



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

**Contaminación atmosférica por
material particulado en un territorio
urbano y de montaña.
Caso de estudio Valle de Aburrá, Colombia.**

Ricardo Ramírez Naranjo

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Minas, Departamento de Geociencias y Medioambiente
Medellín, Colombia
2022

Contaminación atmosférica por material particulado en un territorio urbano y de montaña.

Caso de estudio Valle de Aburrá, Colombia.

Ricardo Ramírez Naranjo

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería – Recursos Hidráulicos

Director:

Ph.D. José Fernando Jiménez Mejía

Línea de Investigación:

Calidad del aire – Climatología urbana

Grupo de Investigación:

Redaire-UNAL

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Minas, Departamento de Geociencias y Medioambiente

Medellín, Colombia

2022

*<<Locura es hacer lo mismo una y otra vez
esperando obtener resultados diferentes>>*

Anónimo, o quizás Albert Einstein.

Agradecimientos

A mi familia que ha soportado todo este proceso, especialmente a mi madre. A mi director de tesis y a mis compañeros del M2 en quienes encontré, además de colegaje, amistad. A los trabajos previos que me permitieron avanzar y a los trabajos futuros que seguirán el camino. A los caficultores de Colombia. A Dios.

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

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

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

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

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

Ricardo Ramírez Naranjo

Nombre

02/08/2022

Resumen

El material particulado es un aerosol contaminante constituido por partículas microscópicas que representan un riesgo a la salud por intrusión al sistema respiratorio e incluso al torrente sanguíneo. La caracterización de sus fuentes de emisión, el monitoreo de su presencia en la atmósfera urbana y la comprensión de los fenómenos que facilitan su concentración o dispersión son vitales para la gestión de la calidad del aire. En las ciudades tropicales estos fenómenos involucran mayor dinamismo atmosférico en la escala diurna, donde la radiación solar determina condiciones convectivas muy fuertes. Ahora bien, cuando estas ciudades tropicales se encuentran contenidas por una topografía montañosa, el forzamiento orográfico de los vientos, los gradientes de temperatura y presión, y la barrera física de las montañas aumentan la complejidad del estudio de la calidad del aire y usualmente representan condiciones desfavorables para la dispersión de los contaminantes.

Tomando el Valle de Aburrá al interior de la región andina de Colombia como caso de estudio, este trabajo parte de un análisis de los aspectos físicos, químicos y geográficos que influyen en su calidad del aire, así como la revisión del estado de arte y de la gestión institucional desarrollada en el territorio; para finalizar con la simulación de un episodio crítico de contaminación por $PM_{2.5}$ ocurrido en marzo del 2016 a través del modelo acoplado WRF-Chem, con lo cual se evaluó el desempeño de diferentes parametrizaciones de capa límite, incluyendo también el uso de inventarios de emisiones global y local. En términos generales la modelación obtuvo mejores resultados en horario diurno que en horario nocturno, siendo capaz de replicar la dispersión del material particulado hacia el sur en horas de la tarde y su posterior acumulación sobre el centro del valle. El uso del inventario de emisiones local no mejoró la simulación; si bien logró generar mayores concentraciones, la dispersión al nivel de la superficie resultó poco realista.

Palabras clave: Material particulado, capa límite atmosférica, calidad del aire urbano, simulación numérica, inventario de emisiones, topografía compleja.

Air pollution by particulate matter in an urban and mountain territory. Case study: Valle de Aburrá, Colombia

Abstract

Particulate matter is a polluting aerosol hazardous to health and made up of microscopic particles that can enter the respiratory system and even the bloodstream. Emissions source characterization, monitoring aerosol presence in the urban atmosphere, and understanding the concentration or dispersion phenomena are vital strategies for air quality management. In tropical cities, these phenomena carry a greater atmospheric dynamism on the diurnal scale, where solar radiation determines strong convective conditions. However, when these tropical cities are contained by a mountainous topography, orographic wind forcing, temperature and pressure gradients, and physical barriers from the mountains; all of that increase the complexity of air quality study and usually represent unfavorable conditions for dispersion of contaminants.

Taking the Aburra Valley within the Andean region of Colombia as a case study, this work is based on an analysis of the physical, chemical, and geographical aspects that influence its air quality, as well as state-of-the-art and institutional management review. Finally, this work presents a WRF-Chem coupled model simulation of a critical PM_{2.5} pollution episode that occurred in March 2016, evaluating the performance of different Boundary-Layer parameterizations and comparing the implementation of global emissions inventory versus local inventory. In general terms, daytime obtained better results than nighttime, and modeling was able to replicate the dispersion of particulate material towards the south in the afternoon hours and its subsequent accumulation over the center of the valley. The introduction of the local emissions inventory did not improve the simulation; while generating higher concentrations, dispersion at surface level was unrealistic.

Keywords: Particulate Matter, atmospheric boundary layer, urban air quality, numerical simulation, emission inventory, complex terrain.

Contenido

	Pág.
Resumen	IX
Contenido	XI
Lista de figuras.....	XII
Lista de tablas	XV
1. Introducción	1
1.1 Objetivo General.....	2
1.2 Objetivos Específicos	2
2. Desarrollo conceptual	5
2.1 Fundamentos físicos.....	5
2.2 Fundamentos químicos	9
2.3 El clima y la topografía	12
2.4 El clima y las ciudades	13
3. Descripción del caso de estudio	17
3.1 Valle de Aburrá, cuenca de material particulado.....	17
3.2 Estado del arte.....	27
3.3 Estado de la gestión de la calidad del aire y retos inmediatos	30
4. Modelado de contingencia ambiental	37
4.1 Descripción del modelo numérico.....	37
4.2 Información de entrada.....	43
4.3 Parametrización del modelo	53
5. Resultados.....	59
5.1 Resultados en la Mesoescala.....	59
5.2 Resultados en el dominio interno	61
6. Conclusiones y discusión.....	79
6.1 Conclusiones	79
6.2 Acerca de las ciudades tropicales y de montaña	81
6.3 Dificultades y trabajo futuro	84
Bibliografía	87
ANEXOS	101

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1. Absorción de radiación por la atmósfera de acuerdo a la longitud de onda	7
Figura 2. Dibujo esquemático del ascenso adiabático de una parcela de aire	8
Figura 3. Circulación de vientos en una topografía de valle	13
Figura 4. Consecuencia de la geometría en el intercambio radiativo	15
Figura 5. Ciclo diurno de temperatura en un ambiente urbano y su entorno rural	15
Figura 6. Localización del Valle de Aburrá	18
Figura 7. Comportamiento anual de precipitación, número de días con lluvia y temperatura.....	19
Figura 8. Ciclos diurnos típicos de Altura de la Capa Límite Atmosférica y Concentración de $PM_{2.5}$	22
Figura 9. Comportamiento diurno de la concentración del $PM_{2.5}$	23
Figura 10. Concentración promedio diurno del $PM_{2.5}$ en diferentes ciudades tropicales..	25
Figura 11. Fotografías áreas de La Paz, Cochabamba, San Salvador y Medellín	26
Figura 12. Niveles de $PM_{2.5}$ en diferentes estaciones de monitoreo durante marzo del 2016.....	32
Figura 13. Comparación del ciclo diurno promedio del $PM_{2.5}$ para los marzos del 2016, 2017 y 2018	33
Figura 14. Perfil de antigüedad de los vehículos de carga inscritos en las secretarías de tránsito del Valle de Aburrá.....	35
Figura 15. Interacción entre procesos físicos representados mediante parametrización en el WRF	40
Figura 16. Dominios para la simulación numérica de las condiciones atmosféricas en el Valle de Aburrá	46
Figura 17. Precipitación en el Valle de Aburrá durante el periodo de simulación.....	47
Figura 18. Usos del suelo para la región del Valle de Aburrá de acuerdo a las categorías del IGBP	48
Figura 19. Archivos wrfchemi de entrada de emisiones de PM_{10} para el dominio interno d04 de acuerdo a los diferentes inventarios.	52
Figura 20. Comportamiento promedio en la mesoescala de temperatura y humedad relativa en los dominios d01, d02 y d03.....	60
Figura 21. Concentración promedio de PM_{10} en la mesoescala.....	61
Figura 22. Comportamiento promedio en el dominio interno de la temperatura y la humedad relativa a dos metros sobre la superficie	62

Figura 23. Distribución en el Valle de Aburrá de las estaciones y equipos de la red de monitoreo de calidad del aire utilizados	63
Figura 24. Diagrama de dispersión de humedad relativa y temperatura entre datos observados y valores simulados para cada uno de los esquemas de capa límite implementados.....	64
Figura 25. Comportamiento promedio en el dominio interno de los vientos a 10 metros sobre la superficie	64
Figura 26. Diagramas de cajas con la distribución de los valores de meteorología simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados	65
Figura 27. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados para la meteorología en cada uno de los esquemas de capa límite implementados	67
Figura 28. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de altura de la CLA con cada uno de los esquemas de capa límite implementados.....	69
Figura 29. Comportamiento promedio en el dominio interno de la altura de la CLA obtenida con el esquema YSU.....	71
Figura 30. Series de tiempo de las concentraciones simuladas al interior del Valle de Aburrá de $PM_{2.5}$ [$\mu g/m^3$] y sus principales precursores químicos [ppmv].....	72
Figura 31. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de concentración de $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 y SO_2	73
Figura 32. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados para el material particulado en cada uno de los esquemas de capa límite implementados	73
Figura 33. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados en horario diurno (6am a 6pm) para el material particulado	74
Figura 34. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados en horario nocturno (6pm a 6am) para el material particulado	74
Figura 35. Concentración promedio en el dominio interno del $PM_{2.5}$ a 10 metros sobre la superficie con el esquema YSU	75
Figura 36. Concentración promedio en el dominio interno del $PM_{2.5}$ a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario global	76
Figura 37. Concentración promedio en el dominio interno del $PM_{2.5}$ a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario local.....	76
Figura 38. Concentración promedio en el dominio interno de los VOCs a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario local.....	78
Figura 39. Concentración promedio en el dominio interno de los NO_x a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario local.....	78
Figura 40. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de meteorología en la zona norte del Valle de Aburrá.....	101
Figura 41. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de contaminantes en la zona norte del Valle de Aburrá	102
Figura 42. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados de meteorología en la zona norte del Valle de Aburrá.....	103
Figura 43. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de meteorología en la zona centro del Valle de Aburrá.....	104

Figura 44. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de contaminantes en la zona centro del Valle de Aburrá	105
Figura 45. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados de meteorología en la zona centro del Valle de Aburrá	106
Figura 46. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados del material particulado en la zona centro del Valle de Aburrá	107
Figura 47. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de meteorología en la zona sur del Valle de Aburrá.....	108
Figura 48. Diagramas de cajas con la distribución de los valores simulados de contaminantes en la zona sur del Valle de Aburrá	108
Figura 49. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados de meteorología en la zona sur del Valle de Aburrá	109
Figura 50. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados de material particulado en la zona sur del Valle de Aburrá	110

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1. Ecuación general de la combustión de un hidrocarburo	10
Tabla 2. Algunas de las bases de datos y herramientas de pre-procesamiento para la información química de entrada del WRF-Chem	39
Tabla 3. Resumen de los principales esquemas de aerosoles y mecanismos químicos disponibles para parametrizar la química en WRF-Chem.	42
Tabla 4. Especies químicas de gases y aerosoles incluidos en el mecanismo químico RADM2 y en el esquema para aerosoles MADE-SORGAM.....	50
Tabla 5. Especiación de los inventarios de emisiones en las especies químicas precisadas por el esquema RADM2/MADE-SORGAM.....	51
Tabla 6. Resumen de la configuración del modelo WRF-Chem para el ejercicio de simulación planteado	58
Tabla 7. Expresión matemática de los estadísticos utilizados.	66
Tabla 8. Estadísticos estimados para el material particulado PM _{2.5} en la zona norte del Valle de Aburrá	104

1. Introducción

Las actividades económicas del ciudadano y su estilo de vida plantean un problema para la calidad del aire de los centros urbanos del que apenas hace relativamente poco se invierte interés. Los procesos industriales y la transformación de materias primas derivan en subproductos químicos que pueden contaminar al ambiente a escala local o incluso global. Aún más, la circulación al interior de las ciudades de sistemas de movilidad basados en la combustión de recursos fósiles representa fuentes de emisión de partículas contaminantes a la atmósfera urbana. Adicional a la contaminación química, el ruido y el calor antropogénico son otras formas de impacto a la atmósfera. Este último es desencadenado por la sustitución de la cobertura vegetal natural por superficies pavimentadas que imponen un nuevo régimen térmico en la ciudad denominado fenómeno Isla de Calor Urbana, asociado al aumento de la temperatura atmosférica de los centros urbanos en comparación con su periferia rural o suburbana más fresca (Oke T. R., 1973; Oke, Mills, & Voogt, 2017). El problema de la contaminación atmosférica suele ser muy crítico en grandes aglomeraciones urbanas (Mage et al., 1996) tal como es el caso para Delhi (Goyal et al., 2006), Pekín (Hao & Wang, 2005), Ciudad de México (Loomis et al., 1999), Sao Paulo (de Miranda et al., 2012), Santiago de Chile (Romero et al., 1999), entre otras ciudades.

Particularmente para Medellín y las ciudades adyacentes que componen su área metropolitana al interior del Valle de Aburrá, la calidad del aire se ha convertido en un asunto crítico en los últimos años. La exposición a material particulado fino, menor a 2.5 micrómetros (denominado $PM_{2.5}$), periódicamente supera concentraciones diarias de 50 $\mu g/m^3$, lo cual excede los niveles máximos permisibles recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2021) y establecidos por el artículo 263 del Acuerdo 048 del 2014 que dicta el Plan de Ordenamiento que rige a la ciudad. Las características que determinan este problema en Medellín están asociadas a varios factores que se resumen

en una alta tasa de emisiones (principalmente por fuentes móviles) en contraposición a una más baja capacidad natural de dispersión de los mismos. Por un lado la topografía compleja de valle estrecho y la rugosidad del dosel urbano limita la ventilación y por otro las dinámicas meteorológicas que condicionan episodios importantes de estabilidad atmosférica propenden a la concentración de los contaminantes atmosféricos.

Para explorar los factores que inciden en el problema de la contaminación del aire en un territorio urbano y de montaña como lo es el Valle de Aburrá, se propone generar un análisis de dichos factores en el sentido de hacer una discretización del problema en sus partes constituyentes, caracterizando la manera como se relacionan entre ellos y con el problema mismo. Dicho análisis estaría apoyado en una primera parte por la construcción del contexto teórico, describiendo el escenario de un episodio crítico de contaminación en el Valle de Aburrá a partir de datos y conceptos físicos, y en una segunda parte por la simulación del mismo episodio crítico de contaminación a través de herramientas de modelación numérica, específicamente usando el sistema acoplado WRF-Chem.

De esta manera la **pregunta que motiva este trabajo** es: ¿qué factores físicos, químicos y geográficos inciden en la contaminación atmosférica por material particulado (y de qué manera lo hacen) sobre un territorio urbano, tropical y de montaña?

1.1 Objetivo General

Reconocer los factores que inciden en la contaminación atmosférica por material particulado en un territorio urbano, tropical y de montaña.

1.2 Objetivos Específicos

- Producir un análisis crítico de los estudios previos y el estado del arte alrededor de la climatología urbana y la calidad del aire en el Valle de Aburrá.
- Sintetizar las características metodológicas para el estudio y la simulación del material particulado en ciudades tropicales y de montaña.

-
- Caracterizar un episodio de contingencia ambiental por $PM_{2.5}$ en el Valle de Aburrá y aplicar el modelo WRF-Chem bajo estas condiciones para ilustrar la manera como se relacionan los factores físicos, químicos y geográficos con el problema de la contaminación atmosférica.
 - Identificar los retos más próximos en materia de investigación y gestión de la calidad del aire en el Valle de Aburrá.

2. Desarrollo conceptual

En este capítulo se realiza una revisión de los principales conceptos físicos y químicos que intervienen en el comportamiento atmosférico y la calidad del aire. Posteriormente se revisa cómo estos factores interactúan con una ciudad, particularmente en ciudades tropicales de orografía compleja.

2.1 Fundamentos físicos

La energía, por definición, es la generadora de los procesos físicos, químicos y biológicos que nos rodean. Ahora bien, para el sistema terrestre el Sol representa la única entrada externa de energía. Como consecuencia de un conjunto de reacciones de fusión nuclear, el Sol emite radiación electromagnética que se propaga a través del vacío del espacio hasta nuestro planeta. Debido a las altísimas temperaturas que alcanza el Sol y tal como lo expresa la Ley de desplazamiento de Wien, la longitud de onda del pico de emisión es inversamente proporcional a la temperatura del cuerpo que lo emite, por lo que la radiación proveniente del Sol es fundamentalmente de onda corta, entre el espectro ultravioleta y el visible. Así, al tope de nuestra atmósfera llega un equivalente a 1367 W/m^2 , valor que toma el nombre de constante solar. La radiación incidente puede ser reflejada, absorbida o simplemente transmitida a través del medio donde incide. Esta interacción de los rayos de luz depende de propiedades físicas de cada material y para el caso del sistema terrestre existe una atenuación o extinción paulatina del flujo radiativo conforme los rayos solares van penetrando en la atmósfera según la interacción con cada aerosol, siguiendo la Ley de Beer-Lambert. Particularmente nuestra atmósfera está compuesta en su mayoría por nitrógeno gaseoso N_2 , aproximadamente un 78,08% de su volumen (Lazaridis, 2011). Sólo cerca del 25% de la radiación que llega desde el Sol es absorbida por la atmósfera, mientras que otro 25% es reflejada directamente por las nubes y otros aerosoles por albedo. El flujo restante es transmitido hasta la superficie terrestre donde cerca de otro 3% es reflejado, es decir, de la radiación solar que originalmente incidió sobre el tope

atmosférico, sólo un 47% es recibido en la superficie de la Tierra (Jacobson, 2001; Stull, 1988; Lazaridis, 2011).

Esta energía absorbida por la superficie terrestre genera un calentamiento radiativo. Por supuesto la Tierra no se logra calentar tanto como el Sol y de nuevo de acuerdo a la Ley de desplazamiento de Wien, la menor temperatura de la Tierra provoca un pico de emisión de longitud de onda más larga, ubicada en el espectro infrarrojo. Así pues, la superficie terrestre propaga su calor hacia la atmósfera en forma de radiación infrarroja. El segundo constituyente atmosférico más común con un 20.95% del contenido volumétrico es el oxígeno, y junto con otros constituyentes menores como el dióxido de carbono y el vapor de agua tienen la capacidad de absorber una importante cantidad de esta radiación de onda larga y re-emitirla hacia la superficie terrestre (Lazaridis, 2011). A este fenómeno se le conoce como efecto invernadero natural (Bowman, 1990) y ayuda a mantener el equilibrio térmico en el sistema terrestre. Los porcentajes de absorción de la atmósfera respecto a la radiación de onda corta proveniente del Sol y a la radiación de onda larga proveniente de la superficie terrestre son ilustrados en la Figura 1.

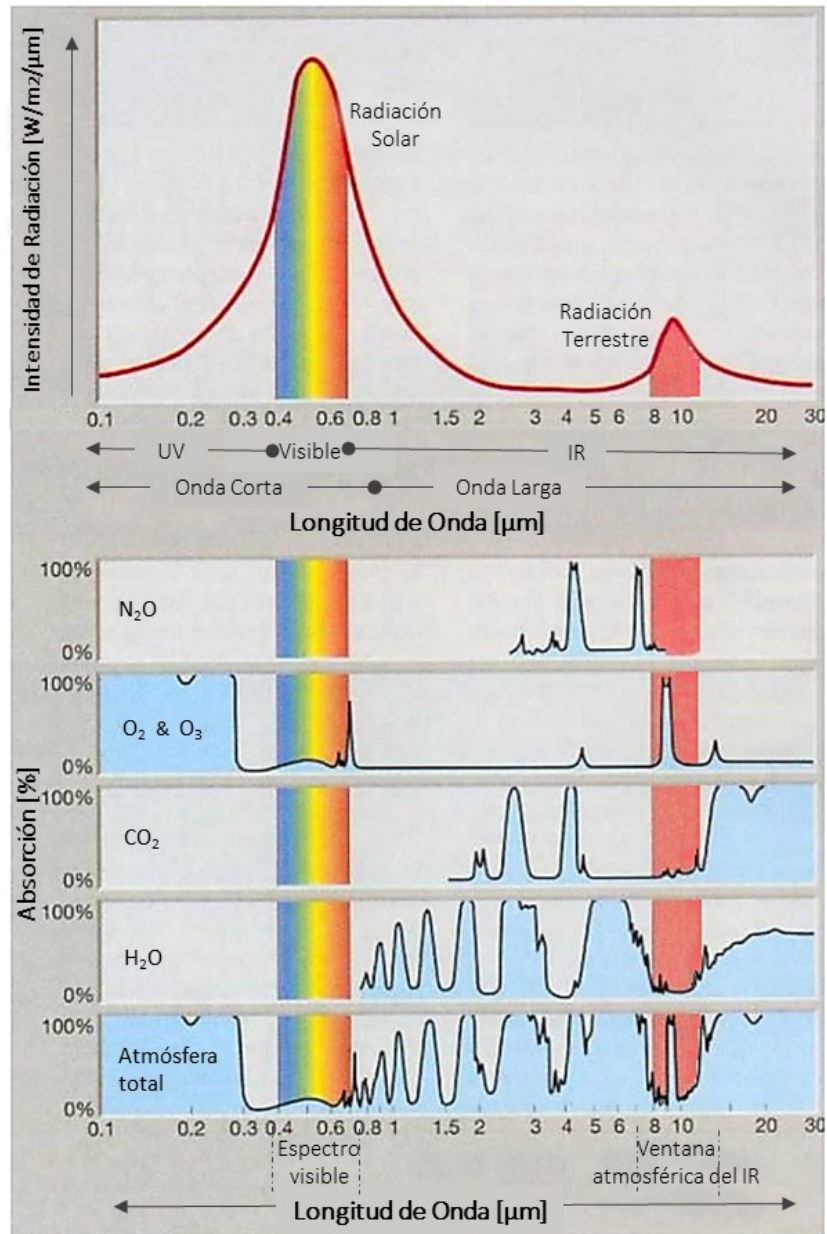


Figura 1. Absorción de radiación por la atmósfera de acuerdo a la longitud de onda. El recuadro superior ejemplifica la radiación proveniente del Sol y de la superficie terrestre y los recuadros siguientes enseñan la cantidad relativa de radiación absorbida por distintos constituyentes atmosféricos. Nótese que el ozono O₃ logra absorber la mayor parte de la radiación UV pero que en general la atmósfera es transparente a la radiación solar (que es mayormente en el espectro de luz visible), no así para la radiación de onda larga que es ampliamente absorbida (lo cual soporta el Efecto Invernadero Natural) excepto en la denominada ventana atmosférica del IR que corresponde a la radiación terrestre que logra escapar de la atmósfera. Modificado a partir de (Ahrens, 2012).

