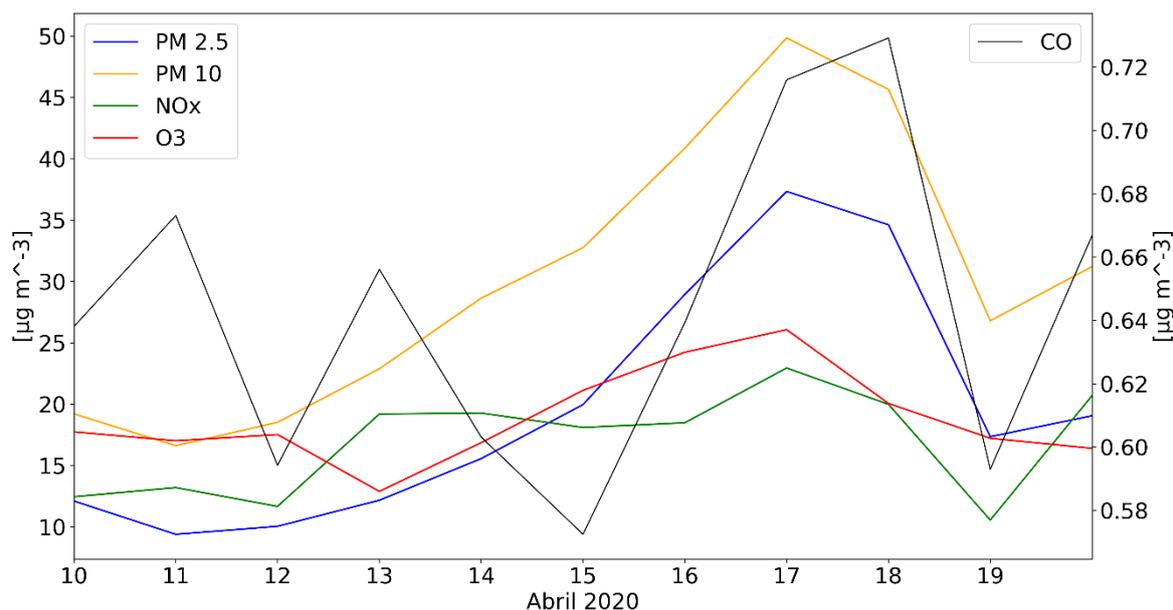
El modelo de dispersión exhibe en general una alta sensibilidad a la altura de inyección de la pluma, particularmente cuando esta se da dentro de la PBL o en la atmósfera libre (Val Martin et al., 2018). Sin embargo, este cálculo resulta complejo debido a que la altura de inyección depende principalmente del flujo de calor generado por el incendio, la estabilidad atmosférica y el grado de arrastre del viento (Kahn et al., 2007). También puede variar de acuerdo con la ubicación geográfica, el tipo de vegetación y la estacionalidad (Val Martin et al., 2018). Es posible establecer entonces que el modelo LSPDM exhibe una alta sensibilidad a este parámetro.

### 5.2.3 Evaluación de las simulaciones

Para el polígono seleccionado (figura 3) se establecieron 4 alturas sobre el nivel del mar, 1600, 1800, 2500 y 2800 m (páneos A, B, C y D respectivamente), con el fin de obtener el número de partículas que pasaron por cada volumen para cada día. Esta simplificación en la vertical se hace con el fin de considerar las partículas que tienen mayor probabilidad de influir directamente en la calidad del aire en la región de interés, ya que entre más elevadas se encuentren más fácil serán removidas por los vientos. La serie de tiempo presenta la variabilidad temporal del número de partículas para cada volumen y para cada altura de inyección de la pluma (figura 5). Los páneos A y B exhiben una mayor variabilidad entre las diferentes alturas de inyección, mientras que el C y el D presentan menor variabilidad y unos picos más pronunciados. Sin embargo, las diferencias fundamentales se ven esencialmente en el número total de partículas, a mayor altura en la vertical, mayor número de partículas pasan sobre el AMVA (ver tabla 3). Se observa que entre el 10 y el 13 de abril, y 17 y 19 todas las alturas de inyección aportan cantidades similares en cada volumen, mientras que para los días



**Fig 5:** Serie de tiempo diaria para el número de partículas que pasan a través de un volumen que contiene el Valle de Aburrá y que está limitado en la altura en 4 niveles (A) 1600 m.s.n.m. (B) 1800 m.s.n.m. (C) 2500 m.s.n.m. (D) 2800 m.s.n.m. Cada línea dentro de la serie representa una altura de inyección de la pluma. Azul para 30 m, naranja para 50 m, verde para 100 m, rojo para 200 m, violeta para 300 m, marrón para 500 m, fucsia para 800 m, y gris para 1000m.



**Fig. 6:** Serie de tiempo diaria para las concentraciones promedio de las estaciones de calidad del aire del SIATA, de PM<sub>2.5</sub> (azul), PM<sub>10</sub> (amarillo), NO<sub>x</sub> (verde), O<sub>3</sub> (rojo) y CO (negro) entre el 10 y el 20 de abril del 2020.

14 a 16 se dan mayores picos de partículas. Se resaltan las alturas de inyección de 800 y 1000 m (series fucsia y gris en figura 5) que presentan unos valores muy elevados respecto al resto de alturas de inyección.

Al comparar la información de la figura 5 con las mediciones de las estaciones de calidad del aire graficadas en la figura 6, se observan patrones similares, pero con desfase en los picos más altos. La tabla 4 presenta las correlaciones de Pearson entre los conjuntos de datos simulados y los observados. Las correlaciones entre los conjuntos de datos para todas las variables presentan unos valores en general muy bajos, casi todos por debajo de 0.4. Una vez evaluados los conjuntos con un lag de un día, estas correlaciones aumentan de manera importante. Por ejemplo, el PM<sub>2.5</sub> alcanza correlaciones cercanas al 0.7 cuando la pluma es inyectada a 800 m. En general, para las alturas de inyección por encima de 500 m se mejoran de manera importante las correlaciones para casi todos los contaminantes, a excepción del CO. Cuando se analiza de manera independiente el contaminante CO con un lag de 2 días la correlación aumenta de manera significativa, alcanzando valores de hasta 0.93 y con un mínimo de 0.64.

La importancia de limitar el conteo de partículas para ciertas alturas se ve reflejada cuando se comparan las correlaciones que presentan las variables si se considera toda la columna vertical. Al comparar los valores para el lag 2 cuando se considera toda la vertical, las correlaciones no

superan el 0.57 mientras que para un límite de 2800 m.s.n.m. se dan correlaciones de hasta 0.94. En promedio las correlaciones para todas las alturas de inyección de la pluma con todas las variables de calidad del aire son de 0.82, siendo el PM<sub>2.5</sub> y el PM<sub>10</sub>, los que mayores valores alcanzan, con correlaciones de hasta 0.94. Dado que estos dos (PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>) son contaminantes criterio del AMVA, la detección de este tipo de aportes exógenos permite fortalecer la gestión en tanto que se prevenga, mitigue o controlen los efectos directos sobre la calidad del aire y sobre salud humana.

**Tabla 4:** Correlaciones de Pearson entre los datos simulados y las observaciones, para las diferentes alturas de inyección de la pluma y las diferentes variables de calidad del aire consideradas: PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> y CO.

Elevación de la pluma	TODA LA VERTICAL			1600 m.s.n.m			1800 m.s.n.m			2500 m.s.n.m			2800 m.s.n.m		
	PM25	PM25 LAG1	PM25 LAG2	PM25	PM25 LAG1	PM25 LAG2	PM25	PM25 LAG1	PM25 LAG2	PM25	PM25 LAG1	PM25 LAG2	PM25	PM25 LAG1	PM25 LAG2
30		0.28	0.32											0.46	0.83
50	0.21	0.35	0.38										0.08	0.63	0.94
100			0.34												0.89
200	0.25	0.40	0.41				-0.02	0.40	0.85	-0.02	0.40	0.85	-0.15	0.38	0.87
300	0.22	0.37	0.40			0.88			0.92			0.92	-0.06	0.47	0.89
500	0.23	0.39	0.41				0.06	0.59	0.93	0.06	0.59	0.93	-0.08	0.49	0.91
800	0.23	0.39	0.41	0.26	0.68	0.95	0.19	0.66	0.95	0.19	0.66	0.95	-0.01	0.52	0.87
1000	0.23	0.39	0.41	0.13	0.66	0.94	0.12	0.65	0.94	0.12	0.65	0.94	-0.01	0.53	0.88
	PM10	PM10 LAG1	PM10 LAG2	PM10	PM10 LAG1	PM10 LAG2	PM10	PM10 LAG1	PM10 LAG2	PM10	PM10 LAG1	PM10 LAG2	PM10	PM10 LAG1	PM10 LAG2
30		0.34	0.40											0.50	0.84
50	0.27	0.43	0.47										0.17	0.66	0.93
100			0.41												0.91
200	0.31	0.49	0.49				0.11	0.46	0.84	0.11	0.46	0.84	-0.03	0.43	0.90
300	0.28	0.45	0.48			0.88			0.93			0.93	0.04	0.51	0.90
500	0.28	0.47	0.49				0.17	0.65	0.93	0.17	0.65	0.93	0.02	0.54	0.92
800	0.29	0.47	0.49	0.35	0.69	0.92	0.28	0.68	0.92	0.28	0.68	0.92	0.07	0.55	0.88
1000	0.29	0.47	0.49	0.23	0.68	0.92	0.21	0.68	0.93	0.21	0.68	0.93	0.08	0.56	0.89
	NOx	NOx LAG1	NOx LAG2	NOx	NOx LAG1	NOx LAG2	NOx	NOx LAG1	NOx LAG2	NOx	NOx LAG1	NOx LAG2	NOx	NOx LAG1	NOx LAG2
30		0.40	0.57										0.22	0.41	0.70
50	0.26	0.49	0.51											0.63	0.71
100			0.38										0.17		0.80
200	0.30	0.57	0.44				0.30	0.38	0.58	0.30	0.38	0.58	0.18	0.46	0.81
300	0.31	0.45	0.52			0.71			0.83			0.83	0.16	0.48	0.81
500	0.30	0.49	0.51				0.30	0.65	0.68	0.30	0.65	0.68	0.13	0.58	0.83
800	0.26	0.57	0.46	0.35	0.48	0.62	0.29	0.52	0.66	0.29	0.52	0.66	0.16	0.55	0.79
1000	0.30	0.51	0.50	0.31	0.57	0.71	0.27	0.59	0.72	0.27	0.59	0.72	0.16	0.54	0.78
	O3	O3 LAG1	O3 LAG2	O3	O3 LAG1	O3 LAG2	O3	O3 LAG1	O3 LAG2	O3	O3 LAG1	O3 LAG2	O3	O3 LAG1	O3 LAG2
30		-0.02	0.02											0.65	0.75
50	0.07	0.03	0.17										0.32	0.80	0.67
100			0.21												0.78
200	0.08	0.05	0.24				0.09	0.69	0.81	0.09	0.69	0.81	0.11	0.61	0.79
300	0.06	0.10	0.16			0.62			0.71			0.71	0.23	0.70	0.69
500	0.07	0.09	0.18				0.22	0.74	0.77	0.22	0.74	0.77	0.21	0.68	0.68
800	0.09	0.03	0.23	0.44	0.89	0.68	0.41	0.86	0.67	0.41	0.86	0.67	0.29	0.68	0.62
1000	0.08	0.07	0.19	0.40	0.85	0.61	0.39	0.83	0.62	0.39	0.83	0.62	0.30	0.70	0.63
	CO	CO LAG1	CO LAG2	CO	CO LAG1	CO LAG2	CO	CO LAG1	CO LAG2	CO	CO LAG1	CO LAG2	CO	CO LAG1	CO LAG2
30		-0.03	0.24											0.03	0.69
50	-0.03	-0.03	0.13										-0.51	0.21	0.87
100			0.06												0.74
200	-0.05	0.03	0.08				-0.53	-0.24	0.64	-0.53	-0.24	0.64	-0.64	-0.09	0.75
300	0.02	-0.09	0.17			0.83			0.84			0.84	-0.57	0.03	0.86
500	-0.01	-0.06	0.15				-0.49	0.16	0.73	-0.49	0.16	0.73	-0.58	0.10	0.85
800	-0.09	0.04	0.10	-0.36	0.14	0.91	-0.43	0.17	0.91	-0.43	0.17	0.91	-0.56	0.17	0.86
1000	-0.03	-0.03	0.14	-0.42	0.16	0.93	-0.45	0.20	0.92	-0.45	0.20	0.92	-0.55	0.16	0.87