Ahora bien, este aparente equilibrio térmico es sólo válido al integrar en la escala planetaria de largo plazo, pero las diferencias entre la energía solar que incide sobre el ecuador y la

que lo hace en los extratropicos (y aún más con los movimientos relativos de la Tierra en relación al Sol), la absorción y emisión de energía de la superficie oceánica respecto a la de la superficie sólida de la Tierra, la obvia diferencia entre el día y la noche y demás particularidades suscitan un desequilibrio a diferentes escalas que sostiene el eterno dinamismo atmosférico. Naturalmente la advección y la convección redistribuyen masa y energía al interior de la atmósfera. El primer término se refiere al transporte horizontal normalmente producto de fenómenos de mesoescala (o incluso de mayor escala) como diferencias de presión (Ernst, 2000); mientras que la convección está asociado al ascenso vertical de parcelas de aire por cambios en su densidad en función de variación de su temperatura, presión o composición. La fuerza termodinámica que incita la convección se le llama boyancia térmica. Factores como el incremento en la temperatura potencial y en el contenido de vapor de agua aumentan la boyancia de las parcelas de aire, mientras que la precipitación la disminuye (UCAR, 2002). Cuando en una parcela de aire su temperatura aumenta respecto a la de su medio circundante, aumenta su energía interna. Este desequilibrio podría regularse si la parcela intercambiase calor con su alrededor. Otra forma es si por el contrario no se disipase calor, y en vez de eso la energía fuese invertida en generar trabajo sobre las fronteras de la parcela, su volumen se expandiría, su densidad disminuiría y en consecuencia ascendería. A este mecanismo se le llama ascenso adiabático (véase la Figura 2). La aceleración vertical continuará hasta que las temperaturas (o densidades) de la parcela y el ambiente se igualen.

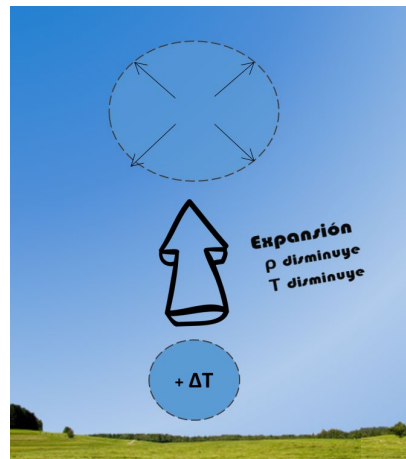


Figura 2. Dibujo esquemático del ascenso adiabático de una parcela de aire que al ganar temperatura, se expande disminuyendo su densidad y por ende ascendiendo, hasta lograr equilibrar su temperatura con la del medio ambiente. Elaboración propia

La tendencia en la tropósfera de facilitar (o inhibir) los movimientos verticales define la inestabilidad (o estabilidad) atmosférica. Las condiciones de estabilidad demarcan un límite termodinámico en la tropósfera que separa dos subcapas fenomenológicamente diferentes (Herrera Mejía, 2015), una capa adyacente a la superficie llamada Capa Límite Atmosférica (CLA) y otra por encima de esta llamada Atmósfera Libre. Garratt (1992) define la CLA como la porción de aire donde los efectos de la superficie (fricción, calentamiento y enfriamiento) afectan en escalas de tiempo menores a un día, y donde los flujos de momentum, calor o materia son transportados por movimientos turbulentos en una escala espacial de un orden menor o igual al de la profundidad de la capa (Jiménez Mejía, 2016). Así, el interior de esta capa está dominado por la turbulencia, donde se favorecen los procesos de mezclado y dispersión de humedad y aerosoles, los cuales, al ascender convectivamente hasta su tope entran en contacto con la denominada Atmósfera Libre, donde el perfil de velocidad del viento es relativamente menos variable y magnitudes como la temperatura, la concentración de aerosoles y la turbulencia disminuyen drásticamente (Herrera Mejía, 2015). La altura de la CLA es sensible a los efectos conjuntos de los flujos de radiación, el calentamiento radiactivo del suelo, la orografía, la humedad, los vientos en superficie y los procesos de transferencia de masa entre la Atmósfera Libre y la CLA (Portela, Castro, & González, 1991; Palacio & Jiménez, 2012).

2.2 Fundamentos químicos

La quema de materiales combustibles ha sido una técnica que ha soportado a la humanidad desde la prehistoria. Desde un punto de vista químico, la combustión es una reacción entre el oxígeno y el material oxidable, es decir, el combustible, la cual tiene la propiedad de una liberación rápida de energía en forma de luz y calor. A partir de la era industrial la combustión se ha instrumentalizado y masificado, siendo así que la quema de combustibles fósiles se ha convertido en la principal fuente de energía para impulsar los sistemas de transporte, generar electricidad, cocinar, entre otras actividades humanas. Actualmente la relación reservas/producción a nivel mundial está aproximadamente en un 40% para el petróleo, 60% para el gas natural y 120% para el carbón (Lior, 2012), lo que hace que a la tasa proyectada de consumo alcance combustibles por al menos un siglo más, o de dos más para el caso del carbón (Lior, 2012). Esto tiene implicaciones nocivas para el medio ambiente. La combustión de un hidrocarburo, además de generar energía

como ya se dijo, libera esencialmente dióxido de carbono, agua y nitrógeno molecular. Esto suponiendo que la combustión es estequiométricamente perfecta, es decir, que se utiliza la proporción exacta entre aire y combustible y que todos los componentes se oxidan completamente sin ningún exceso. En la práctica, aún al interior de calderas o cámaras de combustión con control industrial, tanto el aire como el combustible están en movimiento y su mezcla no es homogénea. Si se suma que las velocidades de reacción de cada componente son diferentes, además de otras incertidumbres como inevitables variaciones en la temperatura a lo largo de la reacción, el resultado es que parte del combustible es liberado sin una completa oxidación. Aun cuando las diferentes tecnologías de combustión modernas trabajan con un exceso de aire para mantener un buen desempeño de los quemadores y su proceso de combustión, sigue siendo inevitable la liberación de subproductos de oxidación incompleta como el monóxido de carbono. La complejidad aumenta cuando se considera también la humedad en el aire y la disociación de los componentes del combustible en compuestos más sencillos a causa de las altas temperaturas. Este modelo de reacción se resume en la Tabla 1.

Tabla 1. Ecuación general de la combustión de un hidrocarburo; donde m y n corresponden al número de átomos de carbono e hidrógenos respectivamente, a es la cantidad de aire que realmente reacciona con el combustible mientras que a_{est} es la cantidad estequiométrica de aire dada por $m + n/4$, y por último las letras griegas α , β , γ , δ , ϵ , ζ , η , θ , ι , κ , λ , μ y ν corresponden al número de moles de cada una de los compuestos químicos. Adaptado a partir de (Carranza-Sánchez, Romero-Piedrahita, & Flórez-Serrano, 2014).

Combustión teórica de un hidrocarburo con aire seco
$C_m H_n + a_{est}(O_2 + 3.76N_2) \rightarrow \beta CO_2 + \gamma H_2O + \delta N_2$
Combustión de un hidrocarburo con aire húmedo y bajo la consideración de disociación
$C_m H_n + \mu S + a(O_2 + 3.76N_2) + \alpha H_2O$ $\rightarrow \beta CO_2 + \gamma H_2O + \delta N_2 + \epsilon O_2 + \zeta CO + \eta NO + \theta H_2 + \iota HO + \kappa H + \lambda O + \nu SO_x$

Gases como el CO_2 y el H_2O inciden en la absorción de energía térmica y por ende en el Efecto Invernadero y el cambio climático de acuerdo a lo expuesto en el apartado anterior. El CO y los hidrocarburos sin quemar representan un riesgo por intoxicación al ser inhalados. Por otro parte los NO_x liberados en interacción con la química atmosférica natural

pueden llegar a producir ácido nítrico, principal constituyente de la lluvia ácida, además de ozono troposférico y otros contaminantes secundarios. Las diferentes impurezas en los combustibles llevan a la producción de otros contaminantes. La presencia de azufre, por ejemplo, genera la liberación de óxidos de azufre que irritan las mucosas y agravan enfermedades respiratorias, y que se relacionan también con la generación de lluvia ácida.

Un contaminante que repercute en gran medida en el deterioro de la calidad del aire de las ciudades es el Material Particulado (PM). Si bien puede generarse de manera natural por erosión eólica de la corteza terrestre, está fuertemente relacionado con la combustión de hidrocarburos, especialmente el diésel. Los vehículos automotores son la principal fuente de PM emitido a la atmósfera, pudiendo llegar a contribuir en el 75% del total de este contaminante presente en los centros urbanos alrededor del mundo (Quality of Urban Air Review Group, 1993). En los motores a diésel, las partículas son formadas en zonas de baja temperatura (menos de 150°C) o de baja disponibilidad de oxígeno durante la combustión, propiciando reacciones de pirólisis que forman hidrocarburos policíclicos aromáticos, los cuales a su vez promueven la formación de estructuras de fullerenos que, al aglomerarse, forman partículas esféricas muy finas (Rojas, 2004). Normalmente se representan según sus diámetros característicos sean menores a 10 micras (PM_{10}) o menores a 2.5 micras ($PM_{2.5}$). La composición química que constituye al material particulado puede ser muy variada, desde elementos livianos como aluminio, silicio, potasio y calcio hasta otros pesados como hierro, zinc, vanadio, titanio, cadmio, plomo, mercurio y antimonio, además de compuestos orgánicos de elevada toxicidad, potencial efecto cancerígeno y asma (Arnedo Pena et al., 2009). La mayoría de los estudios de especiación química del material particulado evidencian una dependencia entre composición química y tamaño de las partículas (Quijano Parra, Quijano Vargas, & Henao Martínez, 2010). Es así que mientras mayormente el PM_{10} tiende a tener pH básico, el $PM_{2.5}$ es generalmente de pH ácido (Martínez. L, Quiroz, & Rúa, 2011).

También existe el material particulado secundario, es decir, que no es emitido directamente por una fuente contaminante sino que es formado a partir de la reacción de otros contaminantes presentes en la atmósfera. Siendo así, el PM secundario se deriva de la oxidación de una variedad de gases orgánicos e inorgánicos donde el SO_2 y el NO_x resultan ser los precursores más predominantes. El SO_2 es oxidado tanto en fase gaseosa como líquida por H_2O_2 , O_3 o O_2 en presencia de $Fe(III)$ hasta convertirse en H_2SO_4 . Por su parte el NO_2 puede convertirse en HNO_3 gaseoso por reacción con los radicales OH

durante el día. Por la noche, el NO_2 también se oxida a HNO_3 mediante una secuencia de reacciones iniciadas por el O_3 que producen radicales nitrato y pentóxido de dinitrógeno como productos intermedios. Ambos, el ácido sulfúrico (H_2SO_4) y el ácido nítrico (HNO_3), son neutralizados por el amoníaco (NH_3) naturalmente presente en la atmósfera para generar partículas de sulfatos, nitratos y amonios que a menudo representan la mayor parte de la masa del $\text{PM}_{2.5}$ secundario (EPA, 2019).

En cuanto a precursores orgánicos, el material particulado secundario se forma a partir de la coagulación con otras partículas, condensación de gases a partículas semivolátiles y procesos de envejecimiento fotoquímico que oxidan los componentes de los contaminantes o que generan oligómeros. Se ha estudiado el papel protagónico que jugaría el isopreno, los hidrocarburos aromáticos y los compuestos orgánicos volátiles diferentes al metano (VOCs) en la formación del material particulado. Sin embargo, se entiende mucho más de los procesos físicos que conducen a la desintegración mecánica, aglomeración y crecimiento de las partículas en la atmósfera, mientras que los mecanismos de reacción y transformación química de compuestos orgánicos son amplios y aún generan un alto grado de incertidumbre en lo que representa un área de investigación activa (EPA, 2019).

La principal preocupación respecto al material particulado está dada por su inminente riesgo para la salud humana. Al ser unas partículas tan finas generan riesgo por intrusión al sistema respiratorio, produciendo alteraciones que se manifiestan usualmente en infecciones respiratorias agudas, bronquitis, ataques de asma, enfermedades cardiovasculares y cáncer del pulmón. A menor tamaño de la partícula, el nivel de riesgo para la salud aumenta, lo que sugiere que el $\text{PM}_{2.5}$ es un mejor indicador de la calidad del aire que el PM_{10} (Rojas, 2004). Gracias a su menor tamaño, el $\text{PM}_{2.5}$ puede llegar a los alvéolos pulmonares y filtrarse a través del sistema linfático hasta el torrente sanguíneo, donde interactúa con las membranas celulares y transfiere sus componentes tóxicos (Urch, et al., 2004; Hester, Harrison, Donaldson, & MacNee, 1998).

2.3 El clima y la topografía

Por supuesto la incidencia del relieve añade complejidad a los fenómenos termodinámicos que rigen al clima. A diferencia de lo que ocurriría en un terreno completamente plano, en

un contexto montañoso la radiación solar puede ser bloqueada por el relieve y/o redireccionada por la orientación de la superficie. De esta manera la radiación total que incide en una topografía compleja puede ser hasta 30% menor que la que incidiría sobre un terreno plano (Ruiz Arias et al., 2011). En un momento dado, las diferencias entre las laderas que reciben radiación y las que están sombreadas aumentan localmente los desequilibrios que alimentan los movimientos atmosféricos. De esta manera la alteración de la circulación y del balance del momentum que genera los terrenos montañosos no sólo se debe al evidente obstáculo orográfico sino también a procesos de carácter térmico. Por ejemplo en un valle, tal como se muestra en la Figura 3, típicamente durante el día debido al calentamiento radiativo los vientos más cálidos y por ende menos densos ascienden a lo largo del relieve y hacia las laderas, en lo que se denomina vientos anabáticos; por el contrario durante la noche el aire por encima de las montañas que está más frío y denso desciende hacia el interior del valle en los denominados vientos catabáticos.

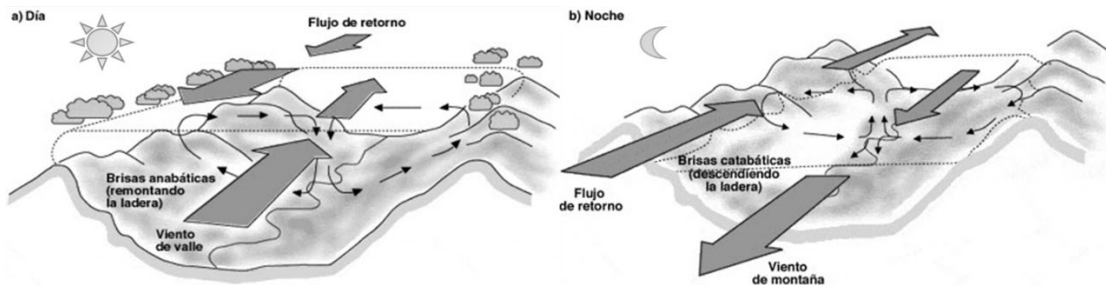


Figura 3. Circulación de vientos en una topografía de valle. Modificado a partir de (Oke T. R., *Boundary Layer Climates*, 1987).

2.4 El clima y las ciudades

Por otro lado, las condiciones urbanas también tienen una incidencia en el balance de energía planteado anteriormente. Como se explicó, la radiación solar interactúa inicialmente con la atmósfera donde es parcialmente reflejada o absorbida, pero la contaminación química generada por la industria y la movilidad en los centros urbanos altera estas porciones. El impacto climático de la formación de aerosoles dependerá de sus concentraciones, distribuciones y vidas atmosféricas. Las altas concentraciones de aerosoles y coloides en la atmósfera urbana suscitan la dispersión de la radiación proveniente del Sol, afectando tanto la visibilidad como la temperatura en las ciudades (Gaffney & Marley, 2009). Mientras que unas partículas como el negro de carbón (también

conocido como carbono negro) están asociadas con la absorción de radiación ultravioleta en el rango de longitud de onda que promueve la fotoquímica y la consecuente formación de contaminantes secundarios como el ozono, otras especies químicas como los aldehídos disueltos en la atmósfera son fuertes absorbedores de radiación infrarroja, contribuyendo al calentamiento local (Gaffney & Marley, 1991). Igualmente, a una escala regional e incluso global el aumento de gases como el dióxido de carbono, metano o vapor de agua por fuera de los ciclos naturales, tienen una potente contribución al Efecto Invernadero y el cambio climático del planeta. Para el caso del material particulado fino, la química atmosférica puede ser un factor importante a tener en cuenta, pues como se advirtió en un numeral anterior, su presencia en la atmósfera no se debe únicamente a emisiones primarias de este aerosol sino también a la generación secundaria a partir de reacciones foto-químicas que involucran a los óxidos de nitrógeno y azufre y a los compuestos orgánicos volátiles.

Posteriormente, cuando la radiación solar incide sobre la superficie urbana, una porción es reflejada por albedo. Típicamente las ciudades presentan albedos en el rango de entre 10% a 20% (Taha, 1997). Superficies lisas y de colores claros, como fachadas pintadas de blanco, ayudan a aumentar el albedo, mientras que superficies rugosas y oscuras lo reducen, como cubiertas de asfalto. La eliminación de la cobertura verde en las ciudades disminuye el aporte de vapor de agua por evapotranspiración reduciendo los flujos de calor latente, lo que propende atmósferas más secas y calientes. Igualmente se reduce el sombreado de los árboles exponiendo más superficie pavimentada a la radiación solar. El asfalto, el concreto, el aluminio y demás materiales de construcción implementados en las ciudades tienen una mayor capacidad de absorber la radiación solar y ganan más fácilmente temperatura por tener menor calor específico, a la vez que se resisten menos a transferir energía en forma de calor porque poseen mayores coeficientes de conductividad térmica. La misma composición de calles y corredores ceñidos por edificios, denominados cañones urbanos, genera un efecto adicional sobre la radiación. Cuando la radiación solar incide sobre una cara interna del cañón es reflejada a otras superficies del mismo corredor, siendo de nuevo parcialmente reflejada y absorbida. Este proceso representa el atrapamiento radiativo del cañón urbano (véase la Figura 4) y conlleva a que finalmente la radiación efectivamente absorbida sea mayor a la que se esperaría según el albedo de su superficie. Igualmente ocurre con la radiación de onda larga emitida desde las superficies sólidas; mientras más grande sea la relación entre la altura de los edificios y el ancho del

cañón más se bloquea el intercambio radiativo entre el dosel urbano y el espacio aéreo de la ciudad, es decir, disminuye el factor de visión del cielo y de esta forma el calor emitido por las calles es reabsorbido por los edificios (Bonan, 2002).

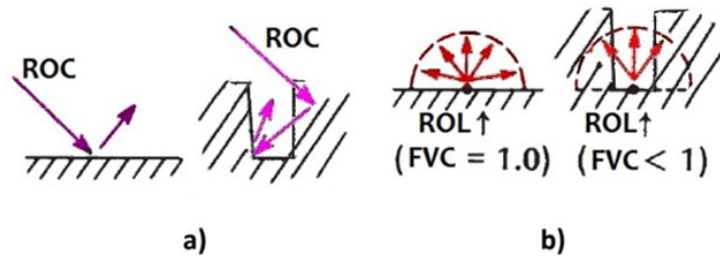


Figura 4. Consecuencia de la geometría en el intercambio radiativo. a) Radiación de onda corta que incide sobre una superficie plana (izquierda) es reflejada según su albedo, pero al interior de un cañón urbano (derecha) es reflejada y parcialmente reabsorbida por otras superficies dentro del mismo corredor. b) Radiación de onda larga emitida por una superficie con factor de visión del cielo igual a 1 (izquierda) escapa directamente a la atmósfera, pero al interior de un cañón urbano (derecha) es parcialmente reabsorbida por las paredes. Modificado de (Oke T. R., 1987)

En últimas la superficie urbana resulta con una inercia térmica mayor que su periferia suburbana y rural (Carlson et al., 1981), es decir, mayor resistencia a disipar fácilmente su energía, lo que se traduce en un mayor almacenamiento de calor, especialmente en las noches (véase la Figura 5). A este fenómeno se le conoce como Isla de Calor Urbana. Fue descrito inicialmente por Lucas Howard en la década de 1810 simplemente como un “exceso artificial de calor” (Gartland, 2008) y ya desde los primeros trabajos de Oke (1973) a la fecha se ha soportado evidencia creciente sobre el fenómeno.

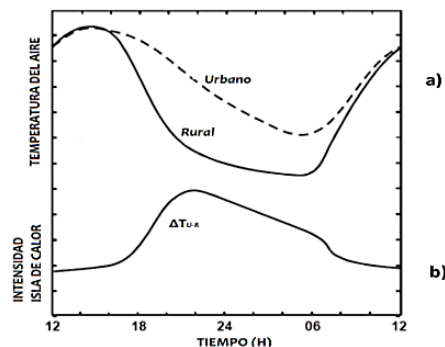


Figura 5. Ciclo diario de temperatura en un ambiente urbano y su entorno rural. a) La curva punteada y la continua en la parte superior representan la temperatura del aire en el espacio urbano y rural respectivamente, en ambas se observa un pico máximo cerca de las 2 pm y un pico mínimo cerca de las 6 am. b) Intensidad de la isla de calor representada en la diferencia entre

ambas temperaturas; se puede observar que aumenta en las horas de la noche y madrugada.
Modificado a partir de (Mills, 2009).

Casas, edificios, domos y demás elementos del dosel urbano aumentan la rugosidad de la superficie terrestre, afectando los movimientos atmosféricos y por ende desencadenando regímenes turbulentos como producto de la fricción. Una característica determinante del régimen turbulento es la transferencia de energía del flujo medio del viento por la formación de vórtices (o eddies) en su viaje a través de los obstáculos de la ciudad, de esta manera la energía es cedida a manera de cascada desde vórtices de gran escala hacia vórtices de menor escala hasta su disipación (Pal Arya, 2001). Similar a como sucede con la topografía, la circulación de los vientos en el contexto urbano no se determina meramente por los efectos mecánicos de cizalladura con los contornos, sino que también responde a forzamientos térmicos. Las superficies calientes y la inestabilidad también ocasionan turbulencia como resultado del ascenso convectivo de parcelas de aire desde la superficie terrestre con temperatura más elevada (Ahrens, 2012). El aumento del mezclado mecánico turbulento en superficie junto con el efecto de la Isla de Calor Urbana modifica las características de la capa de mezcla y probablemente aumenta su altura (Piringer et al., 2007).

3.Descripción del caso de estudio

En este capítulo se realiza una descripción del Valle de Aburrá como caso de estudio, subrayando sus coincidencias y diferencias con otras ciudades urbanas, tropicales y de montaña. Posteriormente se hace una revisión del estado del arte sobre la contaminación y el comportamiento atmosférico de la ciudad para finalizar con una breve identificación de los retos más próximos en materia de investigación y gestión de la calidad del aire en el Valle de Aburrá.