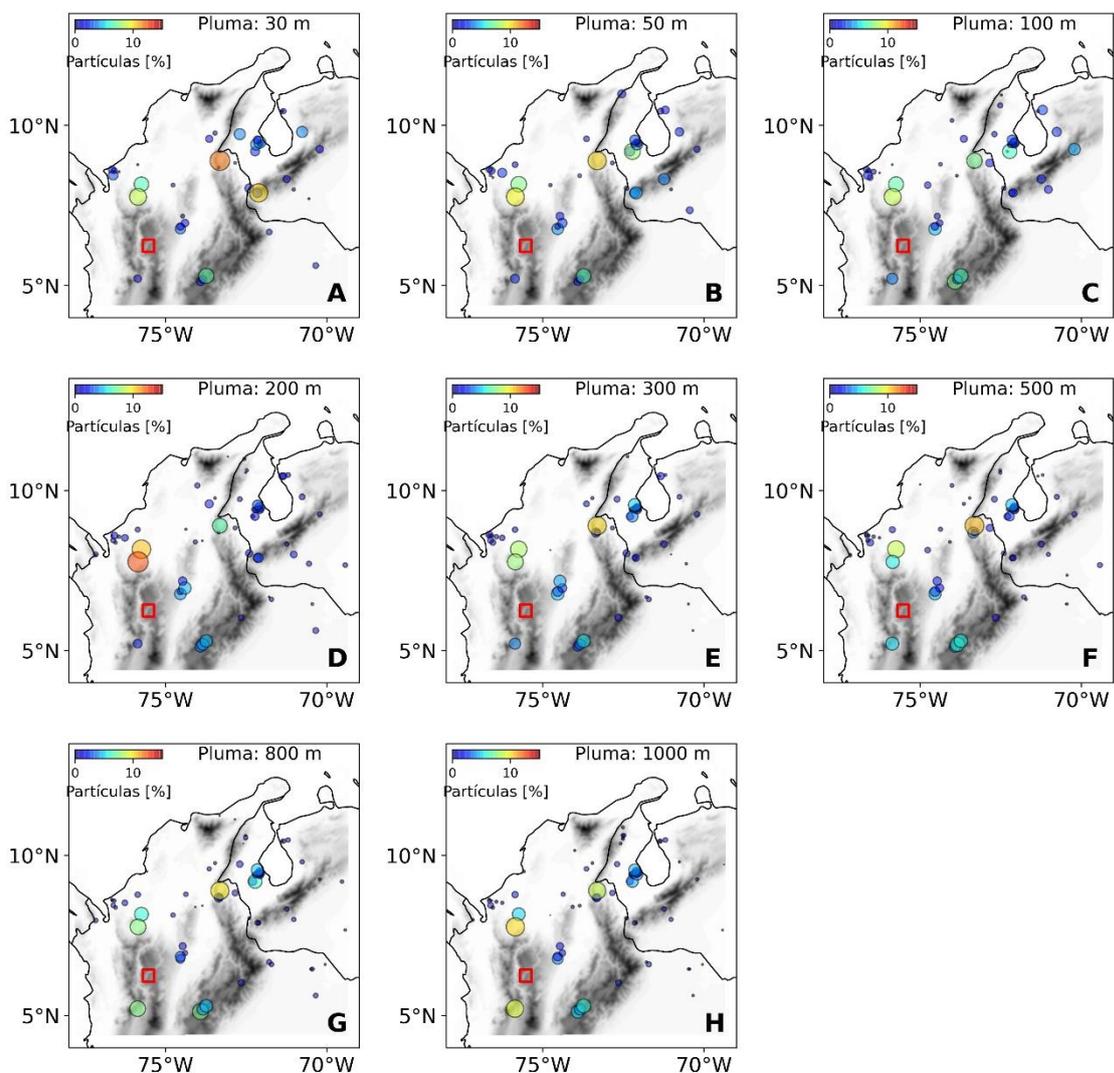
Las correlaciones presentadas para el ozono no están directamente relacionadas con las emisiones asociadas a los incendios, sino más bien como efecto secundario de la producción de NO<sub>x</sub> y CO, contaminantes que sí están asociados a la quema de biomasa (Andreae & Merlet, 2001), y que son precursores de la formación del O<sub>3</sub> en la tropósfera (Crutzen, 1995). Esta razón podría explicar las altas correlaciones que se presentan entre el O<sub>3</sub> y las partículas simuladas, dado que a una mayor presencia de NO<sub>x</sub> Y CO y bajo ciertas condiciones atmosféricas, se favorece la formación de O<sub>3</sub>. La dificultad para representar adecuadamente estos procesos está asociada a múltiples fuentes de incertidumbre, que ya se mencionaron anteriormente. Sin embargo, a partir de este tipo de evaluaciones con múltiples conjuntos de datos, e identificando errores sistemáticos, se podría pensar en incluir variables extras como un “lag” que permita mejorar la representación a un bajo costo computacional adicional. Por el contrario, se podrían incluir otras parametrizaciones para mejorar la representación de ciertos procesos y así la representación de las emisiones. Por ejemplo, incluir la química atmosférica, la altura de inyección de la pluma, factores de emisión de acuerdo con el tipo de cobertura del suelo, el ciclo diurno del fuego (Konovalov et al., 2014; Andela et al., 2015), entre otros. No obstante, estos procesos podrían aumentar de forma importante el costo computacional, lo que podría resultar inviable a escala operacional.

#### **5.2.4 Identificación de regiones que aportan partículas al Valle de Aburrá**

La relación del ser humano con el fuego se remonta a los primeros tiempos de la civilización. Principalmente asociado a la agricultura, en esta actividad es utilizado para limpiar terrenos, quemar los desechos agrícolas, cambiar coberturas vegetales (bosque a suelo apto para cultivo), entre otros. Sin embargo, su uso extensivo ha llevado a convertir la quema de biomasa en uno de los mayores contribuyentes de contaminación a la atmósfera (Reddington et al., 2016). Los incendios que se generan cerca de las zonas pobladas tienen un impacto importante en la calidad del aire afectando a millones de habitantes (Marlier et al., 2013). En las regiones tropicales los incendios aumentan considerablemente hacia finales de la temporada seca (Hamburguer et al., 2013) debido a que la baja ocurrencia de precipitación incrementa el riesgo de ocurrencia de incendios (Malhi et al., 2008). Además, en esta temporada se realizan una serie de quemas “controladas” con las que los agricultores preparan los suelos para la siembra (Warnock de Parra et al., 2007). Como reporta Van Vliet et al. (2012), la agricultura y la ganadería son las actividades antrópicas más asociadas a los incendios forestales.

Para gestionar adecuadamente la calidad del aire es necesario conocer las posibles fuentes de contaminación tanto a nivel local como regional. Análisis de este tipo pueden realizarse mediante el análisis de trayectorias. se implementó el modelo LSPDM para calcular trayectorias de partículas hacia adelante. Este análisis permite etiquetar cada partícula con información de la fuente ( $x_0, y_0, z_0, t_0$ ), es decir se “imprime una huella digital” del origen de cada partícula, y así identificar la relación fuente receptor (polígono rojo que contiene al AMVA y que está limitado en la vertical para 2800 m.s.n.m. (ver figura 7)).

Una vez identificado el origen de las partículas que llegaron al volumen seleccionado, se calculó el porcentaje relativo a cada fuente, es decir, se obtuvo el número de veces que un pixel



**Fig. 7:** fuentes de emisión de partículas que afectaron al AMVA entre el 10 y el 20 de abril para una altura de hasta 2800 m.s.n.m. Cada panel corresponde a una altura de inyección de la pluma. A) 30 m B) 50 m, C) 100 m, D) 200 m, E) 300 m, F) 500 m, G) 800 m, H) 1000 m. La barra de colores representa el porcentaje de partículas.

emisor correspondía al origen de una partícula y se dividió sobre el total de partículas. Teniendo en cuenta que para un límite en la vertical de 2800 m.s.n.m. se presentaron las mejores correlaciones, se decidió analizar las fuentes para este nivel y en todas las alturas de inyección de la pluma. En términos generales la distribución espacial de las fuentes es común a todos los niveles con algunas variaciones porcentuales dependiendo del nivel de la altura de inyección. En Colombia se identificaron regiones como la Serranía del Perijá, El Parque Nacional Natural Paramillo, El Golfo de Urabá, los Farallones de Cali, Serranía de San Lucas, Sutatenza en Boyacá, Cogua en Cundinamarca; y en Venezuela alrededor del Golfo de Maracaibo, sobre la Cordillera de Mérida y en los Llanos Bajos Occidentales.

La mayoría de las fuentes de contaminantes identificadas para el AMVA están relacionadas con la ocurrencia de incendios dentro del territorio nacional. En general, se destacan regiones, como los alrededores del Golfo de Maracaibo y sobre la Cordillera de Mérida, con la ocurrencia de múltiples incendios que contribuyen en una parte importante de los aportes. De acuerdo con el mapa de coberturas presentado por [Eva et al. \(2004\)](#), la región alrededor del Golfo de Maracaibo se caracteriza por presentar principalmente coberturas asociadas a suelos para uso agrícola. Situación análoga se observa en el Golfo de Urabá, una región con cultivos extensivos de banano y en donde el conjunto de varios incendios hace un aporte importante de partículas a la región de interés.

Se resalta que, aunque en La serranía del Perijá ubicada hacia el norte de la cordillera oriental dentro del territorio colombiano, se presenta un único incendio, éste hace grandes aportes de contaminantes. Durante el período de estudio, diferentes medios reportaron fuertes incendios que afectaron esta región, presuntamente generados por una quema descontrolada que ocasionó un habitante de la zona cuando preparaba el suelo para la temporada de cultivos ([Semana Sostenible, 2020](#); [El Heraldó, 2020](#); [Catorce6, 2020](#)). También se reportaron incendios sobre Sutatenza en Boyacá y Cogua en Cundinamarca, región que está ubicada hacia el sur del D2 sobre la cordillera oriental [Semana Sostenible, \(2020\)](#), y que como se puede apreciar en conjunto, también contribuye en aportes de manera importante. Dentro del Parque Nacional Natural Paramillo y en la Serranía de San Lucas, se vienen presentando problemas asociados con la expansión de la frontera agrícola ([Estupiñán-González & Jiménez-Escobar, 2010](#); [Corantioquia, 2007](#)). Esta actividad está dinamizada a través de los incendios provocados, lo que causa que estas dos regiones también hagan aportes significativos. En términos generales las fuentes de partículas están caracterizadas por el uso del suelo principalmente agrícola, y en

este sentido, es probable que se encuentren relacionados con efectos de las actividades antrópicas. Sin embargo, considerando la época y la ubicación de los incendios, también es posible que algunos hayan tenido como origen causas naturales.

El transporte de contaminación en largas distancias se ha reportado en múltiples estudios ([Latif et al., 2018](#); [Uranishi et al., 2019](#); [Payus et al., 2020](#)). Este fenómeno está condicionado principalmente por las condiciones topográficas y meteorológicas. Como se analizó en la sección 5.2.1 los resultados exhiben los efectos de dispersión atmosférica y de mezcla, y su relación con la propagación de las partículas incluso por distancias mayores de 500 km, desde el Golfo de Maracaibo hasta el Valle de Aburrá. Es así como partículas procedentes de fuentes que se encuentran por fuera del territorio colombiano contribuyen a los niveles de contaminación en los territorios nacionales como el valle de Aburrá. El resultado anterior está en concordancia con los resultados reportados por [Mendez-Espinoza et al., \(2019\)](#), que apoyan la posibilidad de que los incendios en la cuenca del río Orinoco deterioran la calidad del aire en centros urbanos densamente poblados a cientos de kilómetros. Por otra parte, [Torrealba & Amador. \(2010\)](#) demostraron la influencia de la corriente de chorro de bajo nivel de los Llanos venezolanos sobre los Andes colombianos. Dicha corriente se extiende a lo largo de los llanos venezolanos alcanzando extensiones de hasta 1200 km en longitud y unos 400 km en latitud. Este fenómeno y el efecto de los vientos Alisios podrían ser unos de los factores que explique parte del transporte de las partículas desde estas regiones hasta el AMVA.

[Chuyong Lin et al., \(2020\)](#) reportó la alta frecuencia en la ocurrencia de incendios en el norte de Venezuela. Esto aunado al aumento progresivo de las temperaturas y de las sequías asociadas al cambio climático global, podrían promover mayores frecuencias de incendios en el futuro cercano. Esta situación vuelve aún más necesario implementar medidas de control sobre la quema indiscriminada de biomasa por acción antrópica, con el fin de prevenir o mitigar, entre otros muchos impactos, los impactos en la calidad del aire tanto a nivel local como regional.

## **6. Conclusiones**

Las medidas restrictivas implementadas sobre el parque automotor e industrial tuvieron una influencia importante sobre la calidad del aire en Medellín y el área metropolitana del Valle de Aburrá. En general se presentaron disminuciones en las concentraciones de contaminantes atmosféricos respecto a los días previos al inicio del confinamiento estricto. Sin embargo, hubo días en los que las medidas tuvieron el mismo rigor y la calidad del aire desmejoró, razón que

motivó el análisis de factores externos como los incendios y su posible influencia en la calidad del aire sobre el AMVA durante esos días particulares.

Se implementó el modelo lagrangiano LSPDM para representar el transporte de partículas generadas a partir de las emisiones de incendios en una región del norte de Suramérica. Se utilizó el promedio diario de la información de 7 estaciones de  $PM_{2.5}$ , 5 estaciones de  $PM_{10}$  y  $O_3$ , 2 de  $NO_x$  ( $NO + NO_2$ ) y 1 de  $CO$ , para evaluar el desempeño del modelo para el Valle de Aburrá y se encontró que las simulaciones realizadas captaron de forma general la variabilidad en las concentraciones de los contaminantes cuando se aplicó un lag de dos días. Los valores de correlaciones obtenidos fueron en promedio de 0.82 para todos los contaminantes en todas las alturas de inyección de la pluma. Se resalta que el  $PM_{2.5}$  y el  $PM_{10}$  fueron los contaminantes que mejores correlaciones presentaron.

Los análisis muestran que los aportes de partículas al AMVA provienen de diferentes regiones dentro del territorio nacional y Venezuela. Aunque ahora hay evidencia cualitativa del transporte de contaminantes en largas distancias, se hace necesario comprender mejor la magnitud y las dinámicas de estos flujos, y así poder evaluar los impactos reales de este tipo de fuentes sobre la calidad del aire en ciudades de Colombia. Este conocimiento propenderá a fortalecer las estrategias cooperativas de control y mitigación de manera eficaz entre departamentos o inclusive a nivel nacional e internacional.

Se resalta que los resultados de este trabajo proporcionan información relevante para avanzar en el entendimiento de la contaminación del aire en escala local y regional, y posibilitan la inclusión de otras fuentes de contaminación en los planes de gestión y emergencia como el PIGECA y el POECA que hasta ahora no involucran de manera protagónica otras fuentes de contaminantes externas al Valle. Más aún, en el contexto de que la estacionalidad de los incendios en la región exhibe fuertes coincidencias con las temporadas típicas de contingencia ambiental en el AMVA. En este sentido, sería importante fortalecer las investigaciones en el tema con el fin de implementar estrategias de control más acertadas.

Los incendios de vegetación son un componente fundamental del sistema ambiental, pero también puede generar problemas importantes sobre la calidad del aire, especialmente críticos cuando se afectan ciudades densamente pobladas como el Valle de Aburrá, con importantes implicaciones sobre la salud de la población.

Considerando además que los regímenes de incendios se ven cada vez más afectados por las actividades humanas y el cambio climático, el uso de modelos como el LSPMD se vuelve una herramienta útil en sistemas de gestión del riesgo. Un pronóstico adecuado del impacto de este tipo de fenómenos permite tomar decisiones planificadas y acertadas con el fin de prevenir o mitigar los efectos sobre la población.

## 7. Bibliografía

- Abeli, T., Jäkäläniemi, A., & Gentili, R. (2014). Living with extremes: The dark side of global climate change. *Plant Ecology*. Kluwer Academic Publishers. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-014-0373-4>
- Amador, J. A. (2008). The Intra-Americas Sea Low-level Jet Overview and Future Research. *Trends and Directions in Climate Research*, 1146, 153–188 (2008).
- Amegah, A. K., & Agyei-Mensah, S. (2017). Urban air pollution in Sub-Saharan Africa: Time for action. *Environmental Pollution*, 220, 738–743.
- AMVA. (2017). *Plan integral de gestión de la calidad del aire para el Área Metropolitana del Valle de Aburrá 2017-2030*. Retrieved from <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/%0APIGECA/PIGECA-Aprobado-Dic-2017.pdf>
- AMVA, & UPB. (2019). *Actualización inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá - año 2018*.
- Andela, N., Kaiser, J. W., Van Der Werf, G. R., & Wooster, M. J. (2015). New fire diurnal cycle characterizations to improve fire radiative energy assessments made from MODIS observations. *Atmos. Chem. Phys*, 15, 8831–8846. Retrieved from [www.atmos-chem-phys.net/15/8831/2015/](http://www.atmos-chem-phys.net/15/8831/2015/)
- Andreae, M. O., & Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 955–966.
- Bedoya-Mejía, S., Henao-Valencia, C., & Cardona-Arango, D. (2019). Mortalidad por enfermedades del sistema circulatorio, en los municipios del área metropolitana, Antioquia, 1998-2014. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública*. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/rfnsp/v37n1/0120-386X-rfnsp-37-01-96.pdf>
- Bilal, M., Nichol, J. E., & Spak, S. N. (2017). A New Approach for Estimation of Fine Particulate Concentrations Using Satellite Aerosol Optical Depth and Binning of Meteorological Variables. *Aerosol and Air Quality Research*, 17, 356–367. Retrieved from <http://ladsweb.nascom.nasa.gov>
- Casquero-Vera, J. A., Lyamani, H., Titos, G., Borrás, E., Olmo, F. J., & Alados-Arboledas, L. (2019). Impact of primary NO<sub>2</sub> emissions at different urban sites exceeding the European

- NO<sub>2</sub> standard limit. *Science of the Total Environment*, 646, 1117–1125. Elsevier B.V.
- Catorce6. (2020). Ocho días completa incendio en la Serranía del Perijá, que amenaza al acueducto de Maicao. *Catorce6*. Retrieved from <https://www.catorce6.com/actualidad-ambiental/regionales/18583-ocho-dias-completa-incendio-en-la-serrania-del-perija-que-amenaza-al-acueducto-de-maicao>
- Chauhan, A., & Singh, R. P. (2020). Decline in PM<sub>2.5</sub> concentrations over major cities around the world associated with COVID-19. *Environmental Research*, 187. Academic Press Inc. Retrieved from <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32416359/>
- Corantioquia. (2007). *SERRANÍA DE SAN LUCAS: Territorio en Ordenación para la Conservación y el Desarrollo Humano Sostenible*. Retrieved from [https://www.corantioquia.gov.co/ciadoc/FLORA/AIRNR\\_CV\\_255\\_2006\\_1.pdf](https://www.corantioquia.gov.co/ciadoc/FLORA/AIRNR_CV_255_2006_1.pdf)
- Correa, M., Zuluaga, C., Palacio, C., Pérez, J., & Jiménez, J. (2009). ACOPLAMIENTO DE LA ATMÓSFERA LIBRE CON EL CAMPO DE VIENTOS LOCALES EN UNA REGIÓN TROPICAL DE TOPOGRAFÍA COMPLEJA. CASO DE ESTUDIO: VALLE DE ABURRÁ, ANTIOQUIA, COLOMBIA. *DYNA*, 17–27. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/43070230\\_ACOPLAMIENTO\\_DE\\_LA\\_ATMOSFERA\\_LIBRE\\_CON\\_EL\\_CAMPO\\_DE\\_VIENTOS\\_LOCALES\\_EN\\_UNA\\_REGION\\_TROPICAL\\_DE\\_TOPOGRAFIA\\_COMPLEJA\\_CASO\\_DE\\_ESTUDIO\\_VALLE\\_DE\\_ABURRA\\_ANTIOQUIA\\_COLOMBIA](https://www.researchgate.net/publication/43070230_ACOPLAMIENTO_DE_LA_ATMOSFERA_LIBRE_CON_EL_CAMPO_DE_VIENTOS_LOCALES_EN_UNA_REGION_TROPICAL_DE_TOPOGRAFIA_COMPLEJA_CASO_DE_ESTUDIO_VALLE_DE_ABURRA_ANTIOQUIA_COLOMBIA)
- Crutzen, P. J. (1995). Introductory lecture. Overview of tropospheric chemistry: Developments during the past quarter century and a look ahead. *Faraday Discussions*, 100, 1–21. Retrieved from <http://xlink.rsc.org/?DOI=fd9950000001>
- Cuervo López, C. M. (2017). *Caracterización del Comportamiento del Vapor de Agua y Energía Potencial Convectiva Disponible Precedente a Eventos de Precipitación Sobre el Valle de Aburrá*. Retrieved from <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/59834>
- Dantas, G., Siciliano, B., França, B. B., da Silva, C. M., & Arbilla, G. (2020). The impact of COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of the Total Environment*, 729, 139085. Elsevier B.V. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>
- De, L. S., Habitantes, L., Valle, D., & Aburrá, D. E. (2018). *CONTAMINACIÓN*

*ATMOSFÉRICA Y SUS EFECTOS SOBRE LA SALUD DE LOS HABITANTES DEL VALLE DE ABURRÁ 2008-2015.* Retrieved from [https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Re-analisis/ContaminacionAtmosferica\\_y\\_sus\\_Efectos\\_en\\_la\\_Salud-AMVA\\_2019.pdf](https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Re-analisis/ContaminacionAtmosferica_y_sus_Efectos_en_la_Salud-AMVA_2019.pdf)

Dudhia, J. (1989). Numerical study of convection observed during the Winter Monsoon Experiment using a mesoscale two-dimensional model. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 46(20), 3077–3107. American Meteorological Society. Retrieved from [https://journals.ametsoc.org/view/journals/atsc/46/20/1520-0469\\_1989\\_046\\_3077\\_nsocod\\_2\\_0\\_co\\_2.xml](https://journals.ametsoc.org/view/journals/atsc/46/20/1520-0469_1989_046_3077_nsocod_2_0_co_2.xml)

ECLAC. (2012). *Population, territory and sustainable development. Original.* Ecuador.

Ellicott, E., Vermote, E., Giglio, L., & Roberts, G. (2009). Estimating biomass consumed from fire using MODIS FRE. *Geophysical Research Letters*, 36(13), L13401. John Wiley & Sons, Ltd. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1029/2009GL038581>

EPA. (2015). *Criteria Air Pollutants.*

EPA. (2019). Outdoor Air Quality. Retrieved from <https://www.epa.gov/report-environment/outdoor-air-quality>

Estupiñán-González, A. M., & Jiménez-Escobar, N. D. (2010). USO DE LAS PLANTAS POR GRUPOS CAMPESINOS EN LA FRANJA TROPICAL DEL PARQUE NACIONAL NATURAL PARAMILLO (CÓRDOBA, COLOMBIA). *Caldasia*. Retrieved from [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0366-52322010000100002](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-52322010000100002)

Eva, H. D., Belward, A. S., De Miranda, E. E., Di Bella, C. M., Gond, V., Huber, O., Jones, S., et al. (2004). A land cover map of South America. *Global Change Biology*, 10(5), 731–744. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1529-8817.2003.00774.x>

Fishman, J., Fakhruzzaman, K., Cros, B., & Nganga, D. (1991). Identification of widespread pollution in the Southern Hemisphere deduced from satellite analyses. *Science*, 252(5013), 1693–1696. Retrieved from <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.252.5013.1693>

Fu, Y., Li, R., Wang, X., Bergeron, Y., Valeria, O., Chavardès, R. D., Wang, Y., et al. (2020). Fire detection and fire radiative power in forests and low-biomass lands in northeast Asia:

MODIS versus VIIRS fire products. *Remote Sensing*, 12(18), 1–20.