3.1 Valle de Aburrá, cuenca de material particulado.

El Valle de Aburrá corresponde a una depresión situada entre la cordillera central de los Andes al noroeste colombiano, centrado aproximadamente entre la latitud N 6°15' y longitud O 75°35'. En la base del valle, el eje del río Medellín recorre una longitud de cerca 60 km de sur a norte con un alineamiento quebrado que hace más compleja su topografía. Mientras que en la zona de su nacimiento en el alto de San Miguel, el río parte de una altura de 2700 msnm con una pendiente promedio de 6%, su mayor recorrido al medio de la cuenca se mantiene a una altura de 1500 msnm con una pendiente menor del 1% hasta que finalmente llega a la desembocadura del río Grande donde toma el nombre de río Porce (Jiménez Mejía, 2016). Las laderas oriental y occidental que cercan el valle se elevan un máximo de 1 km sobre la base del valle, separándose a una amplitud variable de entre 10 a 20 km (Flórez, 2016; Herrera Mejía, 2015). De esta manera se trata de un valle relativamente estrecho. A su interior la pendiente media es mayormente menor al 15%, pero aumenta precipitosamente en las laderas alcanzando porcentajes por encima del 70% (Flórez, 2016). El contexto geográfico de Medellín y el Valle de Aburrá se aprecia en la Figura 6.

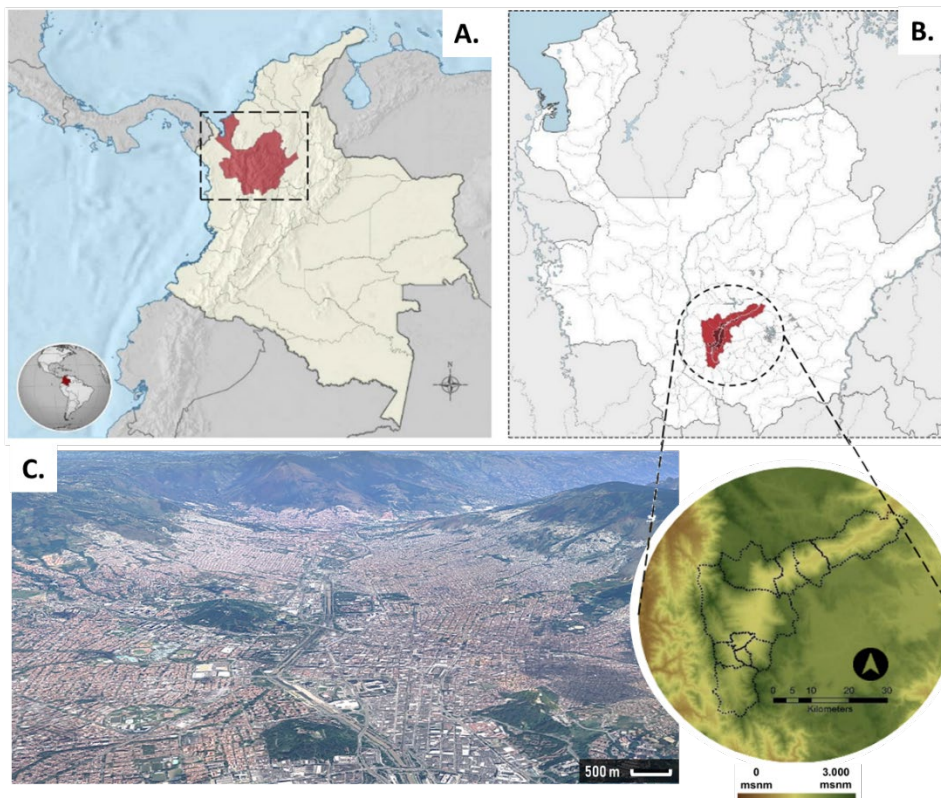


Figura 6. Localización del Valle de Aburrá. A) Ubicación de Colombia en el mundo y delimitación del departamento de Antioquia en Colombia. B) Ubicación del Valle de Aburrá en Antioquia y detalle de su mapa político y topográfico. C) Fotografía aérea de la ciudad de Medellín al interior del Valle de Aburrá. Modificado a partir de (Ramírez Naranjo & Herrera Hurtado, 2019).

Debido a estar posicionado en la franja tropical, el Valle de Aburrá está influenciado por distintos fenómenos atmosféricos de mayor escala como el desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT). Esta zona se produce cuando los vientos del noreste y el sureste convergen y ascienden en la vertical en un frente cargado de humedad. La ZCIT se desplaza latitudinalmente siguiendo la insolación de la superficie terrestre, así durante el trimestre diciembre-enero-febrero se localiza en la posición más al sur cerca al ecuador, mientras que en junio-julio-agosto lo hace más al norte cerca al caribe colombiano (Poveda G. , 2004; Poveda, Waylen, & Pulwarty, 2006). De esta manera, durante su desplazamiento la ZCIT pasa sobre el Valle de Aburrá dos veces al año, condicionando un ciclo anual de precipitación bimodal, con máximos en los trimestres marzo-abril-mayo y septiembre-octubre-noviembre (véase la Figura 7a). Aún más, la ZCIT no sólo influye en la transición de periodos secos y húmedos, el mismo posicionamiento de nubes afecta la entrada de

radiación solar debilitando la boyancia térmica en superficie con consecuencias sobre el comportamiento de la Capa Límite Atmosférica y la estabilidad atmosférica (Isaza, 2018).

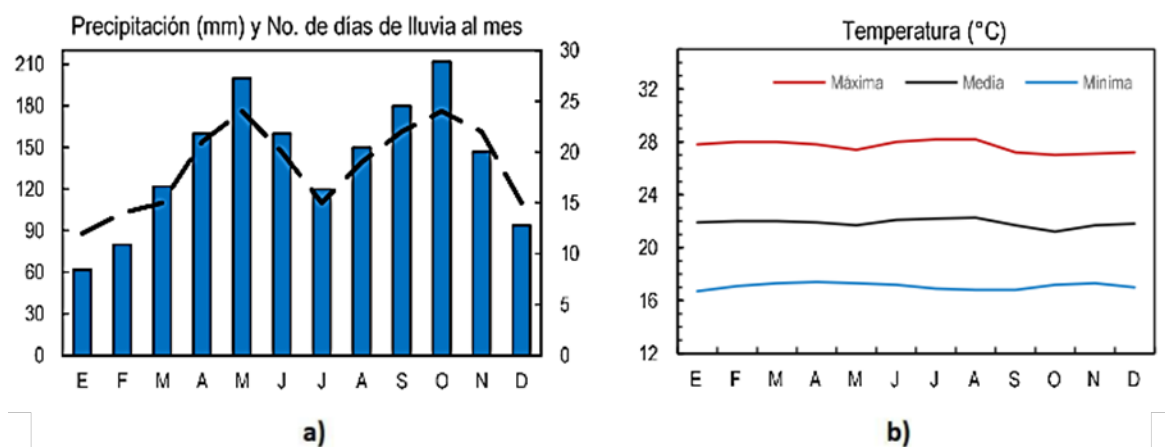


Figura 7. Comportamiento anual de: a) Precipitación (barras azules, eje izquierdo) y número de días con lluvia (línea punteada, eje derecho). b) Temperatura ambiental máxima, media y mínima (líneas roja, negra y azul respectivamente). Información proveniente del IDEAM, tomado de (Flórez, 2016).

De manera similar, la variación interanual de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) y la propagación intraestacional de la Oscilación de Madden-Julian (OMJ) hacia el este en todo el trópico, la presencia de ondas del este y los ciclones tropicales, el transporte de humedad desde el Caribe (asociado a vientos Alisios) y desde el Pacífico (asociado al chorro del Chocó), son todos ellos fenómenos que superan la escala de la meteorología local con impactos sobre el viento, la nubosidad y la precipitación, y por consiguiente también afectan el forzamiento radiativo, la temperatura del aire y la estabilidad atmosférica (Isaza, 2018; Torres Pineda & Pabón Caicedo, 2017; Torres Pineda, 2012; Cuadros Rubio, 2011; Poveda G. , 1998).

Los aspectos topográficos y meteorológicos del Valle de Aburrá son de especial importancia para el estudio y gestión de su calidad del aire, asunto para nada somero en las ciudades populosas. Desde comienzos del siglo XX y hasta la fecha la ciudad de Medellín, capital del departamento de Antioquia y principal centro urbano del Valle de Aburrá, se ha expandido demográfica, territorial y comercialmente en un proceso de conurbación con los demás asentamientos del valle (Barrientos Gil, 2017; Avedaño, 1998). En total son diez los municipios que componen el área metropolitana de Medellín al interior del Valle de Aburrá, concentrando el 58% de la población del departamento de Antioquia,

es decir aproximadamente 3.6 millones de habitantes, en tan sólo el 1.88% de su territorio, cerca de unos 1152 km². De esta extensión, 812 km² corresponden a suelo rural mientras que 340 km² están ocupados por el suelo urbano donde habita el 96.8% de la población del valle (Dávila et al., 2006). Si bien en principio el área metropolitana fue urbanizándose en las zonas más planas del valle en función del río y protección contra deslizamientos y amenazas geológicas, a medida que la conurbación fue creciendo se fue ampliando hacia las laderas, siempre limitado por la topografía, lo que ha condicionado la compactación y densidad de su forma urbana. De hecho, de acuerdo a la metodología de clasificación de zonas homogéneas en términos morfométricos establecida por Stewart & Oke (2012) denominadas con el nombre de Zonas Climáticas Locales (ZCL), la forma urbana más extendida en el Valle de Aburrá corresponde a *construcciones compactas de baja altura* (ZCL 3) con un 46% de representatividad en el territorio (Martínez, 2017).

Si bien al interior del área metropolitana también se presenta un sistema de áreas verdes protegidas donde se suman siete cerros tutelares (de los cuales tres se alcanzan a apreciar en la Figura 6c), esta urbanización densa ha dejado poco espacio para la cobertura verde. Para el 2016 se calculaba que en la ciudad de Medellín el área verde urbana equivalía a solo 2.13 m² por habitante (Contraloría General de Medellín, 2018), es decir, un déficit del 76% respecto al estándar internacional de 9 m²/habitante recomendado por la Organización Mundial de la Salud (Morales Cerdas, Castro, Vargas, & Rojas, 2018; Reyes Pácke & Figueroa Aldunce, 2010). La superficie urbana ha alimentado el fenómeno Isla de Calor Urbana manifestando diferencias de temperatura entre la ciudad y la periferia más allá de lo que se explicaría por las diferencias de elevación sobre el nivel del mar. Estudios previos sobre el Valle de Aburrá han calculado y descrito este superávit de temperatura; Guzmán (2018) evidenció que en condiciones de cielo despejado los máximos de temperatura ambiental se elevan hasta 5°C por encima del comportamiento medio; mientras que Martínez (2017) destaca la diferencia térmica entre dos barrios colindantes al eje del río, La Candelaria (centro de Medellín) y Tricentenario, este último con mucho más espacio verde y en consecuencia 2°C o hasta 6°C más fresco durante días nublados o despejados respectivamente. Por su parte Rendón et al. (2015) advierten que los vientos de ladera pueden verse modificados por el efecto isla de calor y la inversión térmica.

Justamente los patrones de circulación del viento en el Valle de Aburrá son determinantes en el transporte de contaminantes atmosféricos. Tal como se discutió en el numeral 2.4, al nivel del dosel urbano los cañones urbanos compuestos por edificios estropean la

circulación del viento. Las laderas también componen un viento relativamente débil al interior del valle, alimentado por los vientos Alisios que ingresan desde el noreste y continúan encauzados hacia el sur (Montoya Duque, 2018; Correa, Zuluaga, Palacio, Pérez, & Jiménez, 2009). Zapata (2015) señala que la intensidad con que los Alisios ingresan por el nordeste es más alta en los meses de noviembre a febrero mientras que entre marzo y mayo es particularmente tenue, para volver a incrementar hacia septiembre. En cambio, en sentido transversal al eje del valle, la topografía escarpada en las márgenes se monta por encima del altiplano oriental, conformando una rampa natural sobre la cual se impulsan los vientos Alisios provenientes del este elevándose arriba del valle. Así, en condiciones de estabilidad atmosférica durante la noche y primeras horas de la mañana con baja radiación solar, la Capa Límite Atmosférica se encuentra más cerca de la superficie, por debajo del tope de las montañas, manteniendo una clara separación entre los patrones de la circulación baja y de la Atmósfera Libre. Mientras que los vientos Alisios en dirección este-oeste dominan la Atmósfera Libre, los vientos al interior del valle no se acoplan con los vientos de mesoescala, respondiendo más a gradientes de presión locales y al forzamiento orográfico (Montoya Duque, 2018; Pérez Arango et al., 2011; Correa et al., 2009). Después de las 10 a.m., una vez que el calentamiento radiativo logra romper la estabilidad atmosférica, la Capa Límite Atmosférica se expande alimentando los procesos de turbulencia térmica y el movimiento boyante del aire. Cuando este ascenso supera el tope de las montañas, la circulación de mesoescala impacta sobre la estructura atmosférica local y, para el caso de la calidad del aire, la advección arrastra contaminantes y otros aerosoles hacia afuera del valle (Isaza, 2018; Herrera Mejía, 2015). Sin embargo, al caer la tarde cuando cesa la radiación solar y la atmósfera vuelve a un estado estable, los contaminantes no removidos quedan circulando dentro del valle, propiciando su concentración. Esta relación inversa entre la altura de la Capa Límite Atmosférica y la concentración de contaminantes en el aire se aprecia en la Figura 8.

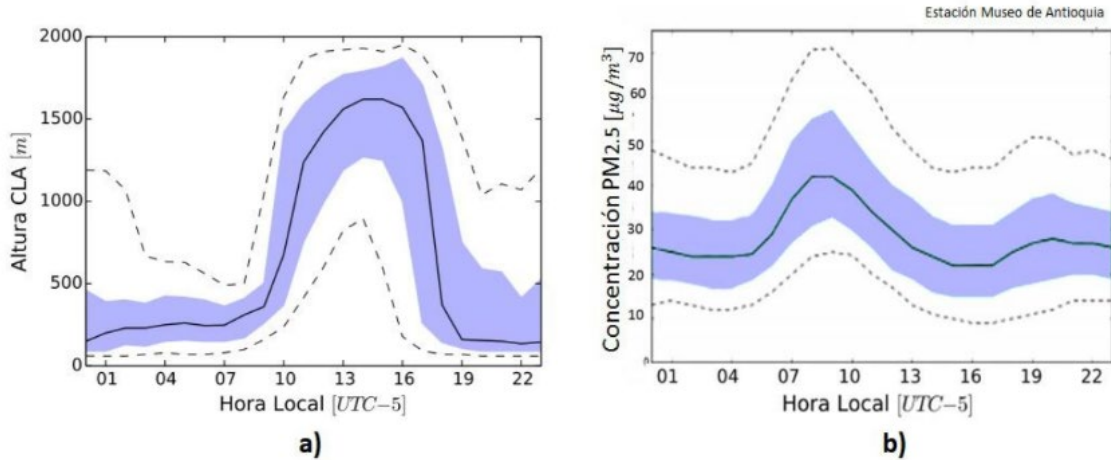


Figura 8. Ciclos diurnos típicos de: a) Altura de la Capa Límite Atmosférica tal como fue estimada a partir de radiosondeos. b) Concentración de $PM_{2.5}$ tal como fue medida en una estación de monitoreo ubicada en el Museo de Antioquia. Tomado de (Herrera Mejía, 2015).

Según lo que se ha expuesto, marzo es el primer mes del primero de los dos trimestres del año con mayores precipitaciones (Figura 7a), es decir, es la transición entre temporada seca a húmeda. Esta fase está caracterizada por el posicionamiento de nubes bajas no precipitables que limitan la insolación de la superficie terrestre y con ello afectan la boyancia térmica. Esto se suma a la atenuación de los vientos que ingresan desde el nordeste y circulan al interior del valle. Por ende, marzo es una temporada especialmente susceptible a la acumulación de contaminantes atmosféricos en el Valle de Aburrá como señalan varios autores (Baena et al., 2019; Montoya, 2018; Isaza, 2018; Gómez Comba, 2017; Jiménez, 2016; Bedoya & Martínez, 2009). En menor medida, la transición ocurrida entre los meses octubre y noviembre también propende a la acumulación de contaminantes, sin embargo durante esta segunda época del año los patrones de circulación provenientes del Pacífico presuntamente podrían favorecer la formación de eventos convectivos en el Valle de Aburrá, haciendo diferencialmente menos crítico el problema (Montoya Duque, 2018). De esta forma, las temporadas de marzo (e incluso febrero) han estado marcadas por contingencias ambientales durante los últimos años, tal como se destaca en la Figura 9a.

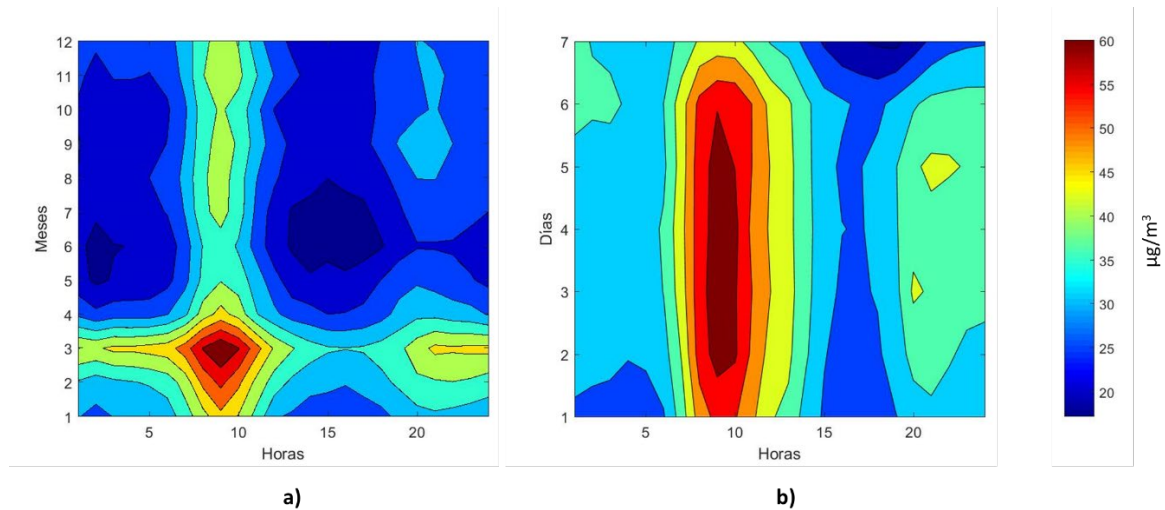


Figura 9. Comportamiento diurno de la concentración del $\text{PM}_{2.5}$ en a) el ciclo anual (mes 1, enero y mes 12, diciembre) y b) el ciclo semanal (día 1, lunes y día 7, domingo). Creado a partir de datos horarios desde octubre del 2010 hasta octubre del 2017 de una estación de monitoreo ubicada en la Universidad Nacional, campus El Volador.

El contaminante criterio que más alarmas ha generado en la región es el material particulado $\text{PM}_{2.5}$. Como se discutió en el numeral 2.2, al ser unas partículas tan finas generan riesgo por intrusión al sistema respiratorio, especialmente en población vulnerable como lo son los recién nacidos, mujeres en estado de gestación, ancianos y personas con problemas cardiorrespiratorios. Hay que tener en cuenta que sólo en Medellín mueren cerca de 4500 personas cada año por enfermedades respiratorias agudas, y entre 2011 y 2016 la cifra total de fallecimientos superó los 22900 (Restrepo Peña, 2018). Por su parte, de acuerdo a lo señalado por el Clean Air Institute (2015), los impactos por morbilidad asociada a contaminación del aire en el Valle de Aburrá ascendieron a 1.3 billones de pesos durante el año 2011. De forma paralela el trabajo de Aguiar-Gil et al. (2020) evaluó la incidencia del $\text{PM}_{2.5}$ en los casos de mortalidad en el Valle de Aburrá a través del modelo BenMap, aplicando funciones de impacto en la salud (Krewski, et al., 2009; Woodruff, Parker, & Schoendorf, 2006) para atribuir riesgo relativo por exposición en infantes (menores a 1 año) y adultos (mayores a 30 años), y considerando las proyecciones hechas por el mismo Clean Air Institute (AMVA; Clean Air Institute; UPB, 2017). De esta manera se estimó que sin adecuadas medidas de control, la mortandad por cáncer de pulmón y enfermedad isquémica del corazón atribuible al $\text{PM}_{2.5}$ podría aumentar más del 150% al 2030 en referencia al año base del 2016. No es sorpresa que ya en el 2017 el Acuerdo

Metropolitano 16 clasificase la cuenca del Valle de Aburrá como área fuente de contaminación por $PM_{2.5}$.

En un contexto internacional, los niveles promedio de exposición diaria al $PM_{2.5}$ en Medellín superan la concentración de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sugerida por la Organización Mundial de la Salud. En Colombia, otras ciudades andinas como Bogotá, Manizales y Bucaramanga se encuentran apenas por debajo de este límite. En la Figura 10 se resume los promedios para diferentes ciudades que comparten la característica de encontrarse en la franja tropical.