- Garg, A., & Gupta, N. C. (2020). The great smog month and spatial and monthly variation in air quality in ambient air in delhi, India. *Journal of Health and Pollution*, 10(27). Pure Earth. Retrieved from [http://meridian.allenpress.com/jhp/article-pdf/10/27/200910/2649390/2156-9614-10\\_27\\_200910.pdf](http://meridian.allenpress.com/jhp/article-pdf/10/27/200910/2649390/2156-9614-10_27_200910.pdf)
- Grell, G. A., & Dévényi, D. (2002). A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques. *Geophysical Research Letters*, 29(14). Blackwell Publishing Ltd.
- Grutzen, P. J., & Andreae, M. O. (1990). Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science*, 250(4988), 1669–1678. American Association for the Advancement of Science. Retrieved from <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17734705/>
- Hamburger, T., Matisoff, G., Tunved, P., Ström, J., Calderon, S., Hoffmann, P., Hochschild, G., et al. (2013). Atmospheric Chemistry and Physics Long-term in situ observations of biomass burning aerosol at a high altitude station in Venezuela-sources, impacts and interannual variability. *Atmos. Chem. Phys*, 13, 9837–9853. Retrieved from [www.atmos-chem-phys.net/13/9837/2013/](http://www.atmos-chem-phys.net/13/9837/2013/)
- Henao, J. J., Mejía, J. F., Rendón, A. M., & Salazar, J. F. (2020). Sub-kilometer dispersion simulation of a CO tracer for an inter-Andean urban valley. *Atmospheric Pollution Research*, 11(5), 928–945. Elsevier B.V.
- El Heraldo. (2020). Dos incendios están acabando con la serranía del Perijá en la jurisdicción de La Guajira. *El Heraldo*. Retrieved from <https://www.elheraldo.co/la-guajira/dos-incendios-estan-acabando-con-la-serrania-del-perija-en-la-jurisdiccion-de-la-guajira>
- Herrera-Mejía, L., & Hoyos, C. D. (2019). Characterization of the atmospheric boundary layer in a narrow tropical valley using remote-sensing and radiosonde observations and the WRF model: the Aburrá Valley case-study. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 145(723), 2641–2665. John Wiley and Sons Ltd. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/qj.3583>
- Hitchcock, G., Conlan, B., Kay, D., Brannigan, C., & Newman, D. (2014). *Air Quality and Road Transport Impacts and solutions*. Retrieved from [www.racfoundation.org](http://www.racfoundation.org)

- Ichoku, C., & Ellison, L. (2014). Global top-down smoke-aerosol emissions estimation using satellite fire radiative power measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *14*(13), 6643–6667. Copernicus GmbH.
- IQAir. (2019). World Air Quality Report. *2019 World Air Quality Report*, 1–35. Retrieved from <https://www.iqair.com/world-most-polluted-cities/world-air-quality-report-2019-en.pdf>
- Isaza, A. (2018). *Evaluación de la variabilidad temporal de la estructura termodinámica de la atmósfera y su influencia en las concentraciones de material particulado dentro del Valle de Aburrá*. Retrieved from <http://bdigital.unal.edu.co/71210/1/1152450173.2018.pdf>
- Jacobs, E. T., Burgess, J. L., & Abbott, M. B. (2018). The Donora Smog Revisited: 70 Years After the Event That Inspired the Clean Air Act. *American journal of public health*, *108*(S2), S85–S88. NLM (Medline). Retrieved from <http://ajph.aphapublications.org/doi/10.2105/AJPH.2017.304219>
- Janjic, Z. I. (1994). The step-mountain eta coordinate model: further developments of the convection, viscous sublayer, and turbulence closure schemes. *Monthly Weather Review*, *122*(5), 927–945. American Meteorological Society. Retrieved from [https://journals.ametsoc.org/view/journals/mwre/122/5/1520-0493\\_1994\\_122\\_0927\\_tsmecm\\_2\\_0\\_co\\_2.xml](https://journals.ametsoc.org/view/journals/mwre/122/5/1520-0493_1994_122_0927_tsmecm_2_0_co_2.xml)
- Janjic, Z. I. (2011). Nonsingular Implementation of the Mellor–Yamada Level 2.5 Scheme in the NCEP Meso Model. *National Centers for Environmental Prediction*. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/228749162\\_Nonsingular\\_Implementation\\_of\\_the\\_Mellor-Yamada\\_Level\\_25\\_Scheme\\_in\\_the\\_NCEP\\_Meso\\_Model](https://www.researchgate.net/publication/228749162_Nonsingular_Implementation_of_the_Mellor-Yamada_Level_25_Scheme_in_the_NCEP_Meso_Model)
- Jeong, G.-R., & Wang, C. (2010). Climate effects of seasonally varying Biomass Burning emitted Carbonaceous Aerosols (BBCA). *Atmos. Chem. Phys*, *10*, 8373–8389. Retrieved from [www.atmos-chem-phys.net/10/8373/2010/](http://www.atmos-chem-phys.net/10/8373/2010/)
- Jiménez, J. F. (2016). *Altura de la Capa de Mezcla en un área urbana, montañosa y tropical Caso de estudio: Valle de Aburrá (Colombia)*. Retrieved April 25, 2021, from [http://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/5738/1/JimenezJose\\_2016\\_AlturaCapaMezcla.pdf](http://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/5738/1/JimenezJose_2016_AlturaCapaMezcla.pdf)

- Kahn, R. A., Li, W.-H., Moroney, C., Diner, D. J., Martonchik, J. V., & Fishbein, E. (2007). Aerosol source plume physical characteristics from space-based multiangle imaging. *Journal of Geophysical Research*, *112*(D11), D11205. Blackwell Publishing Ltd. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1029/2006JD007647>
- Kheirbek, I., Haney, J., Douglas, S., Ito, K., & Matte, T. (2016). The contribution of motor vehicle emissions to ambient fine particulate matter public health impacts in New York City: A health burden assessment. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, *15*(1). Environmental Health. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1186/s12940-016-0172-6>
- Konovalov, I. B., Berezin, E. V., Ciais, P., Broquet, G., Beekmann, M., Hadji-Lazaro, J., Clerbaux, C., et al. (2014). Constraining CO<sub>2</sub> emissions from open biomass burning by satellite observations of co-emitted species: A method and its application to wildfires in Siberia. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *14*(19), 10383–10410. Copernicus GmbH.
- Koracin, D., Vellore, R., Lowenthal, D. H., Watson, J. G., Koracin, J., Mccord, T., Dubois, D. W., et al. (2011). Regional Source Identification Using Lagrangian Stochastic Particle Dispersion and HYSPLIT Backward-Trajectory Models. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *61*(6), 660–672. Retrieved from <https://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=uawm20>
- Kota, S. H., Zhang, H., Chen, G., Schade, G. W., & Ying, Q. (2014). Evaluation of on-road vehicle CO and NO<sub>x</sub> national emission inventories using an urban-scale source-oriented air quality model. *Atmospheric Environment*, *85*(x), 99–108. Elsevier Ltd. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.020>
- Lamarque, J. F., Bond, T. C., Eyring, V., Granier, C., Heil, A., Klimont, Z., Lee, D., et al. (2010). Historical (1850-2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: Methodology and application. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *10*(15), 7017–7039.
- Latif, M. T., Othman, M., Idris, N., Juneng, L., Abdullah, A. M., Hamzah, W. P., Khan, M. F., et al. (2018, March 1). Impact of regional haze towards air quality in Malaysia: A review. *Atmospheric Environment*. Elsevier Ltd.
- Li, F., Zhang, X., Roy, D. P., & Kondragunta, S. (2019). Estimation of biomass-burning emissions by fusing the fire radiative power retrievals from polar-orbiting and

- geostationary satellites across the conterminous United States. *Atmospheric Environment*, 211, 274–287. Elsevier Ltd.
- Li, X., Hu, X. M., Ma, Y., Wang, Y., Li, L., & Zhao, Z. (2019). Impact of planetary boundary layer structure on the formation and evolution of air-pollution episodes in Shenyang, Northeast China. *Atmospheric Environment*, 214, 116850. Elsevier Ltd.
- Lin, C., Cohen, J. B., Wang, S., Lan, R., & Deng, W. (2020). A new perspective on the spatial, temporal, and vertical distribution of biomass burning: Quantifying a significant increase in CO emissions. *Environmental Research Letters*, 15(10), 104091. IOP Publishing Ltd. Retrieved from <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abaa7a>
- Lin, J., Brunner, D., Gerbig, C., Stohl, A., Luhar, A., & Webley, P. (2012). *Lagrangian Modeling of the Atmosphere. Lagrangian Modeling of the Atmosphere*. American Geophysical Union. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1029/GM200>
- Ma, Z., Hu, X., Huang, L., Bi, J., & Liu, Y. (2014). Estimating ground-level PM<sub>2.5</sub> in china using satellite remote sensing. *Environmental Science and Technology*, 48(13), 7436–7444.
- Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W., & Nobre, C. A. (2008, January 11). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*. American Association for the Advancement of Science. Retrieved from <https://science.sciencemag.org/content/319/5860/169>
- Marlier, M. E., Defries, R. S., Voulgarakis, A., Kinney, P. L., Randerson, J. T., Shindell, D. T., Chen, Y., et al. (2013). El Niño and health risks from landscape fire emissions in southeast Asia. *Nature Climate Change*, 3(2), 131–136. Nature Publishing Group. Retrieved from <https://www.nature.com/articles/nclimate1658>
- Martins, L. D., Vidotto, L. H. B., De Azevedo, D. S., Squizzato, R., Moreira, C. A. B., Capucim, M. N., & Martins, J. A. (2016). The Role of Medium-sized Cities for Global Tropospheric Ozone Levels. *Energy Procedia* (Vol. 95, pp. 265–271). Elsevier Ltd.
- Mejia, J. F., Gillies, J. A., Etyemezian, V., & Glick, R. (2019). A very-high resolution (20m) measurement-based dust emissions and dispersion modeling approach for the Oceano Dunes, California. *Atmospheric Environment*, 218, 116977. Elsevier Ltd.
- Mendez-Espinosa, J. F., Belalcazar, L. C., & Morales Betancourt, R. (2019). Regional air

- quality impact of northern South America biomass burning emissions. *Atmospheric Environment*, 203, 131–140. Elsevier Ltd.
- Mendez-Espinosa, Juan F., Rojas, N. Y., Vargas, J., Pachón, J. E., Belalcazar, L. C., & Ramírez, O. (2020). Air quality variations in Northern South America during the COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, 749(2), 141621. Elsevier B.V. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141621>
- Mlawer, E. J., Taubman, S. J., Brown, P. D., Iacono, M. J., & Clough, S. A. (1997). Radiative transfer for inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 102(14), 16663–16682. Blackwell Publishing Ltd.
- Molina-Gómez, N. I., Calderón-Rivera, D. S., Sierra-Parada, R., Díaz-Arévalo, J. L., & López-Jiménez, P. A. (2021). Analysis of incidence of air quality on human health: a case study on the relationship between pollutant concentrations and respiratory diseases in Kennedy, Bogotá. *International Journal of Biometeorology*, 65(1), 119–132. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1007/s00484-020-01955-4>
- Nag, O. Sen. (2019). Largest Cities In South America - WorldAtlas. Retrieved from <https://www.worldatlas.com/articles/biggest-cities-in-south-america.html>
- NASA. (2020). Archive Download - NASA | LANCE | FIRMS. *FIRMS*. Retrieved from <https://firms2.modaps.eosdis.nasa.gov/download/>
- Nations, U., of Economic, D., Affairs, S., & Division, P. (2018). *World Urbanization Prospects The 2018 Revision*.
- Nguyen, G. T. H., Shimadera, H., Sekiguchi, A., Matsuo, T., & Kondo, A. (2019). Investigation of aerosol direct effects on meteorology and air quality in East Asia by using an online coupled modeling system. *Atmospheric Environment*, 207, 182–196. Elsevier Ltd.
- Niu, G. Y., Yang, Z. L., Mitchell, K. E., Chen, F., Ek, M. B., Barlage, M., Kumar, A., et al. (2011). The community Noah land surface model with multiparameterization options (Noah-MP): 1. Model description and evaluation with local-scale measurements. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 116(12). Blackwell Publishing Ltd.
- Parrington, M., Palmer, P. I., Henze, D. K., Tarasick, D. W., Hyer, E. J., Owen, R. C., Helmig,