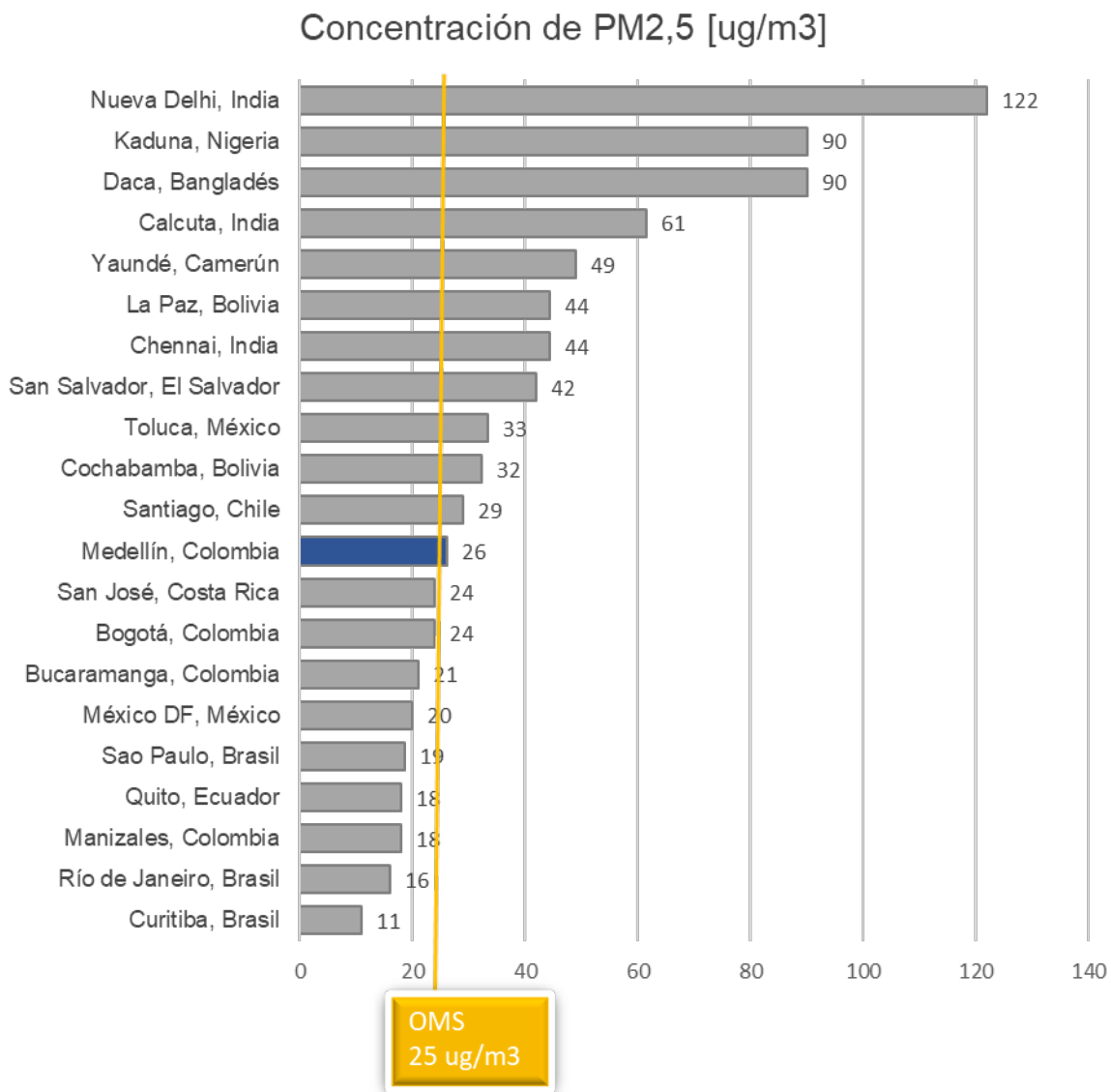


Figura 10. Concentración promedio diario del PM_{2,5} en diferentes ciudades tropicales. Creado a partir de información de (OMS, 2016).

Comparativamente puede apreciarse de la figura anterior que las ciudades de Asia y África presentan valores mucho más altos. Para el caso asiático, esto coincide con el hecho de que son ciudades mucho más populosas. Calcuta suma una aglomeración de cerca de 14 millones de habitantes, mientras que Dacca y Nueva Delhi superan los 20 millones. En contraposición las regiones metropolitanas de La Paz y Cochabamba en Bolivia y de San Salvador en El Salvador apenas rodean los 2 millones de habitantes y sin embargo también superan el límite sugerido por la OMS para el PM_{2,5}. Estas tres ciudades, al igual que

Medellín, comparten estar inmersas en medio de una topografía compleja en valle o cañón con prominencias orográficas que perfilan sus límites conurbanos, tal como se aprecia en la Figura 11. Por su parte Ciudad de México, Sao Paulo y Río de Janeiro también comparten la característica de formar regiones metropolitanas muy populosas (más de 10 millones de habitantes para Río de Janeiro y más de 20 millones para Ciudad de México y Sao Paulo). Para el caso de las ciudades brasileras, se encuentran atrincheradas al oeste por la Sierra del mar (Serra do Mar) pero sobre terrenos más planos y amplios y constantemente ventiladas por la brisa proveniente del Atlántico Sur. Igualmente la topografía de Ciudad de México resulta menos comprimida, situándose sobre una extendida planicie al interior del Valle del Anáhuac cerrada al suroeste por una cadena de volcanes. Si bien en estas tres megalópolis la concentración promedio de material particulado figura por debajo de los $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, también es cierto que allí el fenómeno de la contaminación atmosférica supera únicamente al asociado por material particulado y particularmente estas ciudades (sumándole quizás también Santiago de Chile) representan los casos de estudio más extendidos en esa materia para Latinoamérica (de Miranda et al., 2012; Loomis et al., 1999; Romero et al., 1999).

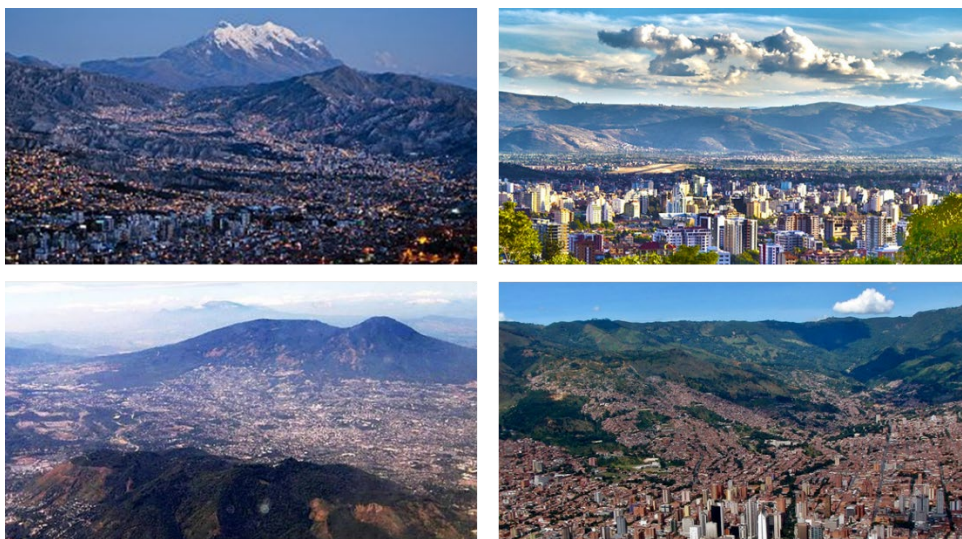


Figura 11. De arriba abajo y de izquierda a derecha, fotografías áreas de La Paz, Cochabamba, San Salvador y Medellín. Imágenes extraídas de Wikimedia Commons con licencia Creative Commons.

Además de la topografía y la población, un factor determinante en la contaminación atmosférica es la caracterización de las fuentes de emisión. Para el caso del Valle de Aburrá, la combustión de los vehículos es el principal responsable de las emisiones de contaminantes criterio, exceptuando por los óxidos de azufre (SO_x) donde solo participa en el 4% de su emisión siendo más atribuido a la industria. Es así como las fuentes móviles aportan 99% de la emisión del monóxido de carbono (CO), el 86% de los óxidos de nitrógeno (NO_x), el 62% de los Compuestos Orgánicos Volátiles (VOC) y el 91% del material particulado PM_{2.5} equivalente a 2625 ton/año (AMVA & UPB, 2020). A razón de esto, la contaminación es notoriamente más baja los domingos cuando los viajes por estudio o trabajo disminuyen, tal como se aprecia en la Figura 9b. Esta carga contaminante que supone la movilidad basada en modos motorizados es crítica cuando entre el año 2007 y 2015 el número de vehículos privados aumentó considerablemente en un 81.9 %, entre los cuales las motos lo hicieron en un 113.1% (Conglomerado Público de Medellín, 2018), sumando a un parque automotor de aproximadamente 1.3 millones de vehículos (Secretaría de Movilidad de Medellín, 2016). Adicionalmente la calidad del aire en el Valle de Aburrá puede ser presuntamente perjudicada por importación de contaminación desde su más vecina conurbación en el Valle de San Nicolás, que llega con el sentido de los vientos Alisios de este a oeste (Flórez, 2016). Otros estudios señalan el papel que juegan los incendios en otras regiones del territorio colombiano (Chacón Rivera, 2015), e incluso la intrusión de polvo proveniente del desierto del Sahara transportado por ondas del este (Méndez, Pinto Herrera, & Belalcázar Cerón, 2018).

3.2 Estado del arte

Estudios asociados a la contaminación y a la calidad del aire no son algo nuevo ni siquiera en el contexto de la ciudad de Medellín y el Valle de Aburrá. Entre las primeras investigaciones, Schrimppff (1984) realizó un análisis de trazas de metales pesados y otras especies químicas disueltas en la atmósfera tanto de Medellín como de Santiago de Cali, a partir del muestreo de plantas epífitas. Comparativamente los resultados señalan que Medellín está más contaminada por metales pesados e Hidrocarburos aromáticos policíclicos en lo que el autor desde aquel entonces intuye se debe a la topografía estrecha y menos aireada del Valle de Aburrá. En este sentido, el trabajo de Adarve y Molina (1984) fue quizás el primer esfuerzo por caracterizar la circulación de los vientos al interior del

Valle de Aburrá a partir de datos tomados en superficie, donde se resalta que el flujo durante el día es predominante del norte.

Los esfuerzos por generar y pulir un inventario de emisiones atmosféricas para Medellín y su área metropolitana datan desde el año 2001 (Toro et al., 2001) y así han continuado hasta su más reciente actualización con año base al 2018 (AMVA & UPB, 2020) en donde con bastante certeza se identifica al transporte automotor como la principal fuente contaminadora en la región, conclusión que ya habían advertido Molina-Pérez et al. (2003) a partir de un balance de masa y energía de la canasta energética de las actividades desarrolladas en la ciudad. A principio de siglo la tecnología de muestreo permitió estudiar las concentraciones de fondo de metales en suspensión como calcio, cobre, hierro y magnesio (Echeverri-Londoño, 2000) y más adelante detallar la caracterización del ciclo bimodal del material particulado, identificándolo como el contaminante criterio más preocupante de la región (Echeverri Londoño & Maya Vasco, 2008; Bedoya & Martínez, 2009). Desde entonces han surgido diferentes esfuerzos por caracterizar la composición del material particulado. Caro-Marciales & Uribe-Laverde (2008) encontraron mayores proporciones de Si y Ca en el PM_{10} de Medellín respecto a otros metales como Cd, Mn y Cu lo cual apunta a la importancia de las fuentes geológicas en esta porción gruesa de aerosol. En segundo orden de importancia también se encontraron concentraciones significativas de Fe y Pb. Al respecto, Gómez-Sanabria & Martínez-Gómez (2008) coinciden en la presencia de mercurio elemental e inorgánico en el PM_{10} presente en Medellín al evaluar con espectrofotometría de 23 muestras extraídas de filtros de cuarzo. Estudios posteriores sobre la fracción fina $PM_{2.5}$ coinciden en la mayor presencia de Na, K, Fe, Al y Zn y trazas de Cu, Pb, Mn y Cr (Gómez-Marin, Dawidowski, Posada, Correa, & Saldarriaga, 2011; AMVA & PCJIC, 2020; AMVA & PCJIC, 2022). Las fracciones de Zn, Fe, Cu, Mn pueden provenir del desgaste de llantas y pastas de frenos así como de lubricantes de motor. La presencia de Ca, Fe y Al también son indicativos del aporte de la erosión del suelo. Por último las proporciones halladas del K y Na presumen la influencia de quema de biomasa y residuos orgánicos en la composición del $PM_{2.5}$ (Chow, et al., 2004; Singhai, Habib, Raman, & Gupta, 2017). En cuanto a la composición iónica, los estudios también coinciden en que el $PM_{2.5}$ está constituido por sulfato, amonio y nitrato y en menor cantidad por fluoruro y cloruro, mientras que su materia carbonácea presenta una mayor composición de carbono orgánico respecto al carbono elemental o carbono negro lo cual supone evidencia de la importancia de la reactividad química en la atmósfera

de VOCs, SO₂ y NO_x en la especiación del carbono orgánico (Gómez-Marin, Dawidowski, Posada, Correa, & Saldarriaga, 2011; AMVA & PCJIC, 2020; AMVA & PCJIC, 2022). Además de su composición metálica, otros estudios en el Valle de Aburrá también apuntan a la correlación entre la concentración de material particulado y la diversidad de microorganismos presentes en el aire con implicaciones en la salud pública (Suárez Roldán, 2017; Nanclares Castañeda, 2016; Nanclares Castañeda et al., 2021).

Por otro lado, entre los primeros trabajos que se motivaron por modelar los patrones de circulación en el Valle de Aburrá destacan los de Mejía (2002) y Pérez (2008), el primero a partir del compendio de las ecuaciones fundamentales y la proposición de un modelo conceptual para condiciones de verano, mientras que (Pérez, 2008) utilizó datos de viento y temperatura medidos en ladera para simular la circulación del valle a través del sistema RAMS, un modelo numérico de predicción meteorológica similar al WRF. Posteriormente el trabajo de Pérez, Palacio y Jiménez (2011) supuso el primer registro hasta entonces de vientos en la vertical a partir de experimentos con globo piloto, identificando algunos patrones de estabilidad atmosférica y de circulación en la CLA. Ese mismo año se publicó un estudio sobre el efecto del ciclo diurno de radiación solar sobre la capa límite considerando el rezago relativo entre el amanecer aparente en el horizonte y la elevación del sol por encima de las montañas (Jiménez, Ochoa, & Henao, 2011). Al respecto, desde el trabajo piloto que estudió la inversión térmica a partir del tratamiento de fotografías atmosféricas a principio de década (Henao et al., 2012), la ciudad ha empezado a evolucionar a la generación de información con sensores remotos y radiosondeos, lo cual ha posibilitado estudios más detallados propuestos en estimar la altura de la CLA de Medellín y el Valle de Aburrá durante el ciclo diurno (Herrera Mejía & Hoyos, 2019; Herrera Mejía, 2015; Nisperuza et al., 2014).

Los procesos de inversión térmica y estabilidad atmosférica también han motivado análisis apoyados en modelación numérica. Basado en fundamentos conceptuales de Whiteman (1980), trabajos previos han explorado en el efecto que la topografía (Rendón et al., 2015) y la urbanización (Rendón et al., 2014) generan en el rompimiento de la estabilidad atmosférica en la ciudad. Otros trabajos han indagado por medio de modelos matemáticos y estadísticos en el efecto que la precipitación y demás variables meteorológicas ocupan en la calidad del aire (Baena Salazar et al., 2019; Roldán Henao, Hoyos, Herrera Mejía, & Isaza, 2020). En este punto se entiende que la formación de nubes

y la precipitación son variables que le añaden mucha complejidad al fenómeno de la contaminación. Por un lado la deposición húmeda al interior o debajo de la nube es efectiva en el lavado de la contaminación en función de la intensidad de la precipitación, pero en contradicción, la formación de nubes en la tropósfera baja también induce a la estabilidad que limita la dispersión de estos contaminantes. De esta manera, se ha encontrado que en la región la precipitación tiene un efecto diferenciado de acuerdo a si ocurre en horario nocturno u horario diurno.

Por su parte los primeros antecedentes de la aplicación local del *Weather Research and Forecasting* (WRF) corresponden al trabajo de Hernández (2012) y Zapata (2015), el primero enfocado en la dinámica de los vientos y el segundo en estudiar la interacción suelo-atmósfera. A su vez el trabajo de Jiménez (2016) constituye una caracterización del comportamiento de la CLA a través de la herramienta de modelación WRF, considerando implicaciones dadas por las características tropicales, montañosas y urbanas de la región. Más recientemente Ramírez-Cardona (2022) sumó a esto una caracterización detallada de la estructura de la CLA durante horarios nocturnos, cuando la estabilidad atmosférica es una condición determinante. El mismo modelo WRF también ha sido una herramienta útil en el estudio del fenómeno Isla de Calor Urbana en el área metropolitana de Medellín (Martínez, 2017; Flórez, 2016). En cuanto a la exploración de la dispersión de los contaminantes al interior del valle, el antecedente más directo corresponde a la modelación del monóxido de carbono como trazador pasivo de la pluma de contaminación, comparando el WRF con un modelo lagrangiano (Mejía et al., 2019) sobre un enmallado fino (Henao, Mejía, Rendón, & Salazar, 2020). Sin embargo aquel estudio se concentró en la física de la dispersión más no tuvo en cuenta las reacciones químicas al interior de la atmósfera urbana. Roldán-Vargas et al. (2021) por el contrario optaron por correr la química en CAMx dada una meteorología impuesta por RAMS para el estudio del carbono negro. Siendo así, lograr simular de forma online la física y la química atmosférica en el Valle de Aburrá es un reto aún vigente y una aspiración novedosa del presente trabajo.

3.3 Estado de la gestión de la calidad del aire y retos inmediatos

Es de saberse que el derecho a un medio ambiente sano tiene fundamento constitucional desde 1991, consagrado en el artículo 7 de la Constitución Política de Colombia. Por

supuesto gozar de una buena calidad del aire es en este sentido algo indefectible, pese a que la industrialización y el dominio de las formas de movilidad motorizadas vulneran este principio. El contexto normativo en Medellín para proteger la calidad de su aire se puede rastrear desde el Acuerdo Metropolitano 25 del 2007, donde se declaran áreas fuente de contaminación por partículas suspendidas. Ese mismo año el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) como autoridad ambiental agilizó la firma de un Pacto por la Calidad de Aire con representantes institucionales y empresariales. Cabe resaltar la ausencia del gremio del transporte público colectivo en la firma; sin embargo la participación de la compañía de petróleo nacional Ecopetrol permitió acordar y materializar el mejoramiento de los combustibles utilizados en la región, disminuyendo el contenido de azufre de más de 3200 ppm a 50 ppm en el diésel y de 1000 ppm a 300 ppm en la gasolina (AMVA; Clean Air Institute; UPB, 2017). Posteriormente el Acuerdo Metropolitano 8 del 2011 adopta el Plan de Descontaminación del Aire, el cual incluye la operación para episodios críticos por $PM_{2.5}$, respondiendo así al requerimiento de un plan de contingencia que exigió el Decreto Nacional 979 del 2006.

Por su parte, el Ministerio de Ambiente a través de las Resoluciones 909¹ y 910² del 2008 dictamina los estándares de emisión admisibles de contaminantes por fuentes fijas y fuentes móviles respectivamente. De forma paralela, la Resolución 610 del 2010 del Ministerio de Ambiente³ estableció la normativa de calidad del aire con niveles máximos permisibles de inmisión de los contaminantes criterio NO_2 , SO_2 , O_3 , CO , PM_{10} y $PM_{2.5}$. De esta manera, el artículo 263 del Acuerdo 048 que rige el Plan de Ordenamiento de Medellín, se acoge a estos límites permitidos para calidad de aire. Para el $PM_{2.5}$ se establece entonces un nivel máximo de exposición diaria de $50 \mu g/m^3$, lo cual significa que la ciudad no se rige por las exigencias de la Guía de Calidad del Aire de la OMS (OMS, 2021) sino por los límites más laxos del Objetivo intermedio-2 de la misma organización. Téngase en cuenta que la OMS advierte que aumentar de $25 \mu g/m^3$ a $50 \mu g/m^3$ podría generar un incremento de alrededor del 2,5% de la mortalidad a corto plazo (OMS, 2006).

¹ Modificada por la Resolución 2267 del 2018.

² Modificada por la Resolución 1111 del 2013.

³ Cabe aclarar que la Resolución 610 fue posteriormente derogada por la Resolución 2254 de 2017, la cual reajusta de forma más estricta los límites de exposición para NO_2 , SO_2 , O_3 , CO , pero conserva los mismos para el material particulado.

Aún con lineamientos más laxos, la exposición diurna a PM_{2.5} ocasionalmente llega a superar la norma. La primera vez que en el Valle de Aburrá se tomaron medidas contingentes contra la contaminación atmosférica fue en el año 2016. En aquella ocasión las distintas estaciones de monitoreo comenzaron a registrar niveles perjudiciales desde la segunda semana de marzo (véase la Figura 12), pero sólo hasta la primera semana de abril se tomaron medidas restrictivas contra la circulación de vehículos (Morales Escobar, 2016; Cosoy, 2016). Esta emergencia suscitó a que se formulase el Acuerdo Metropolitano 15 del 2016, el cual retoma el principio del Plan de Descontaminación del Aire del Acuerdo 8 del 2011, pero que además define el Protocolo para enfrentar Episodios críticos de Contaminación Atmosférica (POECA), señalando los actores interinstitucionales responsables de su implementación y la ruta para la declaración de la emergencia. Consecutivamente el Acuerdo Metropolitano 16 del 2017 adopta el Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire (PIGECA), con 10 diferentes ejes temáticos y un horizonte al 2030.

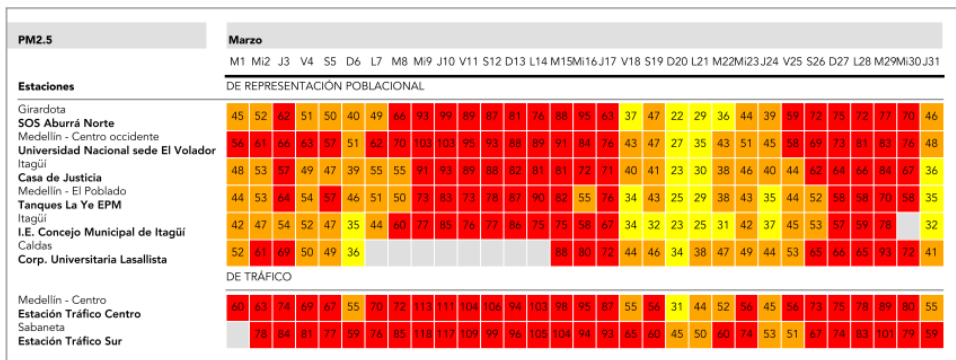


Figura 12. Niveles de PM_{2.5} en diferentes estaciones de monitoreo durante marzo del 2016. El número en el recuadro indica la concentración en µg/m³. El color rojo indica niveles dañinos para la salud, el naranja dañino para grupos sensibles (como niños, ancianos y mujeres gestantes) y el amarillo calidad del aire moderada. Imagen tomada de (Isaza, 2018).

Cuando al año siguiente la emergencia volvió a aparecer, ya desde la tercera semana de marzo se tomaron medidas (Nieto, 2017). Así mismo los años posteriores han estado marcados por protocolos de prevención y contingencias entre febrero, marzo y abril. Sin embargo, tal como se aprecia en la Figura 13 el episodio del 2016 fue especialmente crítico a razón de la entonces falta de experiencia metropolitana para enfrentar estas emergencias y por supuesto debido a las condiciones meteorológicas de estabilidad atmosférica, acrecentadas por el fuerte comportamiento de El Niño del 2015 que menguaron la pluviosidad de la temporada, suscitando alta nubosidad caracterizada por nubes bajas no

precipitables que afectaron el balance radiativo y favorecieron la acumulación de contaminantes (Isaza, 2018).