- D., et al. (2012). The influence of boreal biomass burning emissions on the distribution of tropospheric ozone over North America and the North Atlantic during 2010. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(4), 2077–2098.
- Paugam, R., Wooster, M., Freitas, S., & Val Martin, M. (2016, January 26). A review of approaches to estimate wildfire plume injection height within large-scale atmospheric chemical transport models. *Atmospheric Chemistry and Physics*. Copernicus GmbH.
- Payus, C. M., Jikilim, C., & Sentian, J. (2020). Rainwater chemistry of acid precipitation occurrences due to long-range transboundary haze pollution and prolonged drought events during southwest monsoon season: climate change driven. *Heliyon*, 6(9), e04997. Elsevier Ltd.
- Pearce, J. L., Beringer, J., Nicholls, N., Hyndman, R. J., & Tapper, N. J. (2011). Quantifying the influence of local meteorology on air quality using generalized additive models. *Atmospheric Environment*, 45(6), 1328–1336. Pergamon. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.051>
- Poulopoulos, S. G. (2016). Atmospheric Environment. *Environment and Development* (pp. 45–136). Elsevier. Retrieved from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444627339000022>
- Poveda, G., Jaramillo, L., & Vallejo, L. F. (2014). Seasonal precipitation patterns along pathways of South American low-level jets and aerial rivers. *Water Resources Research*, 50(1), 98–118. John Wiley & Sons, Ltd. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1002/2013WR014087>
- Presidencia de la República. (2020). *Decreto Número 457 del 22 de marzo de 2020*. Retrieved from [https://dapre.presidencia.gov.co/normativa/normativa/DECRETO 457 DEL 22 DE MARZO DE 2020.pdf](https://dapre.presidencia.gov.co/normativa/normativa/DECRETO%20457%20DEL%2022%20DE%20MARZO%20DE%202020.pdf)
- Randerson, J. T., Liu, H., Flanner, M. G., Chambers, S. D., Jin, Y., Hess, P. G., Pfister, G., et al. (2006). The impact of boreal forest fire on climate warming. *Science*, 314(5802), 1130–1132. Retrieved from <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.1132075>
- Reddington, C. L., Spracklen, D. V., Artaxo, P., Ridley, D. A., Rizzo, L. V., & Arana, A. (2016). Analysis of particulate emissions from tropical biomass burning using a global aerosol model and long-term surface observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*,

16(17), 11083–11106. Copernicus GmbH.

- Requia, W. J., Higgins, C. D., Adams, M. D., Mohamed, M., & Koutrakis, P. (2018). The health impacts of weekday traffic: A health risk assessment of PM<sub>2.5</sub> emissions during congested periods. *Environment International*, 111(October 2017), 164–176. Elsevier. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.11.025>
- Rendón, A. M., Salazar, J. F., Palacio, C. A., Wirth, V., & Brötz, B. (2014). Effects of Urbanization on the Temperature Inversion Breakup in a Mountain Valley with Implications for Air Quality. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 53(4), 840–858. Retrieved from <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/JAMC-D-13-0165.1>
- Roldán-Henao, N., Hoyos, C. D., Herrera-Mejía, L., & Isaza, A. (2020). An investigation of the precipitation net effect on the particulate matter concentration in a narrow valley: Role of lower-troposphere stability. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 59(3), 401–426. American Meteorological Society. Retrieved from [www.ametsoc.org/PUBSReuseLicenses](http://www.ametsoc.org/PUBSReuseLicenses)
- Schroeder, W., Oliva, P., Giglio, L., & Csiszar, I. A. (2014). The New VIIRS 375m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment. *Remote Sensing of Environment*, 143, 85–96. Elsevier.
- Schultz, M. G., Heil, A., Hoelzemann, J. J., Spessa, A., Thonicke, K., Goldammer, J. G., Held, A. C., et al. (2008). Global wildland fire emissions from 1960 to 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2).
- Secretaría Distrital de Movilidad, B. (2018). Movilidad - Bogotá Cómo Vamos. Retrieved from <https://web.archive.org/web/20210322171547/https://bogotacomovamos.org/datos/movilidad/>
- Semana Sostenible. (2020). Incendio consume importante área de la Serranía del Perijá. *Semana Sostenible*. Retrieved from <http://sostenibilidadpruebas.semana.com/actualidad/articulo/incendio-consume-importante-area-de-la-serrania-del-perija/50057>
- Serna, L. M., Arias, P. A., & Vieira, S. C. (2018). Las corrientes superficiales de chorro del

- Chocó y el Caribe durante los eventos de El Niño y El Niño Modoki. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 410. ACCEFYN - Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.705>
- Silva, A., & Arcos, D. (2011). Aplicación del programa AERMOD para modelar dispersión de PM<sub>10</sub> emitido por equipos de calefacción a leña en la ciudad de Constitución Adrián Silva y Dagoberto Arcos Desarrollo metodológico. *Obras y Proyectos*, 9, 4–10.
- Stein, A. F., Draxler, R. R., Rolph, G. D., Stunder, B. J. B., Cohen, M. D., & Ngan, F. (2015, December 1). Noaa's hysplit atmospheric transport and dispersion modeling system. *Bulletin of the American Meteorological Society*. American Meteorological Society. Retrieved from <https://journals.ametsoc.org/view/journals/bams/96/12/bams-d-14-00110.1.xml>
- Thompson, G., Field, P. R., Rasmussen, R. M., & Hall, W. D. (2008). Explicit forecasts of winter precipitation using an improved bulk microphysics scheme. Part II: Implementation of a new snow parameterization. *Monthly Weather Review*, 136(12), 5095–5115. American Meteorological Society. Retrieved from <https://journals.ametsoc.org/view/journals/mwre/136/12/2008mwr2387.1.xml>
- Thomson, D. J. (1987). Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows. *Journal of Fluid Mechanics*, 180(2), 529–556. Cambridge University Press. Retrieved from <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-fluid-mechanics/article/abs/criteria-for-the-selection-of-stochastic-models-of-particle-trajectories-in-turbulent-flows/3175551812282ED52EE96C23E37EBBDE>
- Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Massagué, J., Via, M., Minguillón, M. C., Alastuey, A., et al. (2020). Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of the Total Environment*, 726, 138540. Elsevier B.V. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>
- Torrealba, E. R., & Amador, J. A. (2010). La corriente en chorro de bajo nivel sobre los Llanos Venezolanos de Sur América. *Revista de climatología*, 10(ISSN 1578-8768), 1–20. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/44222485\\_La\\_corriente\\_en\\_chorro\\_de\\_bajo\\_nivel\\_sobre\\_los\\_Llanos\\_Venezolanos\\_de\\_Sur\\_America](https://www.researchgate.net/publication/44222485_La_corriente_en_chorro_de_bajo_nivel_sobre_los_Llanos_Venezolanos_de_Sur_America)

- Universidad de Antioquia. (2020). Economistas de la FCE aciertan con cifra de pérdida de empleos en el Valle de Aburrá. *ISSN: 1657-4214*.
- Uranishi, K., Ikemori, F., Shimadera, H., Kondo, A., & Sugata, S. (2019). Impact of field biomass burning on local pollution and long-range transport of PM<sub>2.5</sub> in Northeast Asia. *Environmental Pollution*, 244, 414–422. Elsevier Ltd.
- Val Martin, M., Kahn, R., & Tosca, M. (2018). A Global Analysis of Wildfire Smoke Injection Heights Derived from Space-Based Multi-Angle Imaging. *Remote Sensing*, 10(10), 1609. MDPI AG. Retrieved from <http://www.mdpi.com/2072-4292/10/10/1609>
- Vallero, D. A. (2019). Physical transport of air pollutants. *Air Pollution Calculations*, 123–143.
- van Vliet, N., Mertz, O., Heinemann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., Adams, C., et al. (2012). Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change*, 22(2), 418–429. Elsevier Ltd.
- Wang, J., Ge, Y., He, Y., Xu, M., & Cui, X. (2019). A porous gradient geopolymer-based tube membrane with high PM removal rate for air pollution. *Journal of Cleaner Production*, 217, 335–343. Retrieved from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652619302938>
- Warnock de Parra, R., Uillén, L., Puche, M., Silva, O., & Morros, M. (2007). Selección de la fecha de siembra como estrategia de adaptación a los efectos del estrés térmico sobre los rendimientos simulados de caraota (*Phaseolus vulgaris* L.) en un área montano baja del centro-occidente de Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía*. Retrieved from [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0378-78182007000300004](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-78182007000300004)
- WHO. (2020). Wayback Machine. Retrieved from <https://web.archive.org/web/20200918181236/http://web.archive.org/screenshot/https://www.who.int/news-room/detail/27-04-2020-who-timeline---covid-19>
- WHO. (2015). *Health and the environment: addressing the health impact of air pollution*. Retrieved from <http://www.who.int/indoorair/guidelines/hhfc/en/>
- WHO. (2015). Air pollution. Retrieved from [https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab\\_1](https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_1)

- WHO(2018a). Ambient (outdoor) air pollution. Retrieved from [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- WHO. (2018b). WHO | PHE Infographics: Air pollution. WHO. World Health Organization. Retrieved from <http://www.who.int/phe/infographics/air-pollution/en/>
- Xu, X., & Zhang, T. (2020). Spatial-temporal variability of PM<sub>2.5</sub> air quality in Beijing, China during 2013–2018. *Journal of Environmental Management*, 262, 110263. Academic Press.
- Yuval, Levi, Y., Dayan, U., Levy, I., & Broday, D. M. (2020). On the association between characteristics of the atmospheric boundary layer and air pollution concentrations. *Atmospheric Research*, 231, 104675. Elsevier Ltd.
- Zhang, Y., & Li, Z. (2015). Remote sensing of atmospheric fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) mass concentration near the ground from satellite observation. *Remote Sensing of Environment*, 160, 252–262. Elsevier Inc. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.005>