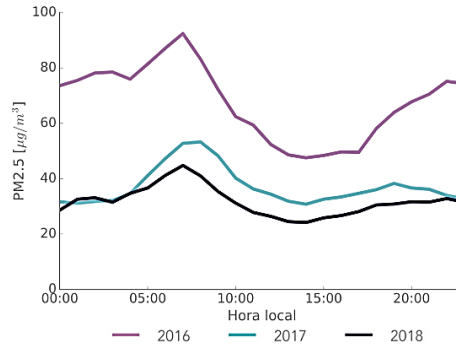


Figura 13. Comparación del ciclo diurno promedio del PM_{2.5} para los marzos del 2016, 2017 y 2018. Tomado de (Isaza, 2018)

¿Qué se ha aprendido del problema? Por las razones que fuese el tema de la contaminación atmosférica en la región metropolitana de Medellín ha ido captando cada vez más atención. Si bien desde lo normativo la institucionalidad ha ido ganando injerencia en el tema tal como se ha descrito anteriormente, desde el 2013 la calidad del aire se ha convertido en el aspecto ambiental que genera menos satisfacción en la ciudadanía. Para el 2019, los satisfechos con este aspecto no superaron el 20% de la muestra encuestada (Medellín cómo vamos, 2019). Por su parte la capacidad e interés de estudio académico del problema también ha crecido. Desde principios de siglo el monitoreo de la calidad del aire y variables meteorológicas a lo largo de los municipios del Valle de Aburrá se ha ido fortaleciendo cada vez más, en especial si se le compara con las escasas 4 estaciones de monitoreo con las que contaba Medellín para el año 1973 como parte del proyecto Redpanaire (IDEAM, 2012). Desde 1992 se creó REDAIRE como una cooperación interinstitucional para sistematizar el monitoreo del aire en la región y ya para el 2001 se adhería la autoridad del AMVA al convenio. Actualmente y desde el segundo semestre del 2016 la vigilancia meteorológica y de calidad del aire recae en el Sistema de Alerta Temprana del Valle de Aburrá (SIATA).

Tal como quedó expuesto en el capítulo 3.2, el crecimiento del monitoreo ha posibilitado mayor producción académica y el mejor entendimiento del fenómeno de la contaminación atmosférica en la región. ¿Qué ha faltado entonces? ¿Cuáles son los retos más próximos?

Aún persisten preguntas claves en la investigación. La composición tanto mineral como orgánica (y si se quiere microbiológica) del material particulado no está completamente caracterizada y este aspecto induce a riesgos en la salud pública diferenciados. Igualmente aún falta comprender completamente los procesos que derivan al material particulado secundario en la región, para caracterizar que porción de este es emitida directamente y cuánto se podría estar generando por reacciones químicas de otros contaminantes en suspensión. Esto último es importante dado que si resultase que una porción considerable del $PM_{2.5}$ fuese de origen secundario, las políticas no se pueden volcar únicamente en controlar las fuentes de emisión de este contaminante, sino que se vuelve estratégico tener también controlado los contaminantes primarios que lo preceden.

Otro aspecto que se ha identificado es el desfase entre las medidas de gestión por la calidad del aire y la comprensión actual del fenómeno, ya sea por incongruencia entre ambas esferas o bien porque la complejidad de las causas de la contaminación supera la capacidad de atención. Por ejemplo, los inventarios de emisión levantados desde el 2001 y hasta la fecha, cada vez detallan con mayor capacidad técnica las emisiones producidas al interior de la región metropolitana. En ellos se ha identificado a las fuentes móviles como las responsables mayoritarias de la emisión del $PM_{2.5}$, de hecho, causantes del 91% según cifras del más reciente inventario (AMVA & UPB, 2020). También se señala que el transporte de carga (camiones, volquetas y tractocamiones) genera el 68% de esas emisiones móviles de $PM_{2.5}$, además del 52% de los VOCs (precursor del $PM_{2.5}$ secundario). Sin embargo las medidas de contingencia se han concentrado en imponer restricciones generalizadas a la movilidad motorizada (Pico y Placa), mientras que los avances por renovación tecnológica continúan siendo insuficientes. Tal como enseña la Figura 14, no es para nada despreciable la proporción de vehículos de carga con tecnologías de combustión que superan los 20 años de antigüedad sin sistemas de control de emisiones. En cuanto a los vehículos particulares (automóviles y motos), para el 2018 solo el 0.04% de las existencias y el 0.13% de las ventas correspondían a tecnologías eléctricas (AMVA & UPB, 2020). El rezago tecnológico es un problema complejo que obedece, entre otras cosas, a factores culturales, incapacidad financiera para hacer la renovación y falta de infraestructura para su adopción (en especial para el caso de los vehículos eléctricos). Por otro lado, algunos estudios piloto en el área metropolitana han indagado en el efecto de trasladar un porcentaje de la operación de los vehículos de carga a horarios nocturnos encontrando ahorros en tiempo y velocidades más constantes que

derivan en menor generación de emisiones (AMVA & UNAL, 2017; SEPRO, UNAL & Mintransporte, 2017; Restrepo Peña, 2018). Sin embargo también se advierte que, de acuerdo a lo caracterizado por Ramírez-Cardona (2022), la franja nocturna está fuertemente condicionada por la estabilidad atmosférica lo cual confina a los contaminantes cerca de la superficie. Es decir, la circulación de carga nocturna tiene el potencial de emitir menos cantidad de contaminantes pero con mayor riesgo de que se concentren a niveles que perduren hasta la mañana siguiente, por lo cual su planificación no resulta trivial y debe hacerse integrando la variabilidad atmosférica. Otras estrategias de gestión adicionales incluyen programas de capacitación en conducción eficiente, monitoreo de rutas y controles de consumo de combustible, las cuales podrían llegar a reducir el consumo del combustible hasta en un 16% reflejándose igualmente en menores emisiones contaminantes (Gómez, Yepes, Montoya, & Gutiérrez, 2015).

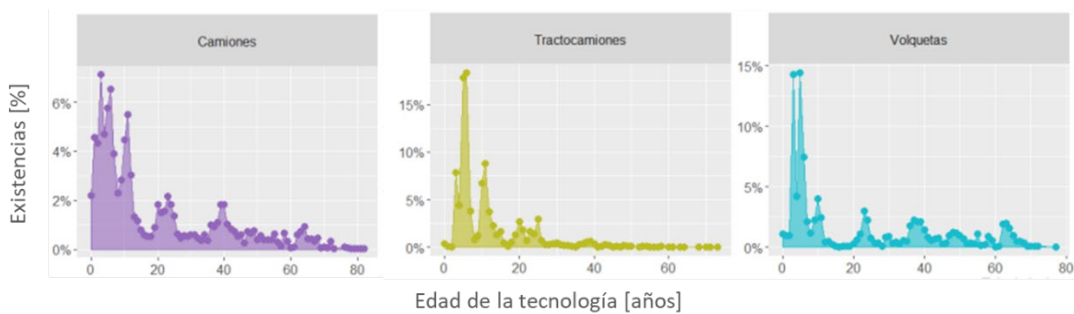


Figura 14. Perfil de antigüedad de los vehículos de carga inscritos en las secretarías de tránsito del Valle de Aburrá. Adaptado de (AMVA & UPB, 2020).

Adicionalmente otros estudios (Uribe Castrillón, 2021; Méndez, Pinto Herrera, & Belalcázar Cerón, 2018; Flórez, 2016; Chacón Rivera, 2015) sugieren que la importación de contaminación de otras regiones suma considerablemente al fenómeno y esto por supuesto aumentaría la complejidad de la gestión de la calidad del aire en el territorio. En este sentido, el marco normativo ha progresado en reconocer que el Valle de Aburrá pertenece a una cuenca atmosférica donde se propicia la concentración y reacción de gases y partículas contaminantes del aire. El mismo Acuerdo Metropolitano 8 del 2011 define cuenca atmosférica como “*un espacio geográfico delimitado parcial o totalmente por elevaciones montañosas u otros atributos naturales ocupado por un volumen de aire con características similares*”. La manera parcial o total con que la topografía montañosa

contiene la cuenca atmosférica permanece ambigua y provoca que conceptualmente se confunda con la cuenca hidrográfica del Valle de Aburrá. Mientras no exista un entendimiento conciso del polígono que cubre la cuenca atmosférica a la que pertenece el Valle de Aburrá, no se podrá tener una trazabilidad sistematizada de la importación (y exportación) de contaminantes atmosféricos que ofrezca una panorámica más completa del problema a las políticas de gestión de la calidad del aire.

4. Modelado de contingencia ambiental

En este capítulo se redacta la experiencia con el modelo numérico WRF-Chem. El objetivo aquí consistió en partir del episodio de contingencia ambiental ocurrido en el año 2016 como insumo de información del modelo WRF-Chem, de manera que se construyese un ejercicio consistente que sirviese para ilustrar la manera cómo se relacionan los factores físicos, químicos y geográficos con el problema de la contaminación atmosférica en la región.

4.1 Descripción del modelo numérico

Los denominados modelos numéricos de predicción meteorológica o NWP por las siglas en inglés *Numerical Weather Prediction*, son sistemas basados en principios físico-matemáticos que integran datos del tiempo atmosférico, la topografía, usos del suelo, entre otros, para predecir o replicar la evolución meteorológica. Pielke y Uliasz (1998) afirman que el uso de estos modelos NWP ofrecen mejores resultados que el enfoque clásico de emplear observaciones puntuales con modelos lineales para su interpolación espacial y temporal, debido a la representación más detallada y realista de la física involucrada en los procesos que ocurren en la atmósfera. Tradicionalmente en Colombia instituciones como el IDEAM y la Fuerza Aérea han implementado el modelo de mesoescala MM5 para tomar decisiones sobre las predicciones atmosféricas (Garzón Núñez, 2014). Ahora bien, el desarrollo activo de este modelo finalizó con la versión 3.7.2 en 2005 y ha sido reemplazado en gran medida por el modelo de investigación y pronóstico *Weather Research and Forecasting Model* WRF.

El modelo WRF es una herramienta común para la comunidad investigativa y técnica con fines científicos u operativos. El desarrollo del WRF ha sido un esfuerzo colaborativo entre la *Mesoscale and Microscale Meteorology división* (MMM) del *National Center for*

Atmospheric Research (NCAR), la *National Oceanic and Atmospheric Administration's* (NOAA), la *Air Force Weather Agency* (AFWA) y otras instituciones estadounidenses. Adicionalmente, WRF se mantiene y apoya como un modelo comunitario, gratuito y de código libre, para facilitar el uso internacional, para investigación, operaciones y enseñanza. Los componentes principales del WRF son el sistema de pre-procesamiento de datos, el núcleo de procesamiento y el pos-procesamiento final de la información arrojada por el modelo. El pre-procesamiento parte de información externa donde la meteorología es usualmente alimentada a partir del *Global Forecast System- Final Analysis* (GFS-FNL) del *National Center for Environmental Prediction* (NCEP), mientras que la información del terreno deriva por defecto del satélite MODIS o de la agencia geológica estadounidense USGS. Estas bases de datos están disponibles en línea (https://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/download/get_source.html) y son asimiladas por el *WRF Preprocessor System* (WPS), el cual a su vez se divide en tres subprogramas denominados *geogrid.exe*, *ungrib.exe* y *metgrid.exe*. El primero extrapola la información del terreno según las condiciones del enmallado y de la proyección definidas en el archivo *namelist.wps* que domina el pre-procesamiento. El *ungrib.exe* convierte la información meteorológica de entrada en archivos intermedios tipo GRIB (*General Regularly-Distributed Information in Binary*). Finalmente el programa *metgrid.exe* interpola horizontalmente la información meteorológica generada por *ungrib.exe* en los dominios creados por el programa *geogrid.exe*, generando unos archivos con formato admisible para el WRF llamados *met_em*.

Particularmente la incorporación del módulo químico en el WRF, es decir, WRF-Chem, exige una alimentación adicional de información externa sobre las fuentes químicas que participan en el caso de estudio. Tanto las bases de datos como los pre-procesadores que las asimilan proceden de orígenes variados debido a la misma naturaleza cooperativa de la comunidad que emplea WRF. Algunas de las herramientas más comunes se resumen en la Tabla 2. Estos pre-procesadores generan datos de entrada para la química, en archivos con formato admisible para el WRF-Chem, llamados *wrfchemi*, *wrfbiochemi*, *wrffirechemi*, entre otros, de acuerdo a la información que se requiera para el caso de estudio de interés.

Tabla 2. Algunas de las bases de datos y herramientas de pre-procesamiento para la información química de entrada del WRF-Chem

Inventarios			
Base de datos		Resolución espacial	Resolución temporal
RETRO	<i>REanalysis of the TROspheric chemical compositions</i>	0.5° x 0.5°, global	Mensual, 1960-2000
EDGAR	<i>Emission Database for Global Atmospheric Research</i>	1° x 1°, global	Anual, 1970-2012
EDGAR-HTAP	EDGAR con asimilación de diferentes inventarios locales	0.1° x 0.1°, global	Mensual, 2000-2005
MEGAN	<i>Model of Emissions of Gases and Aerosol from Nature</i>	0.5° x 0.5°, global	Mensual, 2000-2009
NEI	<i>National Emissions Inventory</i>	4 km x 4 km, sólo para Norteamérica	Anual
Preprocesadores			
Herramienta	Descripción		
emiss_v04	Asimila sólo los datos del NEI u otras bases de datos en formato ASCII.		
bio_emiss	Genera emisiones de origen biogénico (natural) a partir de los datos de MEGAN.		
anthro_emis	Asimila inventarios globales con proyección lat/lon, como el EDGAR-HTAP		
prep_chem_src	Basado en BRAMS, útil para convertir emisiones antropogénicas, biogénicas, plumas de incendios y contaminación de fondo.		
convert_emiss	Pre-procesador químico de WRF por defecto. Útil para transformar archivos en formatos intermedios provenientes de otros preprocesadores como emiss_v04 y prep_chem_src.		
AAS4WRF	Asimila inventarios locales con proyección lat/lon.		

En el procesamiento como tal del modelo numérico, el WRF-Chem dispone de dos diferentes núcleos dinámicos de cálculo, el *Advanced Research WRF (ARW)* y el *Nonhydrostatic Mesoscale Model (NMM)*. Este último es más utilizado para ejercicios de pronóstico, especialmente en el seguimiento de huracanes. En cambio el ARW es un solucionador útil para el diagnóstico del comportamiento atmosférico y ampliamente utilizado en investigación de ciencias atmosféricas, además es el actualmente aplicado por el IDEAM en su gestión sobre el territorio colombiano (González Duque, 2017). Este componente de procesamiento se divide en dos subprogramas, uno de inicialización llamado *real.exe* y otro de integración numérica llamado *wrf.exe*. El *real.exe* interpola la información proveniente del WPS (es decir, los archivos *met_em*), generando las condiciones iniciales y de frontera que son la información de entrada para ejecutar el *wrf.exe*. Similar a como ocurría en el pre-procesamiento con la lista de entrada *namelist.wps*, las opciones del procesamiento son dominadas por un archivo llamado *namelist.input*. En este archivo se deben definir la configuración referente a las parametrizaciones físicas y químicas que determinan el comportamiento del modelo.

Téngase en cuenta que el WRF es un modelo de mesoescala, es decir, su resolución espacial va desde un par hasta cientos de kilómetros. Sin embargo muchos procesos físicos ocurren en escalas menores al tamaño de las celdas del dominio y para lograr acogerlos en la simulación es necesario usar un artificio numérico. Esto es lo que conocemos como parametrizaciones, métodos semi-empíricos con distintos niveles de sofisticamiento y robustez física-matemática que permiten el cálculo del modelo (Porrini, 2017; González Duque, 2017; Jiménez Mejía, 2016). Para las dinámicas físicas, el WRF esquematiza cinco procesos básicos interrelacionados como muestra la Figura 15.

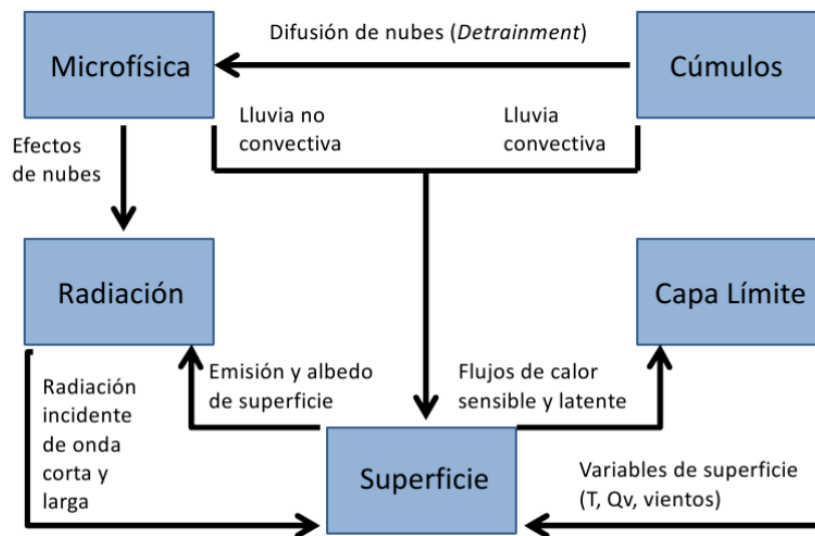


Figura 15. Interacción entre procesos físicos representados mediante parametrización en el WRF. Tomado de (Jiménez Mejía, 2016).

Las parametrizaciones de cúmulos representan los movimientos verticales que no son resueltos en la subescala por fuera de las nubes, los cuales son responsables de los efectos de las nubes convectivas y las nubes someras (Skamarock et al., 2008). Mientras la convección profunda tiene importantes consecuencias en el balance del ciclo hidrológico, por la suma de aire húmedo o la remoción de agua de la atmósfera por precipitación, la convección somera afecta principalmente la radiación que incide en la superficie del terreno. Las parametrizaciones de cúmulos son válidas para resoluciones de celdas amplias donde se requiere un cálculo adecuado de la liberación de calor latente por convección en una escala de tiempo realista, mientras que para celdas más finas, por ejemplo menores a 5 km, el modelo puede resolver los vórtices convectivos de forma explícita por lo ya no serían necesarias estas parametrizaciones (Porrini, 2017; González

Duque, 2017). En cambio, aun cuando la resolución de las celdas está por debajo de los 10 km, los procesos que dan lugar al desarrollo y evolución de los sistemas nubosos no son resueltos y se hace necesario parametrizaciones de la microfísica (Skamarock et al., 2008). La microfísica resuelve los procesos responsables de la evaporación y formación de gotas de agua y cristales de hielo en las nubes. En estos se esquematizan los hidrometeoros como vapor de agua, agua condensada, lluvia, cristales de hielo, nieve y granizo, y se computa sobre razones de mezclado y/o concentración por fracción de aire seco para pronosticar la evolución de tormentas y eventos de precipitación (Jiménez Mejía, 2016).

Los esquemas de radiación por su parte son responsables de estimar los flujos divergentes de radiación que accionan el balance energético del sistema tierra-atmósfera. Las opciones de parametrización discriminan entre radiación de onda corta y de onda larga, proporcionando los perfiles de calentamiento atmosférico en modelos de columna (unidimensionales) que tienen un mejor desempeño en resoluciones horizontales amplias (Porrini, 2017; Skamarock et al., 2008). Mientras que la radiación en la atmósfera responde a la proporción de nubes y vapor de agua (así como a las concentraciones de gases como CO_2 y O_3), la radiación de onda corta depende de la información de emisividad y albedo que obtiene de la parametrización de la superficie (González Duque, 2017; Jiménez Mejía, 2016). Las parametrizaciones de los procesos en superficie aportan los estimativos de velocidades de fricción y los coeficientes de intercambio de calor y humedad entre el terreno y la atmósfera, los cuales determinan la condición de frontera inferior para el transporte vertical. De esta manera, dado que los modelos de superficie terrestre ofrecen información sobre la estabilidad atmosférica, las opciones de parametrización de la superficie están estrechamente ligadas a las opciones de parametrización de la Capa Límite Atmosférica. Esta últimas son las encargadas de calcular el transporte turbulento en toda la columna atmosférica, distribuyendo las tendencias de temperatura, humedad y momento horizontal (Skamarock et al., 2008). Básicamente las parametrizaciones de la CLA se pueden dividir en dos tipos. Cuando el flujo turbulento en un punto es estimado a partir de variables atmosféricas de ese mismo punto, corresponde a un método de cierre local. En cambio cuando el flujo es calculado en función de diferentes puntos en la columna atmosférica se le conoce como método de cierre no local. Generalmente los esquemas de cierre local tienen mejor desempeño en condiciones de estabilidad atmosférica mientras que los de cierre no local generan mejores aproximaciones cuando las condiciones

convectivas son más relevantes (Cheng-Gang et al., 2017; Cuchiara, Li, Carvalho, & Rappenglück, 2014).

En cuanto a las parametrizaciones de la química, se distinguen dos distintos procesos interrelacionados, la esquematización del contenido de aerosol distribuido en la atmósfera y la esquematización de su química en fase gaseosa (o incluso acuosa). Si se piensa cuánto aerosol estará disuelto en la atmósfera después de un paso de tiempo se deberá tener en cuenta cuánto aerosol había originalmente, cuánto se ha emitido desde superficie, su tasa de formación (nucleación, coagulación y condensación), pérdidas por deposición seca o húmeda tras precipitación, entre otros factores. De esta manera las aproximaciones paramétricas buscan representar el tamaño y composición de las partículas de aerosoles y simplificar la matemática con esa información (Kazil, 2010). Una ventaja significativa que ofrece el WRF-Chem es que es un modelo online, es decir, el transporte de las especies químicas se calcula utilizando el mismo paso de tiempo, el mismo sistema de coordenadas y las mismas ecuaciones conservativas y de pronóstico que las empleadas para la meteorología en el núcleo ARW, posibilitando además una retroalimentación entre la meteorología y la química en términos de radiación, microfísica y reactividad química (Archer-Nicholls et al., 2014). Las principales opciones de parametrización de aerosoles y su relación con esquemas químicos se resumen en la Tabla 3. Otra característica que se debe tener en cuenta es que cada esquema representa la química con conjuntos desiguales de especies e interacciones posibles y no cualquiera de las herramientas expuestas en la Tabla 2 logra convertir las emisiones de acuerdo a las especies químicas requeridas. Según sea el caso de estudio, el usuario del modelo deberá verificar que pueda habilitar las emisiones de acuerdo a los parámetros químicos de su elección.

Tabla 3. Resumen de los principales esquemas de aerosoles y mecanismos químicos disponibles para parametrizar la química en WRF-Chem.

Esquemas de aerosoles		
Basado en	Descripción	Mecanismo Químico asociado
GOCART Goddard Chemistry Aerosol Radiation and Transport	Esquematiza las partículas por conjunto (masa total, <i>bulk parameterization</i>). Sin información del tamaño de sulfatos, carbono negro o carbono orgánico, pero sí para polvo y sal marina. No involucra aerosol orgánico secundario	MOZART RADM2 RACM
MADE Modal Aerosol Dynamics	Esquematiza el tamaño de las partículas en tres curvas log-normales (<i>modal parameterization</i>).	RADM2

	Model for Europe	Involucra aerosoles inorgánicos, orgánicos y secundarios.	RACM CBMZ
MOSAIC	Model for Simulating Aerosol Interactions and Chemistry	Esquematiza las partículas en 4 u 8 grupos de tamaños (<i>bin parameterization</i>). También involucra aerosoles inorgánicos, orgánicos y secundarios.	MOZART CBMZ SAPRC99 CRIMECH
MAM	Modal Aerosol Model from CAM5	Esquematiza las partículas en 3 o 7 curvas log-normales (<i>modal parameterization</i>). Involucra aerosoles inorgánicos, orgánicos y secundarios incluyendo polvo, sal marina y carbono negro.	CBMZ
Mecanismos químicos			
	Basado en	Descripción	Referencia
RADM2	Second generation Regional Acid Deposition Model	Incluye 63 especies químicas, 136 reacciones en fase gaseosa y 21 reacciones fotoquímicas.	(Stockwell, Middleton, Chang, & Tang, 1990)
RACM	Regional Atmospheric Chemistry Mechanism	Incluye 77 especies químicas, 214 reacciones en fase gaseosa y 23 reacciones fotoquímicas.	(Stockwell, Kirchner, Kuhn, & Seefeld, 1997)
MOZART	Model for OZone And Related chemical Tracers	Incluye 85 especies químicas, 157 reacciones en fase gaseosa, 4 reacciones en fases heterogéneas y 39 reacciones fotoquímicas.	(Emmons et al., 2010)
CBMZ	Carbon Bon mechanism version Z	Incluye entre 55 a 66 especies químicas y 132 reacciones en fase gaseosa.	(Zaveri & Peters, 1999)

Finalmente el componente de pos-procesamiento involucra toda la parte de análisis de la información calculada por el modelo, incluyendo su contrastación y validación con respecto a otras fuentes de información (mediciones in-situ, por ejemplo). Para esto se debe tener en cuenta que los datos exportados por WRF-Chem vienen en formato NetCDF. Existen distintas herramientas para facilitar el pos-procesamiento como el *NCAR Command Language* (NCL) o *Visualization and Analysis Platform for Ocean, atmosphere, and solar Researchers* (VAPOR), pero siempre es factible desarrollar su propio algoritmo de lectura en lenguajes como Python, MatLab, entre otros.

4.2 Información de entrada

La información que insuma al modelo numérico debe escogerse y procesarse buscando que la simulación sea representativa del fenómeno que en efecto se está deseando

analizar. De esta manera y de acuerdo a lo explicado en el numeral anterior, en el sistema de pre-procesamiento del WRF-Chem se demanda información de la topografía, usos del suelo, meteorología y tasas de emisión del caso de estudio, las cuales se leen de forma discreta sobre un enmallado cuadrulado que constituye el dominio del modelo. El tamaño de cada una de las celdas en que se divide la cuadrícula establece el nivel de resolución espacial con la que se calcularán los procesos físicos mientras que su extensión establece el alcance geográfico hasta donde se entiende relevante captar información para explicar el fenómeno. De esta manera, las decisiones que se toman para la construcción del dominio resultan determinantes en la estabilidad numérica y el desempeño final de la simulación. Una práctica usual en la modelación numérica y ampliamente reportada con el WRF es la de construir varios dominios anidados cada uno dentro de otro, de forma que el dominio más externo acoja información de una escala geográfica mayor pero con menor nivel de detalle mientras que los siguientes dominios anidados se hacen más finos y menos extensos a medida que se van centrando en el caso de estudio. Siendo así, cada dominio recibe información del dominio más grueso en el que están anidados hasta el dominio más externo para el cual se definen condiciones de frontera *wrfbdy_d01* en la inicialización de la simulación. Así mismo se puede controlar la retroalimentación del dominio anidado hacia el dominio externo con la opción *feedback* en el *namelist.input*. Para que este intercambio de información de un dominio a otro no genere problemas de estabilidad numérica se recomienda que la relación de escala entre uno y otro dominio sea de 1:3, es decir, que si por ejemplo el dominio externo tiene una resolución espacial de 27km, el siguiente dominio anidado tenga una resolución de 9km (NCEP, 2016).

Para el caso del Valle de Aburrá, la configuración del dominio de simulación debió obedecer a dos principios claves. En primer lugar, que la extensión del mismo pudiese abarcar las condiciones de mesoescala y escala sinóptica que participan en el fenómeno. Como se relató en el capítulo 1, la meteorología de Medellín está determinada por los procesos de radiación y circulación atmosférica propios de la franja tropical. El desplazamiento de la ZCIT a lo largo del año y el transporte advectivo que comunica a la propia cuenca del Valle de Aburrá con el Caribe, el Pacífico y la cuenca amazónica generan alteraciones a la humedad que no se pueden explicar únicamente desde los procesos de convección locales. De manera homóloga ocurre con los contaminantes, siendo que el transporte de partículas en suspensión provenientes de otras regiones no debería obviarse en el estudio de la contaminación. El segundo principio que debió obedecer el enmallado

fue el de lograr capturar la topografía y la heterogeneidad de la ciudad. Esto es fundamental para lograr representar los factores físicos propios de un territorio urbano y de montaña que inciden en el problema de la contaminación, tal como se hilvanaron en los capítulos 2.3 y 2.4. Para ello es necesario una resolución espacial óptima. Si la escala del enmallado es demasiado gruesa, la ciudad quedaría simplificada en una sola celda. Afinar la resolución mejora la representación pero aumenta el costo computacional y puede incluso llegar a generar problemas de estabilidad numérica. Debe recordarse que el WRF-Chem no es un modelo diseñado para la microescala.

El trabajo de Jiménez (2016) representa un gran esfuerzo por capturar las implicaciones dadas por las características tropicales, montañosas y urbanas del Valle de Aburrá en el desempeño del WRF. En ese trabajo se finiquita un dominio de simulación constituido por 4 dominios anidados tal como se muestra en la Figura 16. El cálculo en el dominio más grueso genera condiciones de frontera para su siguiente dominio anidado, pero también los dominios anidados alimentan a sus dominios padres en lo que se conoce como anidamiento de doble vía con retroalimentación (*two-way nesting*). El primero de los dominios tiene dimensiones de 4200 km x 4400 km y un tamaño de celda de 27 km x 27 km. Este dominio externo recoge las condiciones sinópticas de la región andina sobre la cual se sitúa el Valle de Aburrá, así como también alcanza a capturar el Caribe y Pacífico colombiano y parte de la cuenca amazónica. Los siguientes dominios anidados aumentan su resolución a razón de 1:3 a medida que se van centrando sobre el área de estudio hasta llegar al dominio 4 con un tamaño de celda de 1 km x 1 km, circunscribiendo por completo al Valle de Aburrá. La alineación de los dominios fue estratégica en no cortar los terrenos montañosos de forma abrupta para que no quedasen comprometidos por las condiciones de frontera. Este mismo dominio fue utilizado en los trabajos de (Ramírez Cardona, 2022; Martínez, 2017; Flórez, 2016) y se consideró adecuado también para la presente investigación.

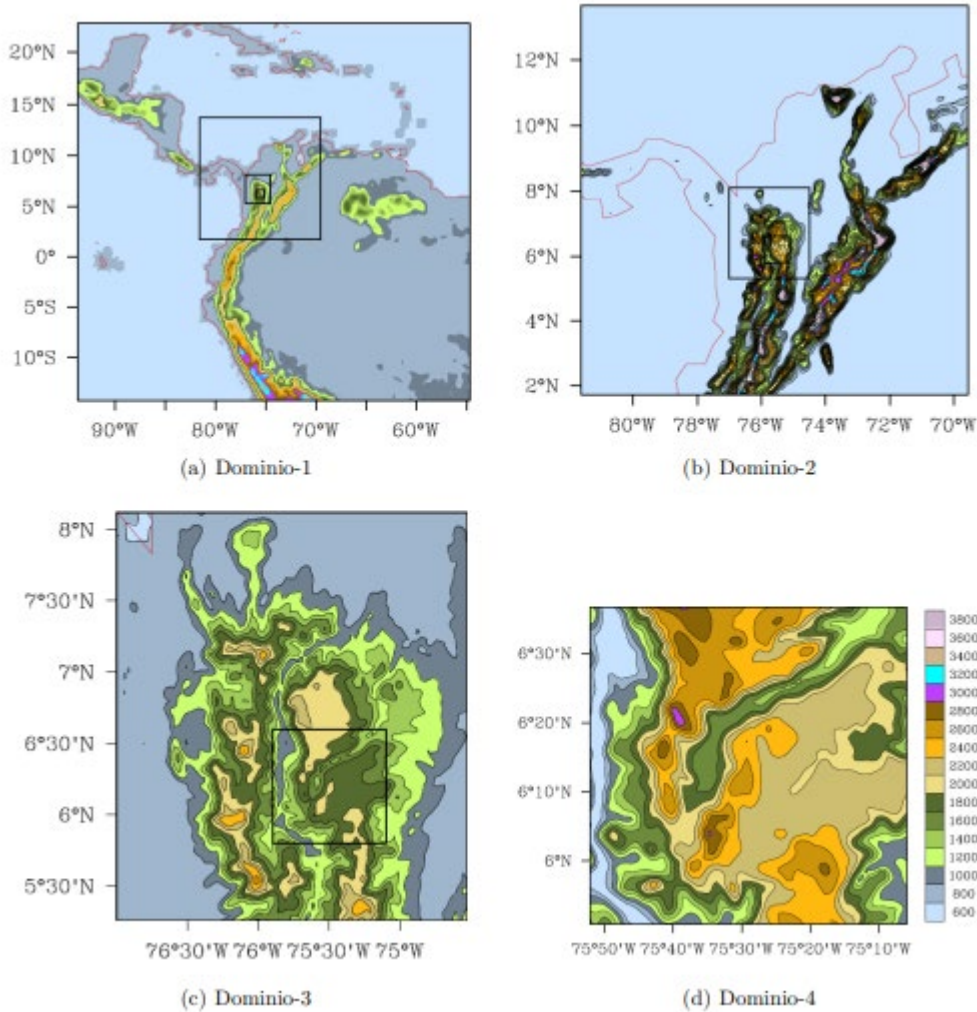


Figura 16. Dominios para la simulación numérica de las condiciones atmosféricas en el Valle de Aburrá. Tomado de (Jiménez Mejía, 2016)

La información meteorológica que se procesa sobre este dominio proviene del sistema de asimilación de datos del Centro Nacional para la Predicción Ambiental (NCEP). Fueron utilizados los datos finales (FNL) del ds083.2 (NCEP, s.f.). La resolución de esta información está en $1^\circ \times 1^\circ$ cada 6 horas, a 26 diferentes alturas que corresponden a presiones atmosféricas de 1000 mbar a 10 mbar. Los parámetros incluyen la presión superficial, la altura geopotencial, la temperatura, la humedad relativa, las componentes u y v del viento, entre otros. Particularmente fueron utilizados los datos del 6 al 14 de marzo del 2016. Tal como se enseñó en la Figura 13, la contingencia ambiental del marzo del 2016 fue particularmente crítica respecto a la de años posteriores y, como se mostró en la Figura 12, la segunda semana de ese mes concentró en gran parte los peores indicadores

de calidad del aire en las distintas estaciones de monitoreo. Por esta razón, dichas fechas fueron atractivas para la presente investigación. Otro aspecto a considerar es que durante el periodo seleccionado las precipitaciones en el Valle de Aburrá fueron relativamente bajas, manteniéndose por debajo del promedio tal como se enseña en Figura 17, lo cual fue ideal para minimizar el efecto de la lluvia en el fenómeno de la contaminación.

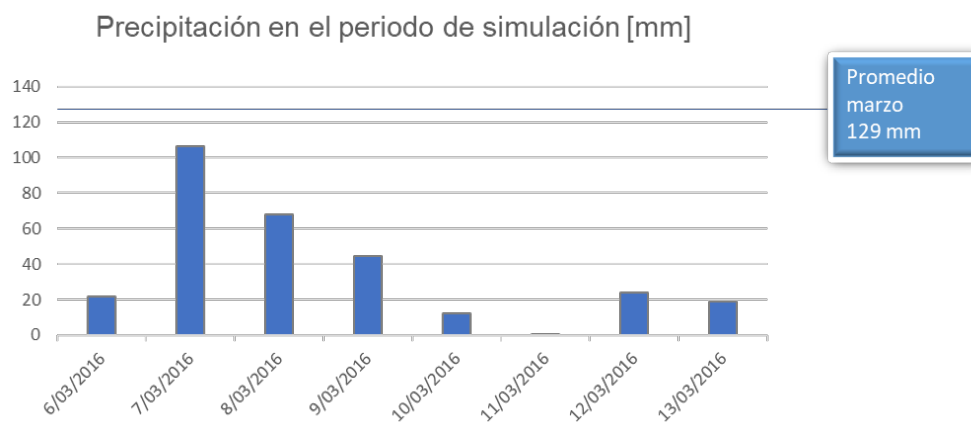


Figura 17. Precipitación en el Valle de Aburrá durante el periodo de simulación. El promedio corresponde al cálculo multianual para Medellín del 1981 al 2010 del IDEAM. Elaboración propia a partir de información extraída de estaciones de monitoreo del SIATA.

En cuanto a los valores del suelo configurados en el dominio, estudios como el de Garzón Núñez (2014) y el de Luna et al. (2019) en Bogotá, advierten sobre la sensibilidad del WRF a la fuente de información del uso del suelo y la topografía con que se alimenta el modelo. Los dominios más externos fueron insumados con información geográfica por defecto del NCAR derivada del satélite MODIS. Sin embargo para el dominio más interno centrado en el Valle de Aburrá era necesario considerar un mayor detalle de forma que la caracterización fuese más representativa de la realidad. Para este propósito los trabajos de Flórez (2016) y Jiménez Mejía (2016) generaron una base de datos del uso de suelo del Valle de Aburrá de acuerdo al mapa de coberturas *Corine Land Cover* elaborado por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2007) para el departamento de Antioquia a escala 1:25.000, información apreciablemente diferente a la que por defecto el WRF toma de NCAR, tal como enseña la Figura 18. Estos trabajos también generaron un ajuste del coeficiente de fracción urbana utilizado por la parametrización del dosel urbano SLUCM, estimándolo para las condiciones locales de acuerdo a información satelital del Quick Bird, Landsat7 y ortofotografía del 2012.

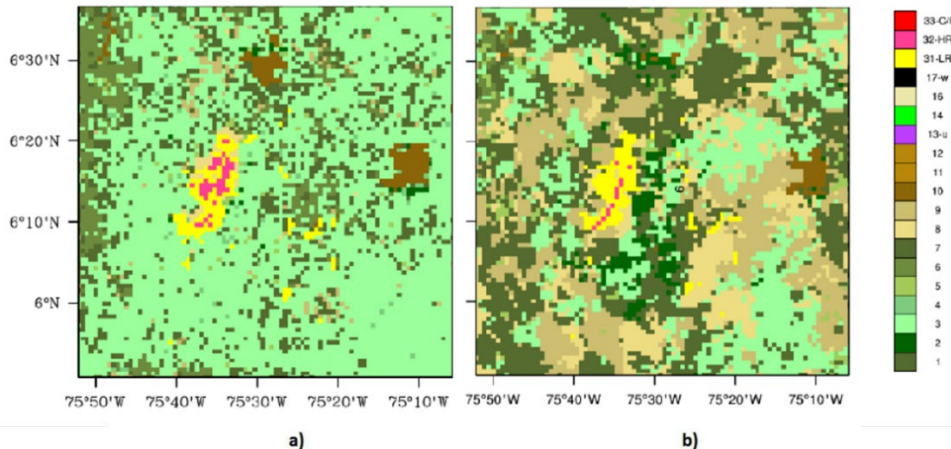


Figura 18. Usos del suelo para la región del Valle de Aburrá de acuerdo a las categorías del IGBP. a) De acuerdo a información por defecto del NCAR. b) De acuerdo a información local mejorada. Fuente (Jiménez Mejía, 2016).

Ahora bien, los archivos de entrada para la química representan el insumo más interesante para los objetivos de este trabajo. Tal como se resumió en la Tabla 2, existen diferentes bases de datos y diferentes opciones de preprocesadores para asimilar esta información. La elección depende del centro de interés del estudio y está ligada también a los esquemas y mecanismo químicos señalados en la Tabla 3. Las parametrizaciones químicas y físicas opcionadas se discuten más a detalle en el numeral 4.3 más adelante, pero por ahora se indica que la información utilizada provino de 3 diferentes fuentes con un perfil vertical idealizado de cada especie química para inicializar la simulación (*chem_in_opt=0*).

En primer lugar está la contaminación biogénica. Para la presente investigación, esta está representada por las emisiones contaminantes de origen natural que son liberadas por la vegetación. El modelo planetario de emisiones naturales de gases y aerosoles, MEGAN por sus siglas es inglés, fue desarrollado por NCAR y actualmente soportado por la Universidad de California. Gracias a este existe disponible información del índice de área foliar y de cobertura fraccional de árboles, arbustos y herbáceos de hoja ancha (*broadleaf*) o de hoja delgada (*needleleaf*) en una resolución espacial de 30 segundos de arco y para un promedio mensual multianual del 2008 al 2013. Por su parte, el preprocesador *bio_emiss* está especialmente diseñado para crear factores de emisión de isopreno en $\text{mol}/\text{km}^2\text{h}$ discriminados en el espacio de acuerdo al dominio definido para el WRF-Chem a partir de la información del MEGAN. Los monoterpenos e isoprenos son los compuestos orgánicos volátiles VOCs que dominan las emisiones a escala global y juegan un

importante rol en la generación de contaminantes secundarios por oxidación fotoquímica, especialmente en el ozono troposférico (Räsänen, Ryyppö, & Kellomäki, 2009; Guenther, et al., 1995). El archivo de salida del bio_emiss tiene la forma de wrfbiochemi_dn y es compatible con los esquemas químicos MOZART, CBMZ, RADM, RACM y SAPRC.

En cuanto a las emisiones antropogénicas, es decir, la contaminación de origen humano, fueron implementadas dos fuentes adicionales, el inventario global EDGAR-HTAP y el inventario local del AMVA. El inventario global contiene información mensualizada con resolución de 0.1 grados de emisiones de una variedad de especies químicas incluyendo material particulado ($PM_{2.5}$ y PM_{10}), VOCs, NO_x , SO_2 , carbono negro, aldeídos y tolueno. Particularmente para este trabajo fue utilizado la versión 2 con información actualizada al 2010 (Janssens-Maenhout, et al., 2015). Esta información es compatible por defecto con los mecanismos y esquemas químicos MOZART-GOCART (también llamado MOZCART) y MOZART-MOSAIC. El preprocesador anthro_emis resulta útil para hacer asimilable esta información al modelo WRF-Chem de acuerdo a los dominios establecidos y en este sentido también se encuentran propuestas en la literatura para categorizar estas emisiones de forma que sean compatibles con otros esquemas químicos. Particularmente el trabajo de Lopez-Noreña (2019) fue esencial para definir la especiación del inventario EDGAR-HTAP de forma que fuese compatible al mecanismo RADM2. De los valores definidos para ser utilizados con MOZART-4 (Emmons, et al., 2010), se realizó una asignación directa para alcanos, eteno, formaldehído, acetaldehído y aldehídos superiores. Por su parte, lo que en MOZART es nombrado como BIGENE fue asignado a los alquenos en partes iguales entre los intermedios (e_oli) y los terminales (e_olt). Similarmente el valor del tolueno (TOLUENE) es porcionado como tolueno (e_tol) y xileno (e_xil). Por último las cetonas (e_ket) se computan como la suma de acetonas (CH_3COCH_3) y metiletilcetonas (MEK) y al grupo de alcanos e_h3 se le suman el propano (C_3H_8) y el metanol (CH_3OH). En cuanto a los aerosoles, siguiendo la metodología de McFiggan et al. (2014) y Tuccella et al. (2012), 20% corresponde a la fracción de nucleación (modo i) mientras que el 80% corresponde a condensación o acumulación (modo j). Para la especie gaseosa NO_x , se fraccionó asignando 90% al monóxido de nitrógeno y el 10% restante al dióxido de nitrógeno (Tuccella, et al., 2012; Carslaw, 2010). El detalle de las especies químicas consideradas de acuerdo al esquema RADM2/MADE-SORGAM se enlista en la Tabla 4, donde los nombres de cada especie corresponden a los encontrados en el archivo registry.chem al interior del software.

Tabla 4. Especies químicas de gases y aerosoles incluidos en el mecanismo químico RADM2 y en el esquema para aerosoles MADE-SORGAM.

RADM2		
Especie	Descripción	Peso molecular
Óxidos		
e_no	Monóxido de nitrógeno	30
e_no2	Dióxido de nitrógeno	46
e_so2	Dióxido de azufre	64
e_co	Monóxido de carbono	28
Alcanos		
e_eth	Etano (alcanos con tasa de reacción con OH constante menor a 500 ppm ⁻¹ min ⁻¹)	30
e_hc3	Alcanos con tasa de reacción con OH constante entre 500 y 5000 ppm ⁻¹ min ⁻¹ . Incluye propano y excluye butano, C3H8, C2H2 y ácidos orgánicos.	44
e_hc5	Alcanos con tasa de reacción con OH constante entre 5000 y 10000 ppm ⁻¹ min ⁻¹ . Excluye el pentano.	72
e_hc8	Alcanos con tasa de reacción con OH superior a 10000 ppm ⁻¹ min ⁻¹	114
Alquenos		
e_ol2	Eteno	28
e_oli	Alquenos intermedios con tasa de reacción con OH mayor a 20000 ppm ⁻¹ min ⁻¹ . Incluye el butadieno.	56
e_olt	Alquenos terminales con tasa de reacción con OH menor a 20000 ppm ⁻¹ min ⁻¹ . Incluye el propeno.	42
e_iso	Isopreno	68
Carbonilos		
e_hcho	Formaldehído	30
e_ald	Acetaldehído y aldehídos superiores	44
e_ket	Cetona	72
Ácidos orgánicos		
e_oral	Ácido fórmico	46
e_oral2	Acético y ácidos orgánicos superiores	60
Aminas		
e_nh3	Amoniaco	17
Aromáticos		
e_xyl	Xileno	106
e_tol	Tolueno	92
e_csl	Cresol	108
MADE-SORGAM		
Especie	Descripción	
e_pm_10	Inespecificado PM ₁₀ primario	
e_pm25i	Inespecificado PM _{2.5} primario de nucleación	
e_pm25j	Inespecificado PM _{2.5} primario de condensación	
e_eci	Fracción de carbono negro del PM _{2.5} de nucleación	
e_ecj	Fracción de carbono negro del PM _{2.5} de condensación	
e_orgi	Fracción de Carbono orgánico del PM _{2.5} de nucleación	
e_orgj	Fracción de Carbono orgánico del PM _{2.5} de condensación	
e_so4i	Fracción de sulfato del PM _{2.5} de nucleación	
e_so4j	Fracción de sulfato del PM _{2.5} de condensación	

En cuanto al inventario de emisiones local, fue utilizado el inventario levantado por el AMVA y la Universidad Pontificia Bolivariana con año base al 2016 (AMVA & UPB, 2018). Los

datos suministrados contienen información de CO, NO_x, SO₂, VOCs, PM₁₀ y PM_{2.5} para cada hora en una resolución espacial de 1 km² sobre un enmallado de la zona urbana de Medellín y su área metropolitana. La asimilación de este inventario fue logrado gracias al preprocesador AAS4WRF, una herramienta escrita en NCL y desarrollada originalmente por el Observatorio Andino (Muñoz, et al., 2010; Muñoz, et al., 2012). Para la ejecución del AAS4WRF fue necesario un tratamiento previo del inventario, disponiéndolo en un archivo de texto de forma que cada columna correspondiera en su respectivo orden a *id*, *longitud*, *latitud*, *especie1*, *especie2* y así sucesivamente hasta la cantidad total de especies químicas definida por el esquema utilizado de acuerdo al archivo registry.chem. Siendo *nt* la cantidad de horas con información (osea 24 para el ciclo diurno), *nx* la cantidad de celdas contenidas en el inventario en sentido longitudinal y *ny* en sentido latitudinal, entonces la columna *id* corresponde al número del renglón en el archivo de texto que va de 1 hasta *nt*nx*ny*. Las coordenadas de longitud y latitud para cada una de las celdas fue definida usando una herramienta de GIS (Sistema de Información Geográfica) mientras que las especies químicas correspondieron, como ya se dijo, a las definidas por el esquema RADM2/MADE-SORGAM. La especiación de los valores de VOCs contenidos en el inventario fraccionándolos en los grupos de alcanos, alquenos, carbonilos y aromáticos fue realizada basándose en (Gross & Stockwell, 2003; Lopez-Noreña, 2019) mientras que para los demás gases y aerosoles se siguió los mismos criterios usados en la especiación del inventario EDGAR-HTAP descritos anteriormente y resumidos en la Tabla 5. Es importante aclarar que para las especies químicas utilizadas en RADM2/MADE-SORGAM de las que no se tenía información en el inventario, se debió dejar la columna en ceros. A saberse, esto fue así para acético (e_ora2), amoniacó (e_nh3), nitratos (e_no3i y e_no3j), iones de sodio (e_naai y e_naaj) y otros aerosoles orgánicos (e_orgi_a, e_orgj_a, e_orgi_bb y e_orgj_bb).