## **Anexos**

## **Anexo A**

### **A. Caracterización de la normativa**

<https://cutt.ly/wv8cGFJ>

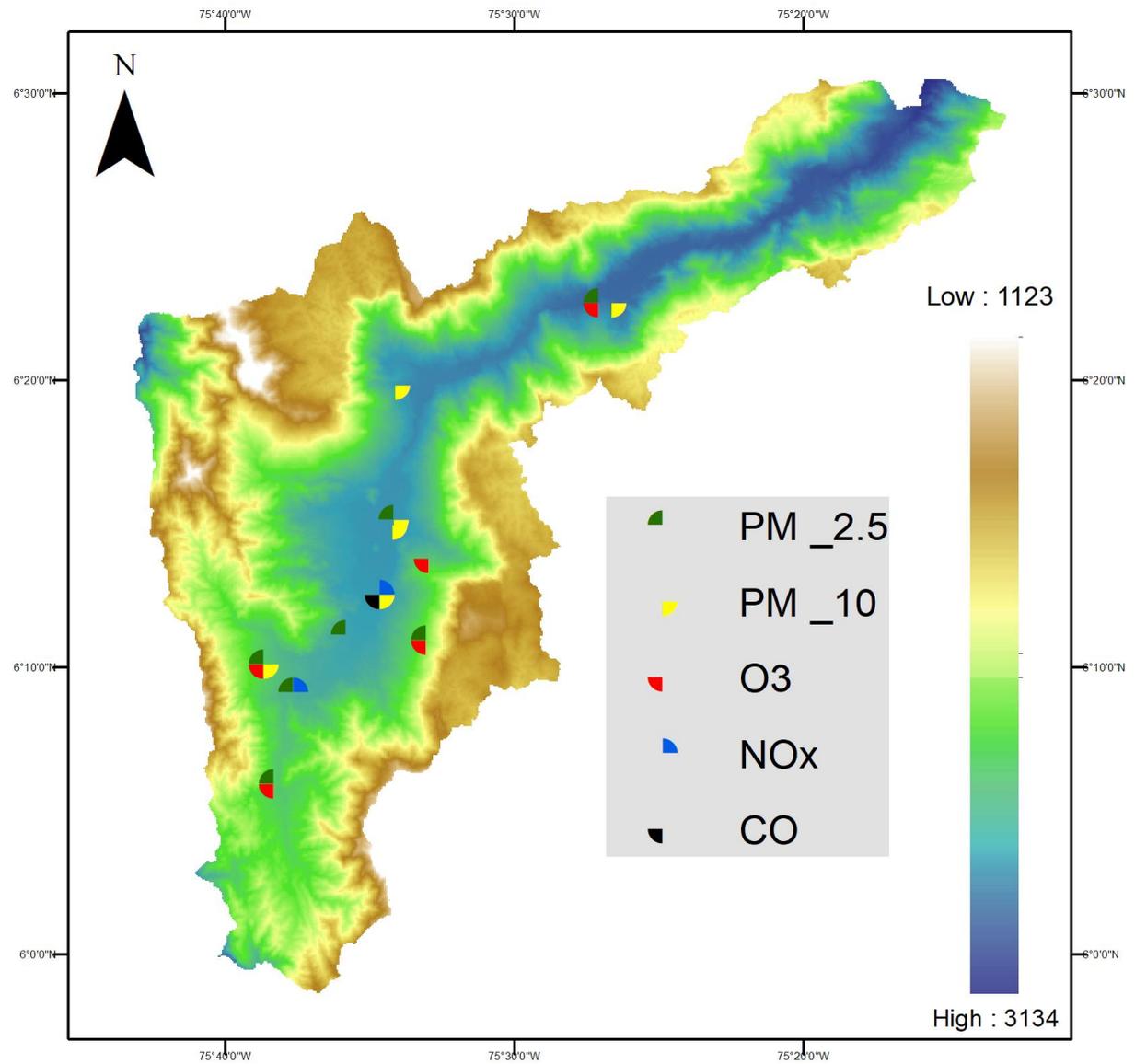
## **Anexo B**

### **B. Discretización de la normativa**

<https://cutt.ly/bv86SEG>

## Anexo C

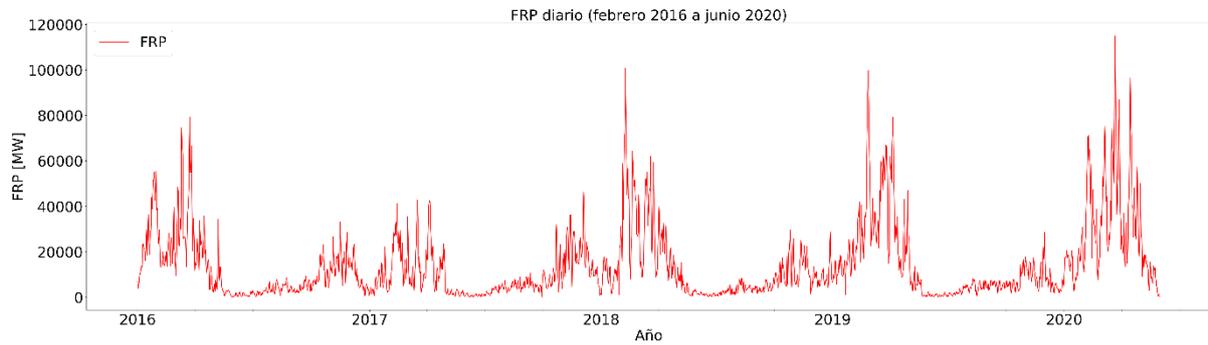
### C. Ubicación estaciones de calidad del aire



Ubicación de las estaciones de calidad del aire. El semicírculo verde corresponde a las estaciones de PM 2.5, el amarillo a las de PM 10, el rojo a las de Ozono, el azul a las de NO<sub>x</sub> y el negro a las de CO.

## Anexo D

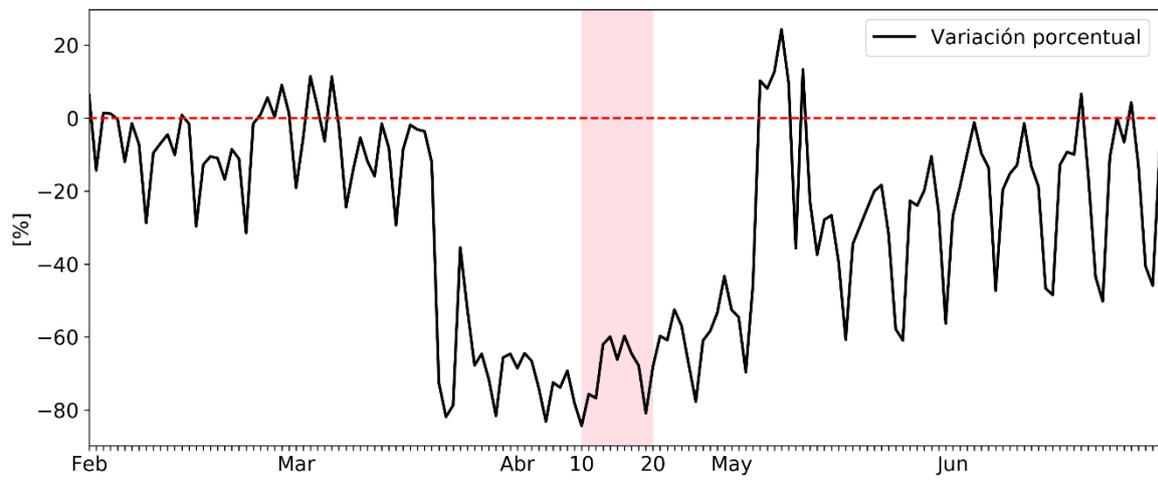
### D. Serie de tiempo del FRP para todo el dominio 2.



Serie de tiempo del FRP diario entre febrero del 2016 y junio del 2020 para el D2.

## Anexo E

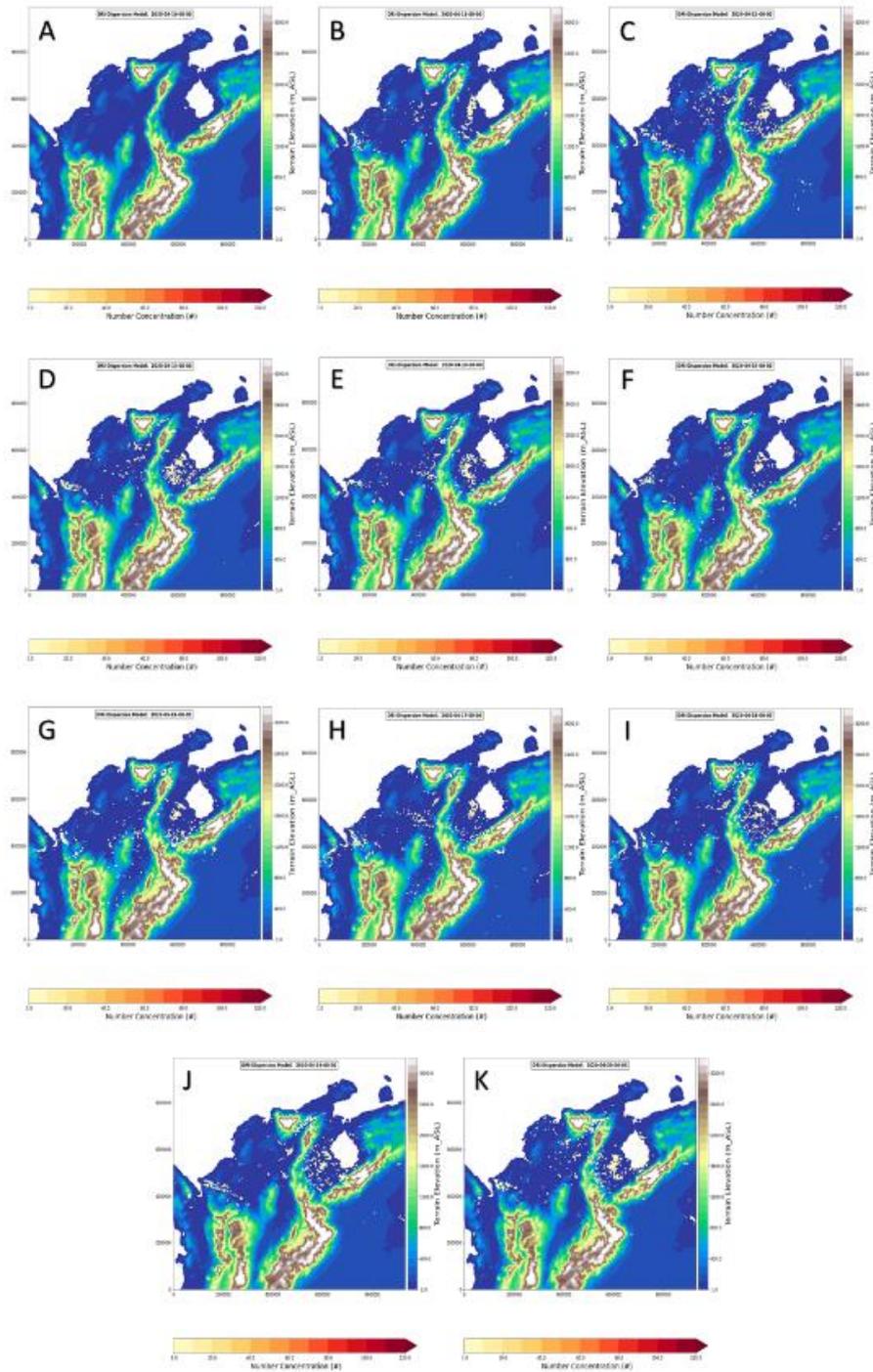
### E. Reducción porcentual del parque automor



Reducción porcentual del parque automor entre febrero y junio del 2020.

## Anexo F

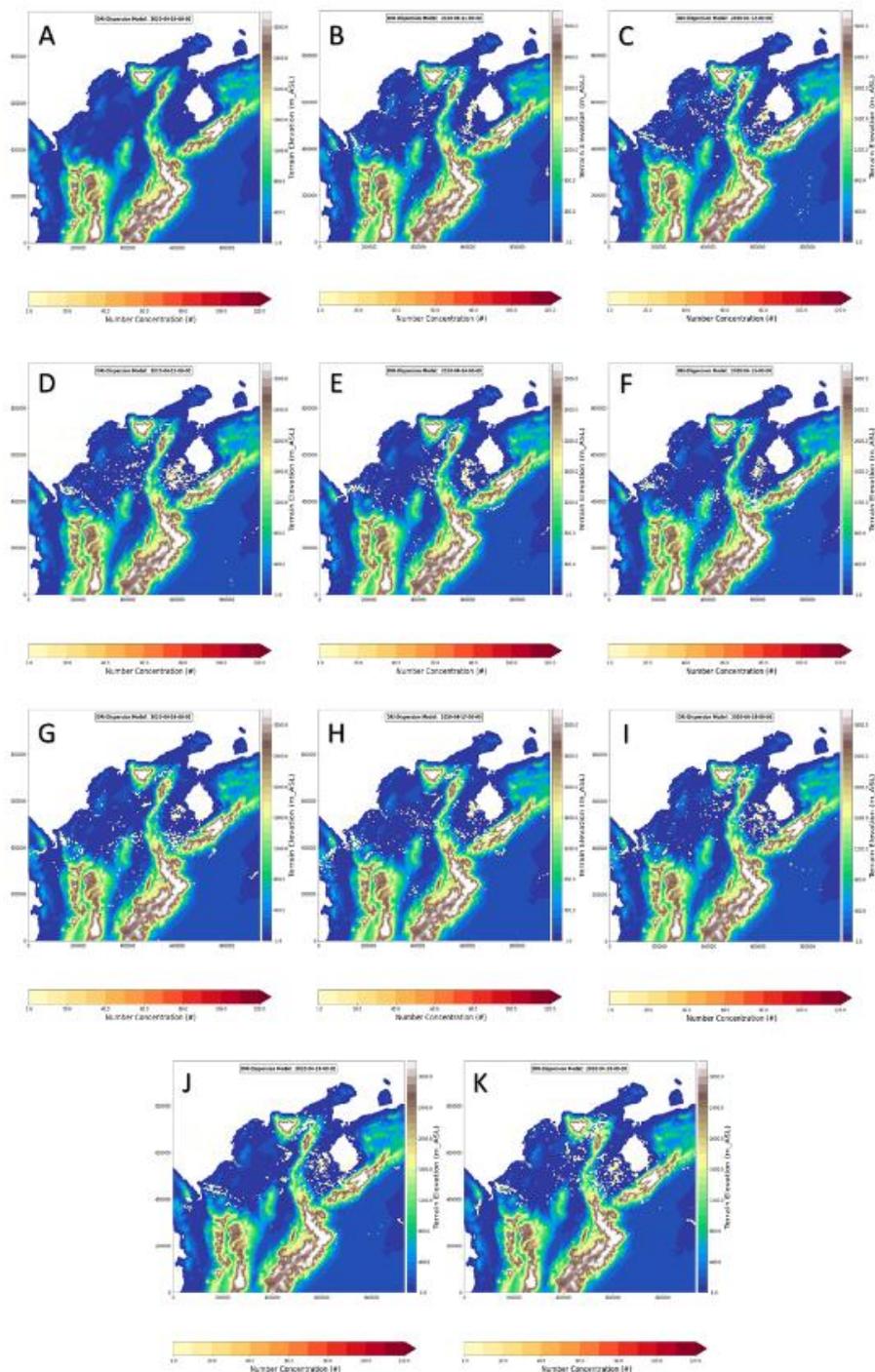
### F. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 30 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 30 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-K).

## Anexo G

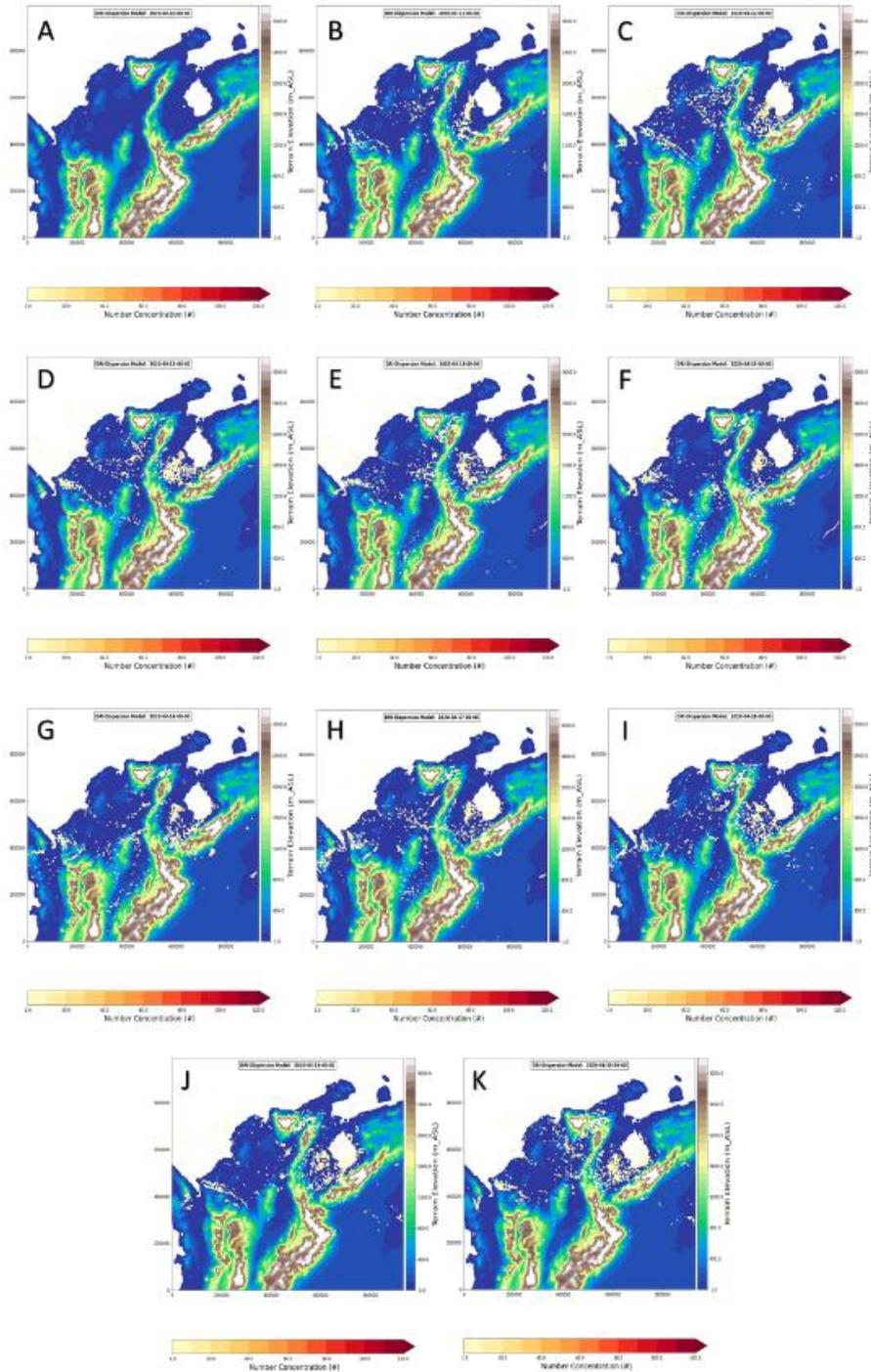
### G. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 50 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 50 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-K).

## Anexo H

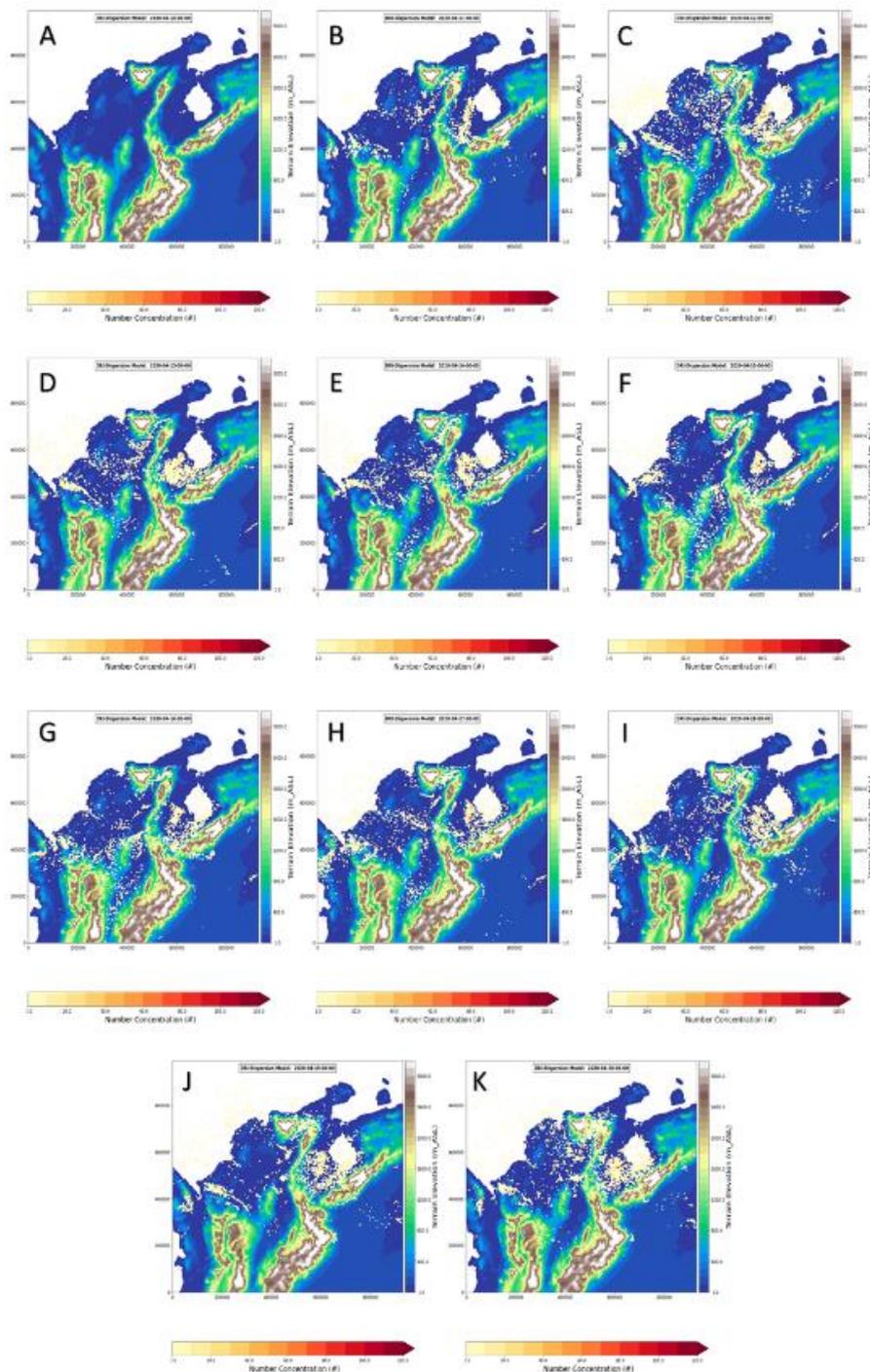
### H. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 100 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 100 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-K).

## Anexo I

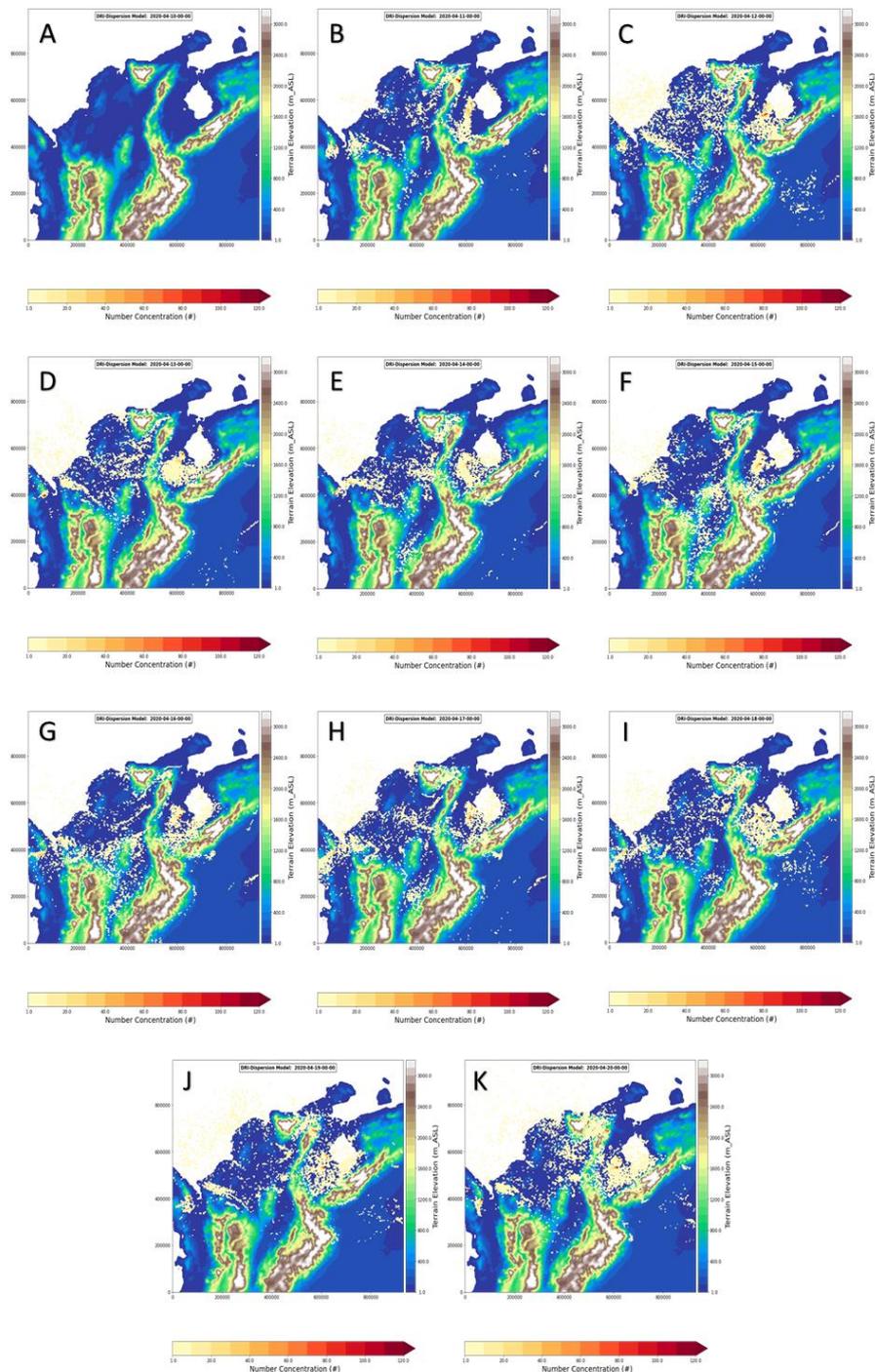
### I. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 200 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 200 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-K).