Tabla 5. Especiación de los inventarios de emisiones en las especies químicas precisadas por el esquema RADM2/MADE-SORGAM.

Compuestos orgánicos volátiles			
Especie	Fracción	Especie	Fracción
Alcanos		Carbonilos	
e_eth	0,04*VOC	e_hcho	0,03*VOC
e_hc3	0,37*VOC	e_ald	0,01*VOC
e_hc5	0,11*VOC	e_ket	0,05*VOC
e_hc8	0,07*VOC		
Alquenos		Aromáticos	
e_ol2	0,07*VOC	e_xyl	0,08*VOC
e_oli	0,03*VOC	e_tol	0,09*VOC

e_olt	0,04*VOC	e_csl	0,00*VOC
e_iso	0,00*VOC		
Gases			
Especie	Fracción	Especie	Fracción
e_no	0,9*NOx	e_no2	0,1*NO
Aerosoles			
Especie	Fracción	Especie	Fracción
e_pm_10	1*PM10	orgi	0,23*0,2*PM2.5
e_pm25i	0,2*PM2.5	orgj	0,23*0,8*PM2.5
e_pm25j	0,8*PM2.5	so4i	0,27*0,2*PM2.5
eci	0,03*0,2*PM2.5	so4j	0,27*0,8*PM2.5
ecj	0,03*0,8*PM2.5		

Por último, las celdas no contenidas por el dominio del inventario local de la UPB, es decir, que correspondían a zonas por fuera del área urbana del Valle de Aburrá pero aún dentro del dominio 4 más interno, fueron completadas utilizando la información proveniente del inventario global con ayuda de un preprocesamiento elaborado en *Python* tal como se aprecia en la Figura 19b. De esta manera, este estudio también plantea una comparación entre simular ingresando únicamente el inventario de emisiones global y hacerlo utilizando el inventario global refinado con el inventario local en las celdas correspondientes al Valle de Aburrá.

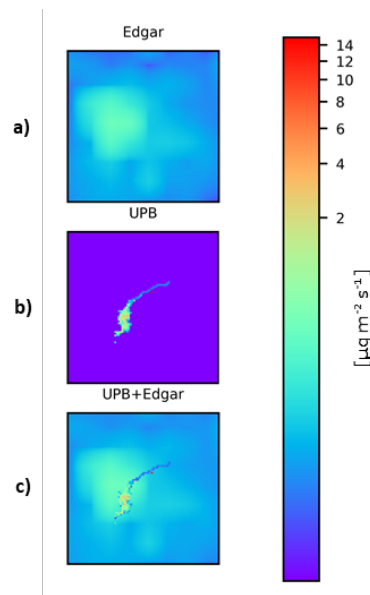


Figura 19. Archivos wrfchemi de entrada de emisiones de PM_{10} para el dominio interno d04 de acuerdo a los diferentes inventarios. a) Solamente incluyendo información del inventario EDGAR-HTAP. b) Solamente incluyendo información del inventario local de la UPB. c) Incluyendo información del inventario local en las celdas disponibles y complementando el resto del dominio con información del EDGAR-HTAP. En el presente estudio se utilizaron los casos a) y c).

4.3 Parametrización del modelo

Tal como se describió en el capítulo 4.1, las parametrizaciones corresponden a métodos con distintos niveles de sofisticamiento y robustez matemática que posibilitan el cálculo de la física o de la química en el modelo. Para la física las parametrizaciones resuelven los procesos radiativos, microfísicos, de formación de cúmulos en la atmósfera, de intercambios en la superficie y de dinámica de la capa límite atmosférica. En cuanto a la química, básicamente se esquematiza la distribución de aerosoles y se parametrizan los mecanismos de reacción química y fotoquímica. El desempeño de las distintas parametrizaciones posibles es un foco activo de investigación y dependerá de los objetivos y condiciones del estudio.

Una de las principales aplicaciones del sistema WRF es pronosticar la cantidad y distribución de la precipitación (Moya & Ortega, 2015). Para el caso colombiano esa evaluación ha estado implicada por los efectos del ENSO y la convección tropical. Adicionalmente en la región andina la orografía también es determinante para los procesos de convección en la formación de cúmulos y sistemas de nubes. El trabajo de Uribe (2012) buscó reproducir con el WRF eventos intensos de precipitación sobre la región andina, evaluando el uso por aparte y en conjunto de parametrizaciones de microfísica y de cúmulos en un dominio de 10 km de resolución. Para los cúmulos utilizó el esquema Kain-Fritsch KF⁴, mientras que para la microfísica experimentó con los esquemas de Thompson⁵ y Morrison⁶, siendo este último el ensayo que encontró más exitoso. Sin embargo la escala de su análisis es muy amplia para los objetivos de este trabajo. En cambio, la simulación de Jiménez Mejía (2016) que sí está enfocada en el Valle de Aburrá encontró mejores resultados implementando **WSM5**⁷ y **Thompson**.

Entre otras investigaciones similares, Jiménez García (2014) también evalúa el desempeño del WRF para reproducir lluvia en la región andina bajo una configuración seguida por la Fuerza Aérea Colombiana, donde a diferencia del trabajo anterior se destaca la implementación de tres dominios anidados. Posteriormente otra investigación

⁴ (Kain, 2004)

⁵ (Thompson, Field, Rasmussen, & Hall, 2008)

⁶ (Morrison, Thompson, & Tatarskii, 2009)

⁷ (Hong, Dudhia, & Chen, 2004)

(Posada Marín et al., 2019) procuró representar la precipitación durante condiciones El Niño en tres dominios anidados, evaluando los esquemas de parametrización de cúmulos BMJ⁸, KF⁹ y **G3D**¹⁰. Este último esquema considera efectos de subsidencia en las columnas de celdas vecinas y es especialmente recomendado para escalas de alta resolución (>5km) mientras que para los dos dominios más internos, es decir, d03 y d04 el cálculo puede ser resuelto de forma explícita por lo cual no es necesario usar parametrización. Otros estudios más enfocados en evaluar la calidad del aire y la química atmosférica (Georgiou, et al., 2018; Parra, 2018; González, Ynoue, Vara-Vela, Rojas, & Aristizábal, 2018; Vara-Vela, Andrade, Kumar, Ynoue, & Munoz, 2016; Saide, et al., 2011) también han coincidido en usar G3D como esquema de cúmulos.

Un aspecto fundamental del esquema G3D es que es compatible con la evaluación de efectos directos sobre la calidad del aire dados por la retroalimentación entre la radiación y la concentración de aerosoles. Tal como se ilustró anteriormente en la Figura 15, el modelo WRF-Chem no solo calcula cada uno de los procesos físicos (radiación, acumulación, microfísica..) sino que también considera la interacción entre estos. De acuerdo a la guía de usuario del WRF-Chem (Peckham, et al., 2018) los efectos directos se controlan activando las opciones *aer_ra_feedback* y *cu_rad_feedback* en el *namelist.input*. Estas a su vez demandan la implementación de la parametrización G3D para cúmulos, RRTMG¹¹ para radiación de onda larga y RRTMG o Goddard¹² para radiación de onda corta. Respecto a **RRTMG**, existen antecedentes de su implementación en estudios locales (Herrera-Mejía & Hoyos, 2019; Jiménez Mejía, 2016; Zapata, 2015). Este esquema es una versión mejorada del RRTM¹³, a su vez derivado del modelo MM5, y que corresponde a una parametrización eficiente que se apoya de tablas preestablecidas para representar la interacción de vapor de agua, CO₂, O₃ y gases traza con los flujos radiativos. Con estas opciones seleccionadas se estaría considerando la absorción de la radiación a causa de la concentración de los aerosoles y activando también la opción *aer_op_opt* se estaría considerando el cálculo de la difusión de Mie de acuerdo al tamaño

⁸ (Janjić, 1994, 2000)

⁹ (Kain & Fritsch, 1993)

¹⁰ (Grell, 1993; Grell & Dévényi, 2002)

¹¹ (Iacono et al., 2008)

¹² (Chou & Suarez, 1994)

¹³ (Mlawer, Taubman, Brown, Iacono, & Clough, 1997)

de las partículas en relación a la longitud de onda radiante. Otra consecuencia importante, especialmente para las resoluciones más amplias, es que los esquemas de radiación y fotólisis incluyen los efectos causados por las nubes que no son resueltas explícitamente sino por la parametrización de cúmulos, para lo cual la opción *cu_diag* debió estar activa en los dominios d01 y d02.

En cuanto a las parametrizaciones para representar la interface suelo-atmósfera, buscando simular las condiciones meteorológicas del Valle de Aburrá el trabajo de Zapata (2015) exploró con distintos esquemas de superficie incluyendo RUC¹⁴, Pleim-Xiu¹⁵, Thermal diffusion-5¹⁶ y Noah-LSM¹⁷. Este último esquema tiene la ventaja de permitir acoplarse a parametrizaciones del dosel urbano, además es muy sofisticado en el cálculo del aporte de humedad por transpiración donde tiene en cuenta la resistencia estomática y el punto de marchitamiento. Zapata (2015) encontró mejores resultados con **Noah-LSM** y este mismo esquema ha sido implementado en casos de estudios de otras partes del mundo (Georgiou et al., 2018; Gupta & Mohan, 2015; Hariprasad et al., 2014; Moya & Ortega, 2015; Parra, 2018; Vara-Vela, Andrade, Kumar, Ynoue, & Muñoz, 2016), en estudios nacionales (González et al., 2018; Kumar, Jiménez, Belalcázar, & Rojas, 2016; Luna, Andrés, Ceron, Carlos, & others, 2019) y en estudios locales del Valle de Aburrá (Herrera Mejía & Hoyos, 2019; Martínez, 2017; Jiménez Mejía, 2016). Adicionalmente, tal como se explicó en el numeral 3.2, la caracterización del suelo fue complementada con información del IGAC siguiendo las categorías del Corine Land Cover y utilizando la parametrización del dosel urbano *Single Layer Urban Canopy* **SLUCM** con coeficientes ajustados (Flórez, 2016; Jiménez Mejía, 2016).

Por su parte las diferentes opciones de parametrización de la capa límite atmosférica constituyen el enfoque de investigación de mayor discusión activa dentro de la literatura. Con este objetivo, un referente sobre el trópico, en Kalpakkam, India, evaluó de forma muy completa siete esquemas distintos de CLA (Hariprasad et al., 2014). Todas las parametrizaciones simulaban satisfactoriamente la estabilidad, pero en general UW¹⁸

¹⁴ (Smirnova, Brown, & Benjamin, 1997)

¹⁵ (Xiu & Pleim, 2001)

¹⁶ (Dudhia, 1996)

¹⁷ (Niu et al., 2011)

¹⁸ (Bretherton & Park, 2009)

subestimó, ACM2¹⁹ y QNSE²⁰ sobrestimó y resultaron parcialmente mejores YSU²¹ y MYNN2.5²² para inestabilidad y estabilidad respectivamente. Una conclusión similar fue percibida en otro trabajo en Algeria (Fekih & Mohamed, 2019). Justamente **YSU** corresponde a un esquema de cierre no local mientras que MYNN2.5 es de cierre local y como se mencionó en el capítulo 4.1, esta diferencia tiene incidencias en la mejor representatividad de la estabilidad atmosférica. En un contexto más cercano, Nedbor Gross et al. (2017) aplicando WRF-Chem sobre Bogotá también coincidieron en encontrar mejores resultados utilizando el esquema YSU en comparación con otros como MYJ²³, MRF²⁴, BouLac²⁵ y ACM2 y esta configuración fue posteriormente seguida por otro estudio también en Bogotá (Pérez Peña, Morales, Contreras, & Ayala, 2017). Por otro lado, en un estudio (Parra, 2018) en Cuenca, Ecuador, sobre los andes trópicos, el esquema de cierre local **MYJ** demostró replicar mejor las condiciones de estabilidad atmosférica respecto a otros esquemas de cierre local como MYNN y de cierre no local como YSU, ACM2 y GFS²⁶. Este mismo esquema es utilizado sobre casos de estudio de terreno montañoso como Suiza (Ritter, Müller, Tsai, & Parlow, 2013), Quito, Ecuador (Parra Narváez & Páez Pérez, 2006) y Valle del Cauca y Valle de Aburrá en Colombia (Posada Marín et al., 2019; Herrera Mejía & Hoyos, 2019; Zapata, 2015). Adicionalmente el esquema de cierre local **BouLac** resultó más adecuado en una evaluación muy completa de distintas parametrizaciones sobre la meteorología de Bogotá que involucró 224 simulaciones entre 9 distintos esquemas de CLA (Reboredo, Arasa, & Codina, 2015). También fue empleado en un ejercicio pionero para simular vientos en el Valle de Aburrá (Hernández Diaz, 2012). Una característica del esquema BouLac es parametrizar la turbulencia inducida por la orografía (Reboredo et al., 2015).

En materia de las parametrizaciones químicas, un enfoque práctico es utilizar un esquema de aerosoles basado en *bin parameterization* que clasifique las partículas en un número de categorías de acuerdo a su tamaño (Russell & Seinfeld, 1998; Yu & Luo, 2009). La

¹⁹ (Pleim, 2007)

²⁰ (Sukoriansky, Galperin, & Perov, 2005)

²¹ (Hong, Noh, & Dudhia, 2006)

²² (Nakanishi & Niino, 2004)

²³ (Janjić, 1994)

²⁴ (Hong & Pan, 1998)

²⁵ (Bougeault & Lacarrere, 1989)

²⁶ (Hong & Pan, 1996)

precisión de este tipo de esquemas aumenta en gran medida cuando aumentan el número de categorías. La difusión numérica es un problema cuando se resuelve la transferencia de masa entre categorías, especialmente en el cálculo de procesos de colisión-coagulación (Chen & Lamb, 1994; Landgrebe & Pratsinis, 1990). Otro enfoque posible son los esquemas basados en *bulk* o *modal parameterization*, donde las clasificaciones del aerosol están representadas por funciones matemáticas (lognormales, para el caso de MADE y MAM), de esta manera la distribución de tamaños se resuelve derivando soluciones analíticas de dicha función (Chen, Tsai, & Lin, 2013; Straka, 2009). Con este tipo de parametrizaciones es posible predecir la concentración del material con un costo computacional menor (Straka, 2009), lo cual es una ventaja de los esquemas MADE y MAM por encima del esquema MOSAIC. Sin embargo, a la fecha el esquema de aerosoles MAM sólo está acoplado con la opción CBMZ para parametrizar los mecanismo químicos (véase la Tabla 3). Como referencia en estudios nacionales, Kumar et al. (2016) encontraron mejores resultados con mecanismos químicos basados en **RADM2** en vez de CBMZ, al aplicar WRF-Chem sobre Bogotá para simular PM₁₀. De las 63 especies químicas que considera el RADM2, 14 son especies estables, 4 reactivas intermedias y 3 especies estables abundantes (oxígeno, nitrógeno y vapor de agua), mientras que la química orgánica es representada por 26 especies estables y 16 radicales peroxy (González Duque, 2017). Por ende, el esquema de aerosoles MADE resulta una opción interesante de aplicar en el sentido de ser eficiente computacionalmente y de poderse acoplar con RADM2. Incluso presuntamente podría ser mejor el módulo **MADE-SORGAM**²⁷ que el MADE-VBS²⁸ para estimar compuestos secundarios de acuerdo a lo encontrado por otro estudio en Bogotá (Pérez Peña, Morales, Contreras, & Ayala, 2017). Otro aspecto importante en la química es la parametrización de los procesos de fotólisis, en especial para la consideración de material particulado secundario. El esquema **Fast-j**²⁹ es una opción popular en la bibliografía, destacado por su eficiencia computacional. Aun más, trabajos como el de Georgiou et al. (2018) advierten que más allá de los esquemas químicos empleados, el modelo WRF-Chem resulta sensible a la información de entrada. En este sentido un esfuerzo científico apreciable es asimilar el inventario de emisiones

²⁷ (Ackermann et al., 1998), (Schell, Ackermann, Hass, Binkowski, & Ebel, 2001)

²⁸ (Ahmadov et al., 2012)

²⁹ (Wild, Zhu, & Prather, 2000)

local tal como se discutió en el numeral 4.2. Esta práctica se aprecia ampliamente en la bibliografía, incluyendo casos de estudio en ciudades latinoamericanas como Buenos Aires (Fernandez, Cremades, Allende, & Puliafito, 2010), Sao Paulo (Vara-Vela et al., 2016), Santiago de Chile (Saide et al., 2011), Quito (Parra Narváez & Páez Pérez, 2006), Cuenca (Parra, 2018) y Manizales (González et al., 2018).

Finalmente la Tabla 6 resume las parametrizaciones probadas en el ejercicio de modelación descrito junto con las discretizaciones espaciales y temporales.

Tabla 6. Resumen de la configuración del modelo WRF-Chem para el ejercicio de simulación planteado

Distribución del Dominio		
ID del dominio	Tamaño del dominio [km ²]	Tamaño de las celdas [km]
d01	4200 x 4400	27
d02	1350 x 1350	9
d03	324 x 279	3
d04	87 x 87	1
Periodo de simulación	06/03/2016 00:00 UTC – 14/03/2016 00:00 UTC	
Periodo de calentamiento	Primeras 24 horas	
Escala temporal	120 segundos	
Parametrización Física		
Microfísica	WSM5, Thompson	
Cúmulos	G3D	
Radiación	RRTMG	
Superficie	Noah-LSM	
Capa límite atmosférica	MYJ / YSU / BouLac	
Parametrización Química		
Mecanismo químico	RADM2	
Esquema para aerosoles	MADE-SORGAM	
Fotólisis	Fast-j	

5. Resultados

En este capítulo se realiza una revisión y discusión de los resultados del ejercicio de modelación de la contingencia ambiental del Valle de Aburrá de marzo del 2016, dando especial énfasis en la manera como se relacionaron las diferentes variables y cómo estas incidieron en la generación de los resultados.

5.1 Resultados en la Mesoescala

Dado que este estudio está enfocado en la contaminación atmosférica por material particulado en el Valle de Aburrá como caso de estudio de un territorio urbano y de montaña, se ahondará de forma más detallada en los resultados obtenidos en el dominio interno d04. Ahora bien, ya que los fenómenos a mayor escala alimentan e influyen en lo ocurrido dentro del Valle tal como se discutió en el capítulo 1, también se analizará de forma somera el comportamiento de los demás dominios más gruesos que capturan las condiciones de mesoescala.

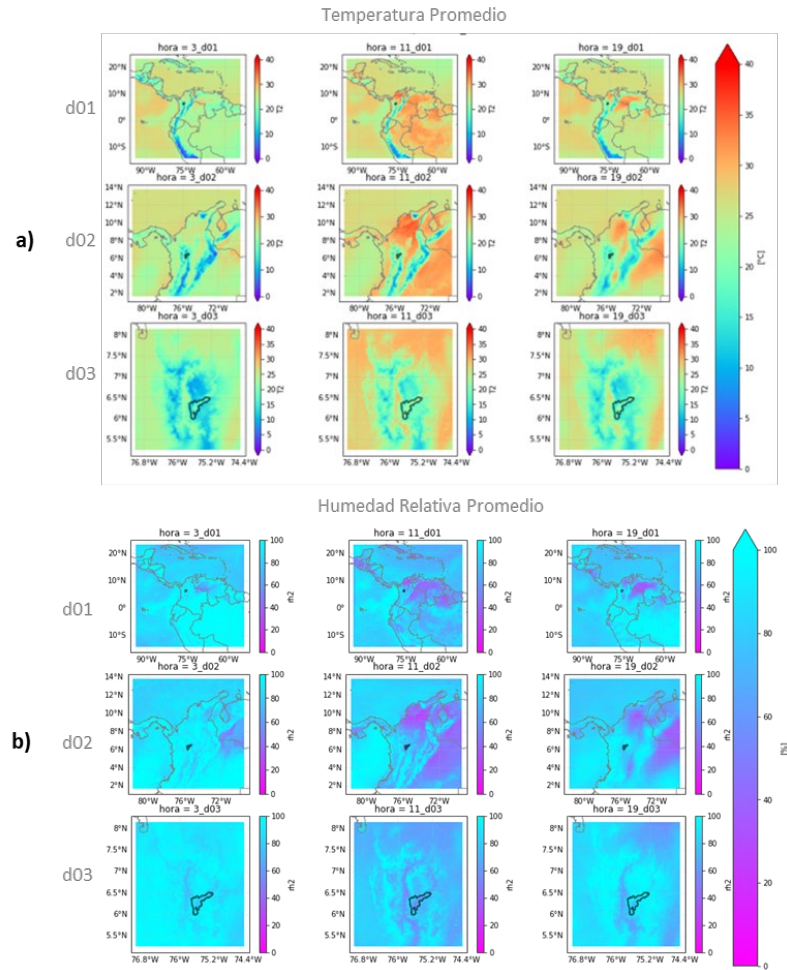


Figura 20. Comportamiento promedio en la mesoescala de a) temperatura a dos metros sobre la superficie y b) humedad relativa a dos metros sobre la superficie. Las filas de arriba abajo corresponden a los dominios d01, d02 y d03 respectivamente mientras que las columnas de izquierda a derecha son los resultados para el horario local 3am, 11am y 7pm respectivamente.