## Anexo J

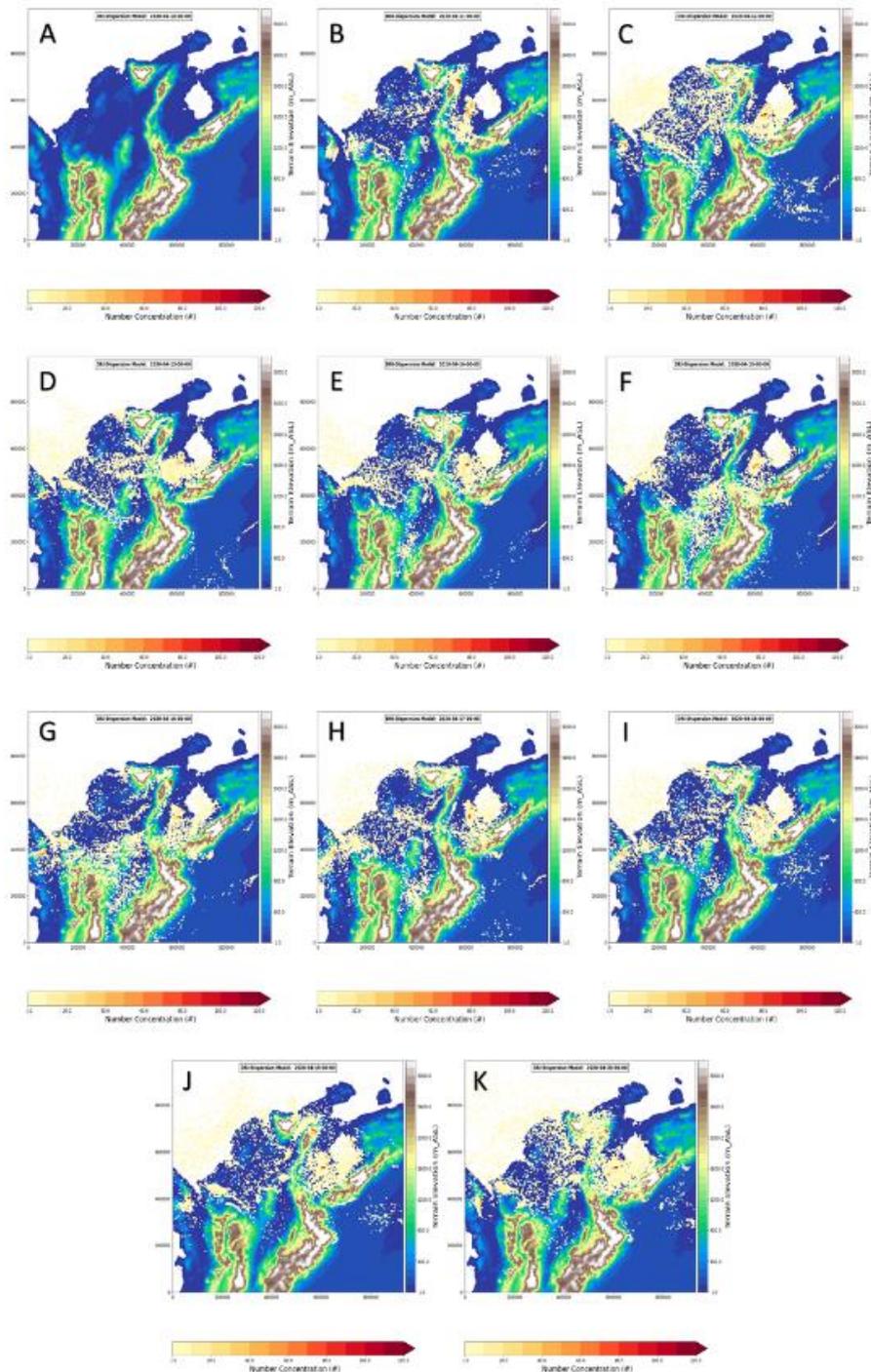
### J. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 300 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 300 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-K).

## Anexo K

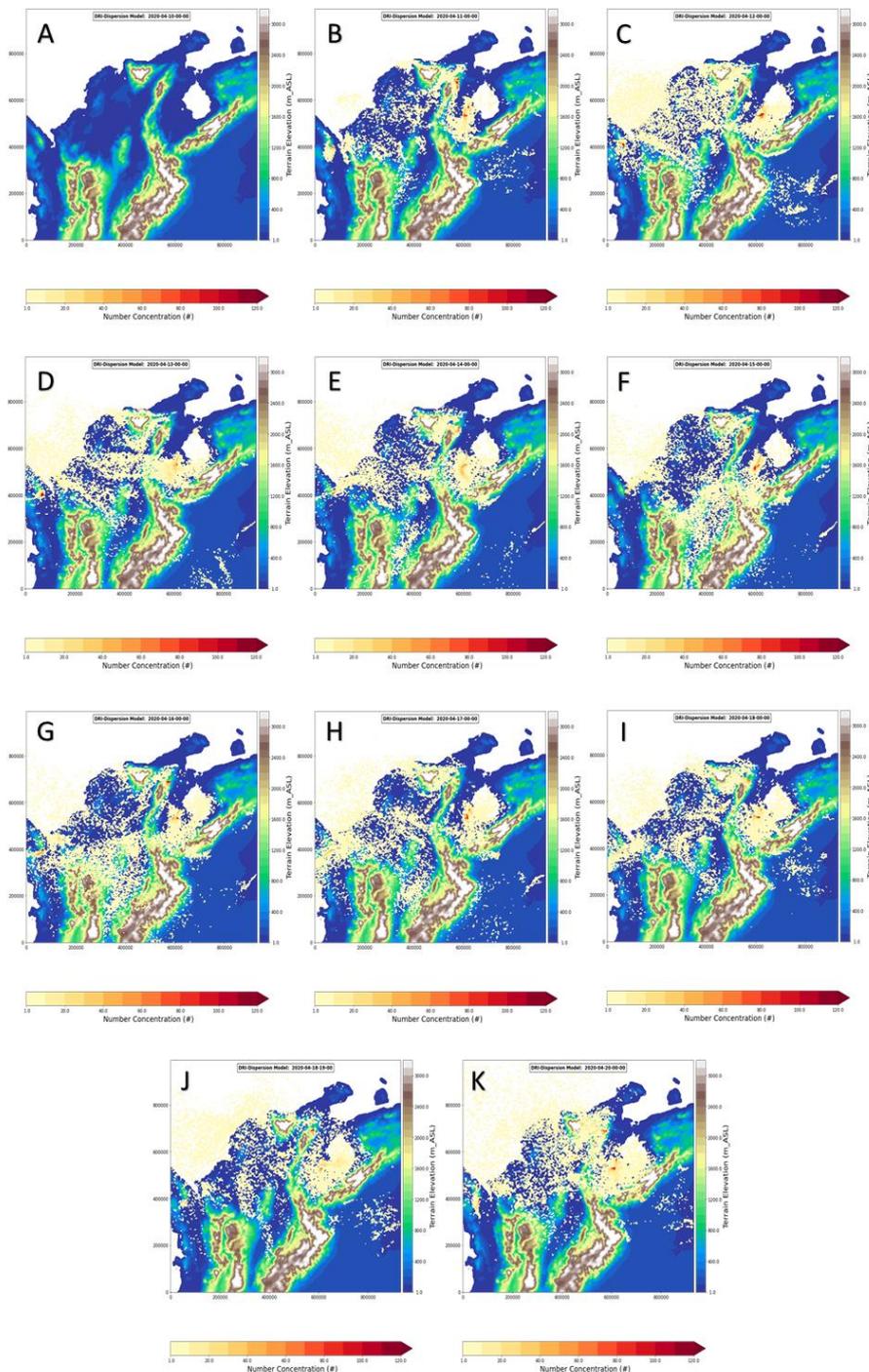
### K. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 500 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 500 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-K).

## Anexo L

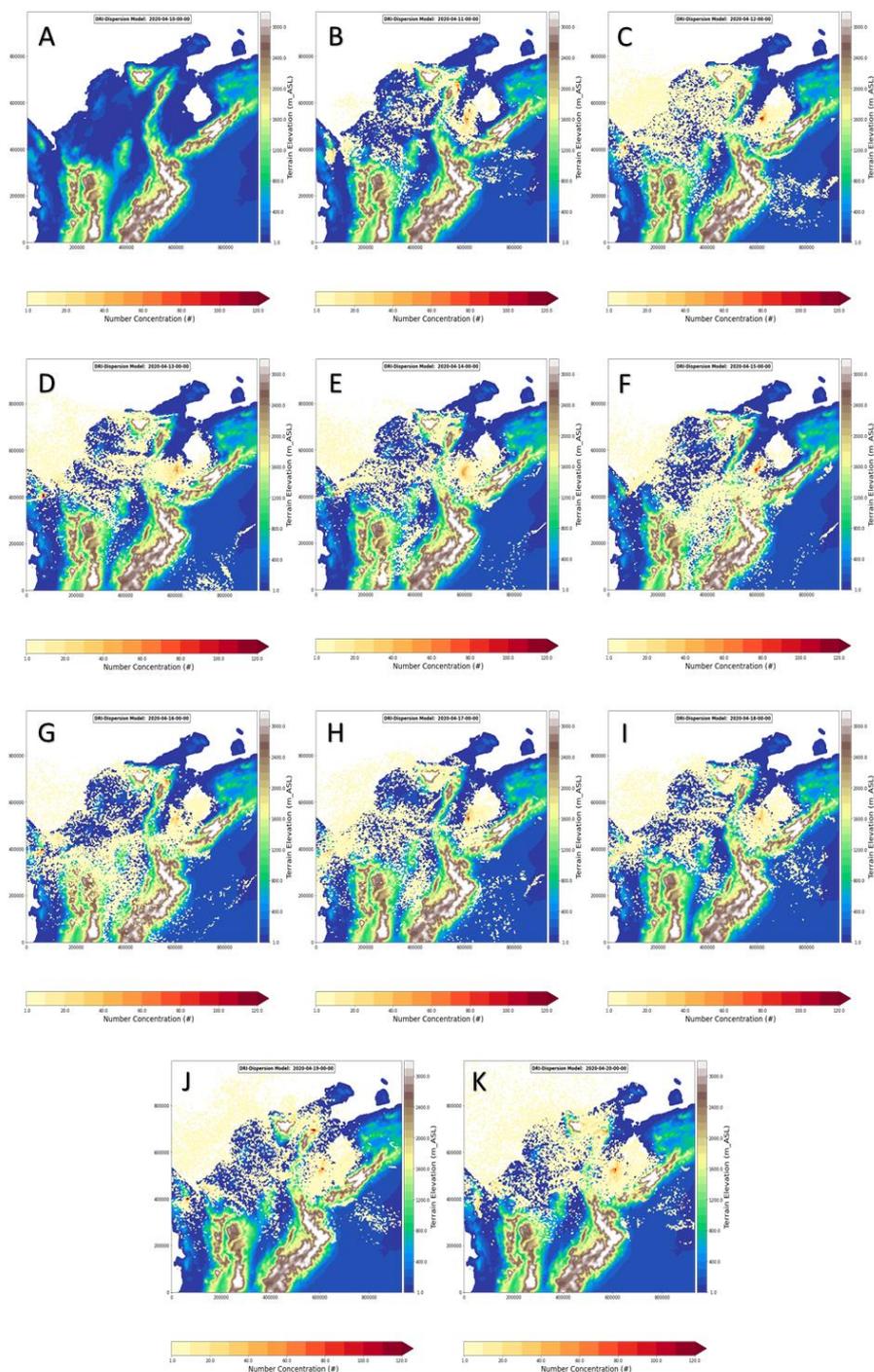
### L. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 800 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 800 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-H).

## Anexo M

### M. Distribución espacio temporal de las partículas para una elevación de la pluma de 1000 m



Distribución espacio temporal de las partículas simuladas por LSPDM (puntos amarillos, naranjas y rojos) para una altura de inyección de 1000 m. Simulaciones de referencia a las 00:00 horas de cada día entre el 10 y el 20 de abril del 2020 (A-H).

## Anexo N

### N. Número de incendios y FRP totales en el período de estudio

<b>Fecha</b>	<b>Número de incendios</b>	<b>Total FRP</b>
10/04/2020	764	6414.23
11/04/2020	2870	26509.78
12/04/2020	3456	29437.37
13/04/2020	4684	44684.38
14/04/2020	4865	52051.8
15/04/2020	3834	35792.7
16/04/2020	3873	29537.19
17/04/2020	3074	21377.09
18/04/2020	1618	11746.44
19/04/2020	781	6756.45
20/04/2020	942	7829.4
<b>TOTAL</b>	<b>30761</b>	<b>272136.83</b>

Número de incendios y FRP totales en el período de estudio.