Para los dominios d01, d02 y d03, la Figura 20 muestra la temperatura y humedad a 2 metros de la superficie promediada para las 3am, 11am y 7pm hora local. Los resultados allí consignados corresponden a los obtenidos con el esquema YSU pero cabe aclarar que para estos dominios y estas variables meteorológicas no se generaron diferencias apreciables al utilizar otros esquemas de parametrización de capa límite. Se puede observar como a las 11am, debido al calentamiento radiativo del mediodía, los resultados enseñan una mayor temperatura y menor humedad relativa. En términos generales tanto el mapa de temperaturas como el de humedad ofrecen una lectura de la topografía de los dominios. De esta manera, mientras que en el dominio d01 puede identificarse la cordillera de Los Andes cerca al borde de la costa pacífica, en el dominio d02 se aprecia la división

de Los Andes al interior del territorio colombiano y en el dominio d03 el detalle de los complejos montañosos de la Cordillera Central en donde se ubica el Valle de Aburrá.

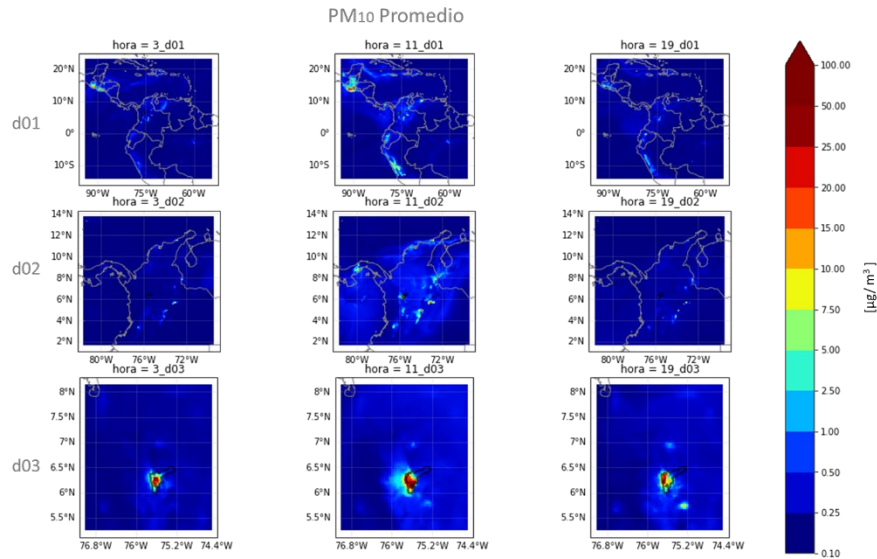


Figura 21. Concentración promedio de PM_{10} en la mesoescala. Las filas de arriba abajo corresponden a los dominios d01, d02 y d03 respectivamente mientras que las columnas de izquierda a derecha son los resultados para el horario local 3am, 11am y 7pm respectivamente.

Por otra parte, la Figura 21 muestra la concentración promedio del PM_{10} . Igualmente estos resultados en particular corresponden a YSU. Vale recordar que para estos dominios a mesoescala la química fue alimentada a partir del inventario global EDGAR-HTAP. Puede apreciarse como los puntos calientes caen principalmente en la región andina donde se ubican las ciudades más grandes y populosas y para el dominio d03 coincide con el Valle de Aburrá, lo cual refuerza el concepto de ser un área fuente de contaminación por material particulado.

5.2 Resultados en el dominio interno

Tal como se describió en el numeral 4.2, el dominio d04 está al interior de un anidamiento sucesivo de los demás dominios más gruesos. La escala del d04 es de 1km^2 , generando así mayor detalle en el área de interés correspondiente al Valle de Aburrá. Una consideración importante es que de los 8 días simulados equivalentes al periodo del 6 al 14 del marzo del 2016 desde y hasta las 00:00 UTC, no fueron tenidas en cuenta las

primeras 24 horas para el análisis de los resultados por considerarlas como calentamiento (spin-up) del modelo.

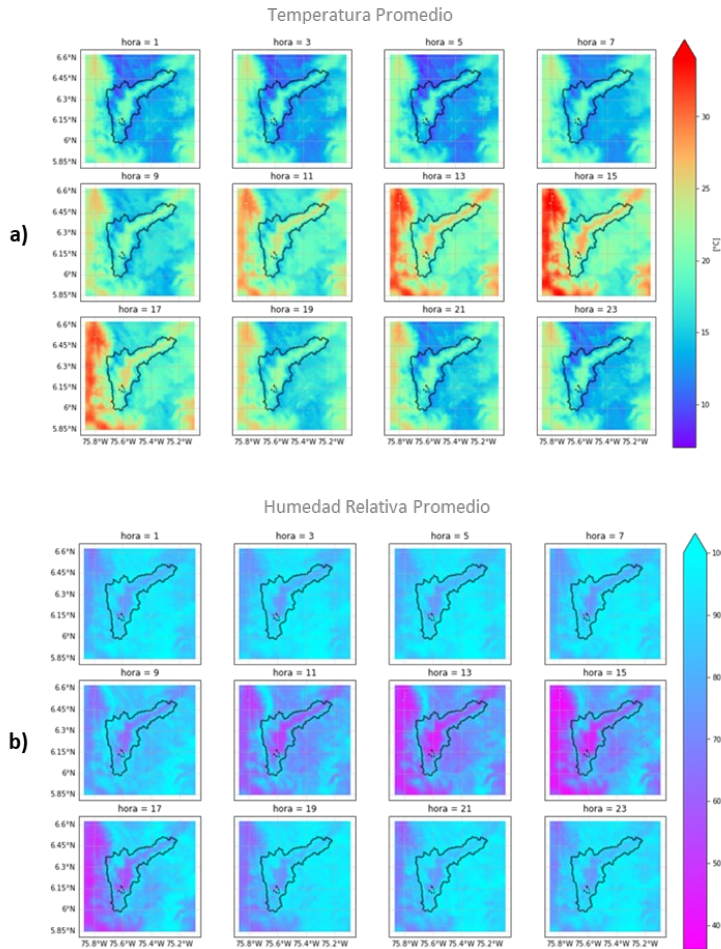


Figura 22. Comportamiento promedio en el dominio interno de a) temperatura a dos metros sobre la superficie y b) humedad relativa a dos metros sobre la superficie. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am.

La Figura 22 enseña los promedios de temperatura y humedad a 2 metros de la superficie. Para sintetizar solo se presenta estos mapas para los resultados obtenidos con el esquema de capa límite YSU, pero visualmente el comportamiento con los otros esquemas implementados fue muy similar. De manera análoga a lo discutido en el numeral 5.1, estos mapas ofrecen una lectura de la topografía del terreno en el dominio d01, en donde se puede apreciar la depresión al interior del Valle de Aburrá con mayor temperatura y menor humedad relativa, y de esta misma forma se alcanza a apreciar partes del Valle del Cauca y del Valle de San Nicolás en los extremos occidental y suroriental del dominio respectivamente. Nótese también cómo, de forma inversa, la temperatura aumenta y la

humedad relativa disminuye al avanzar las horas conforme al calentamiento radiativo, y ya después del atardecer de nuevo el ambiente se enfría y gana humedad. Este comportamiento es coherente con lo esperado.

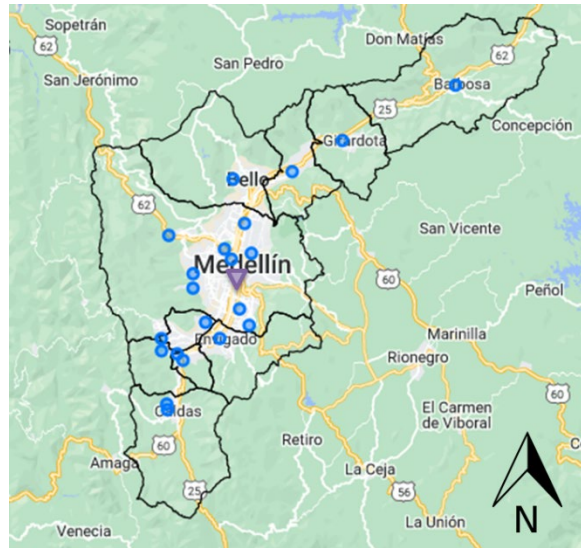


Figura 23. Distribución en el Valle de Aburrá de las estaciones y equipos de la red de monitoreo de calidad del aire utilizados para comparar los valores simulados. Los puntos azules equivalen a 22 estaciones de monitoreo ubicadas a 10 metros sobre la superficie, mientras que el triángulo púrpura representa el ceilómetro ubicado en la torre SIATA.

A partir de la información suministrada por 22 estaciones de la red de monitoreo de calidad del aire, donde se incluyen 5 estaciones al norte del Valle de Aburrá, 7 al sur y 10 en la propia Medellín (véase la Figura 23), se pudo constatar esta coherencia de los valores simulados de temperatura y humedad. En la Figura 24 se parean los datos de las estaciones (eje de las abscisas) respecto al valor de la celda del modelo más cercana (eje de las ordenadas) y como puede apreciarse, si bien los valores de la simulación tienden a ser más húmedos y fríos que lo esperado, el cálculo del coeficiente R de Pearson señala una alta correlación entre estos valores, por encima del 70% para el caso de la humedad y por encima del 85% para el caso de la temperatura.

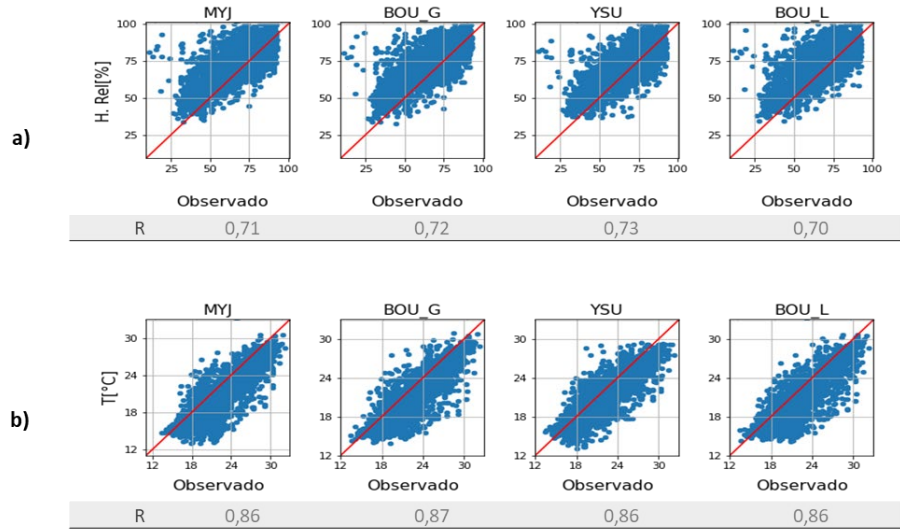


Figura 24. Diagrama de dispersión de a) humedad relativa y b) temperatura entre datos observados en estaciones de monitoreo (abscisas) y valores simulados (ordenadas) para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. El valor R bajo cada gráfica corresponde a su respectivo coeficiente de correlación de Pearson.

Otra variable meteorológica determinante, especialmente en lo que se refiere a la advección y dispersión de los contaminantes, es el viento a 10 metros sobre la superficie el cual se enseña promediado en la Figura 25, donde la escala de colores representa la magnitud en m/s y los vectores en negro muestran la dirección predominante.

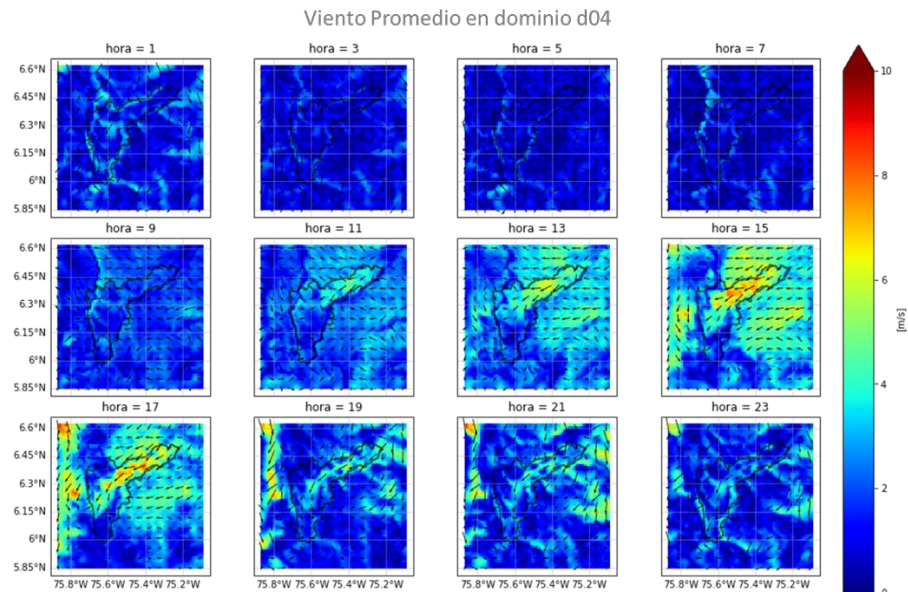


Figura 25. Comportamiento promedio en el dominio interno de los vientos a 10 metros sobre la superficie. La escala de colores representa la magnitud de la velocidad y los vectores su dirección. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am

Como se aprecia en la Figura 25, en las horas de la tarde entre la 1pm y las 5pm se producen vientos más rápidos lo cual coincide con las mayores temperaturas superficiales, es decir, los mayores gradientes de temperatura que impulsarían la advección. Un aspecto muy relevante a notar es que la dirección predominante al interior del valle en el periodo de tiempo considerado es desde el nororiente y hacia el sur siguiendo el eje quebrado del río. Y la dirección de este flujo no se invierte en las horas nocturnas tal como se esperaría en la teoría clásica de vientos del valle mostrada en la Figura 3. Este comportamiento coincide con hallazgos previos para el Valle de Aburrá (Pérez, 2008 ; Correa et al., 2009; Zapata, 2015; Ramírez Cardona, 2022) donde se infiere que en condiciones de neutralidad o estabilidad los vientos al interior del valle responden a gradientes de presión y temperatura y al forzamiento orográfico, mientras que en las horas de la tarde y especialmente en los meses de noviembre a febrero los vientos Alisios de mesoescala provenientes del este logran penetrar en el valle desde el norte y continúan encausados hacia el sur, gobernando la dinámica atmosférica local con una mayor intensidad.

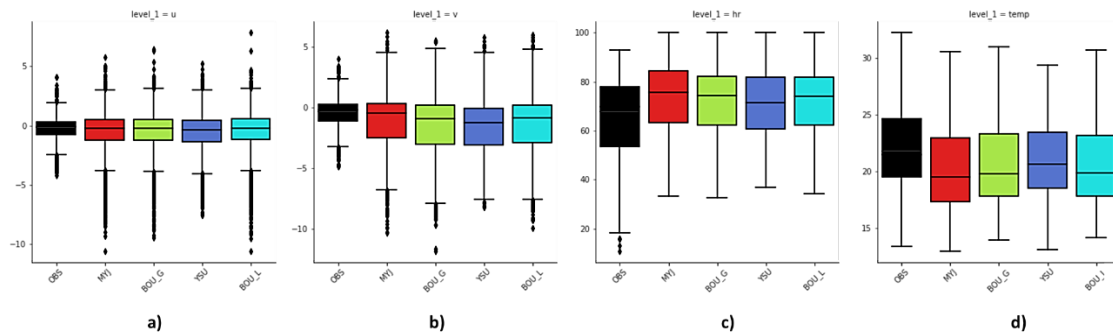


Figura 26. Diagramas de cajas con la distribución de los valores de a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

La Figura 26 expone la distribución de los datos de las variables meteorológicas para cada uno de los esquemas probados y para los datos monitoreados. En términos generales el orden de magnitud de la simulación concuerda con lo esperado sin apreciarse mayores diferencias entre los distintos esquemas, y tal como ya se había advertido en la Figura 24, el modelo tiende a representar un poco de mayor humedad y de menor temperatura que la realidad.

Para tener una visión más detallada de la precisión del modelo, la Figura 27 también a través de un diagrama de cajas resume los estadísticos estimados entre todas las estaciones de la red de monitoreo y sus respectivas celdas más cercanas en el dominio interno. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE por sus siglas en inglés) y la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE por sus siglas en inglés). La interpretación de estos errores es conceptualmente simple, siendo medidas de la desviación entre el valor simulado y el esperado que están en las mismas unidades y magnitud de cada variable, mientras más bajos sean los valores de estos errores mejor sería el ajuste. Por el contrario, en la tercera columna el coeficiente R de correlación de Pearson estima el grado de relación lineal entre lo simulado y lo esperado, por lo cual mientras más cercano a 1 sea, mejor será el ajuste. La Tabla 7 muestra la ecuación que define cada uno de estos estadísticos.

Tabla 7. Expresión matemática de los estadísticos utilizados. Donde n es la cantidad de datos, siendo O los observados por la red de monitoreo y S los simulados.

Error absoluto medio	Raíz del error cuadrático medio	Correlación lineal de Pearson
$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n O_i - S_i $	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}$	$R = \frac{\sum_i^n (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})}{\sqrt{\sum_i^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_i^n (S_i - \bar{S})^2}}$

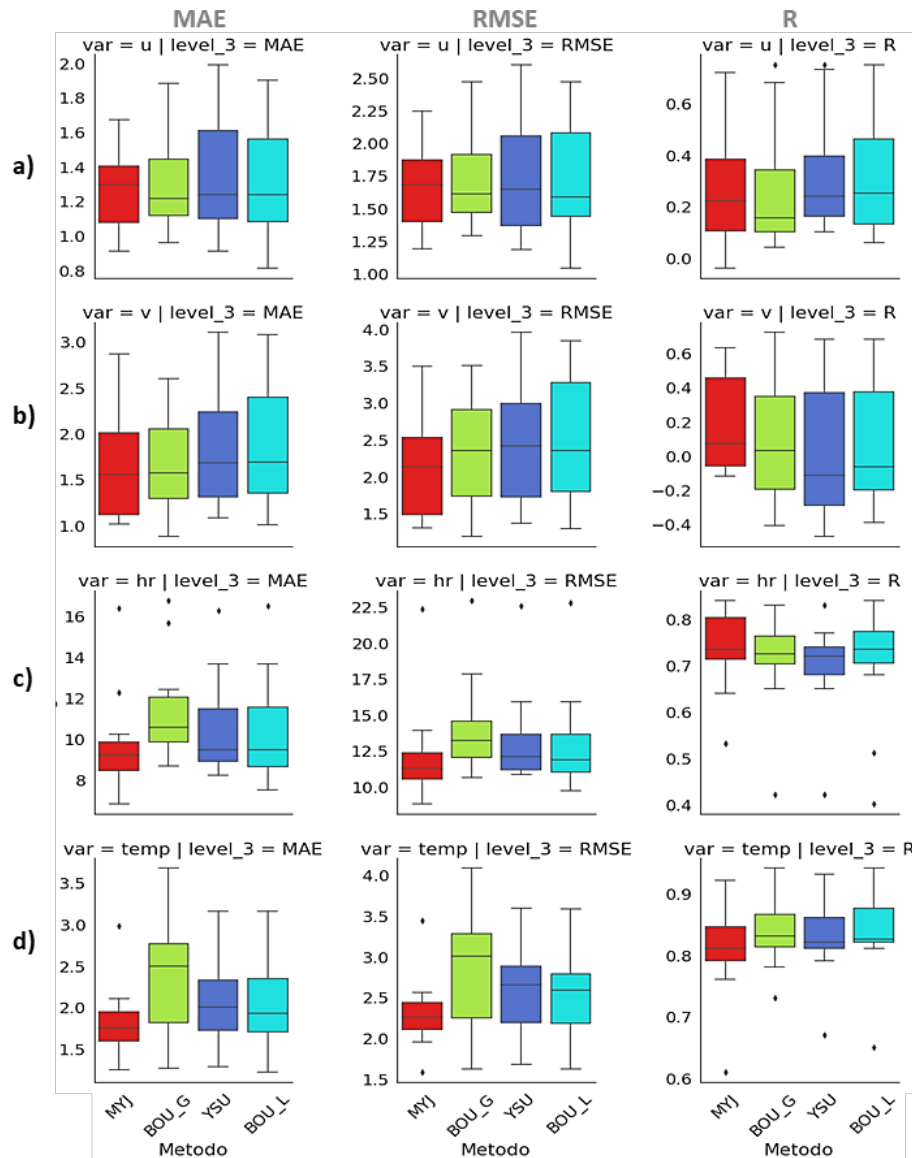


Figura 27. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados de a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

Respecto a la Figura 27a y la Figura 27b, aunque el orden de magnitud de los resultados del viento en superficie resultó similar al observado y si bien su comportamiento a grandes rasgos coincidió con lo encontrado en otros estudios, su validación respecto a los datos observados resulta muy ambiciosa debido a que las estaciones de monitoreo en ocasiones capturan condiciones muy puntuales influidas por el dosel urbano las cuales no logran ser

reproducidas por la escala mayor del dominio de simulación. Por esta razón no es alarmante que las correlaciones encontradas en las componentes del viento resultasen tan bajas y en ocasiones negativas. Por el contrario, la Figura 27c y la Figura 27d muestran un ajuste bastante bueno para la humedad relativa y la temperatura respectivamente, donde si bien el desempeño de todos los esquemas es sobresaliente, vale destacar que MYJ presenta los menores errores para estas variables meteorológicas.

Entrando en materia de las diferencias entre los esquemas implementados, justamente uno de los aspectos más relevantes de la simulación atmosférica, especialmente por su influencia en la calidad del aire, es la evolución de la altura de la capa límite atmosférica. Para evaluar el desempeño de las simulaciones en este aspecto fueron utilizados datos provenientes de un ceilómetro ubicado en la torre del SIATA cerca al centro de la ciudad de Medellín (véase la Figura 23). Los ceilómetros o nefobasímetros brindan información de la energía de un pulso láser disparado en la vertical que es retrodispersada (*backscattering*) por las nubes y otros componentes atmosféricos, incluido el material particulado. Esta señal resulta útil para indagar en el nivel en que se hayan la base de las nubes, pero también en la altura de la capa límite atmosférica dado que esta determina el nivel máximo al que se pueden dispersar los aerosoles por efectos turbulentos. Para establecer esta altura fue implementado el método del mínimo gradiente propuesto por (Hayden, et al., 1997) que consiste básicamente en calcular la primera derivada respecto a la altura de la intensidad de retrodispersión arrojada por el ceilómetro y luego identificar el punto mínimo. De acuerdo a lo propuesto por (Herrera-Mejía & Hoyos, 2019), también se respetó ignorar las señales superiores a 1000 [$10^{-9}\text{m}^{-1}\text{sr}^{-1}$] considerando que corresponden a nubes bajas que permanecen remanentes en la capa de mezcla, y así evitar una falsa impresión del tope de la capa límite. Siendo así, la Figura 28 resume el comportamiento de la altura de la capa límite estimada con el método del mínimo gradiente respecto a la obtenida en la celda correspondiente del modelo con cada uno de los esquemas implementados.

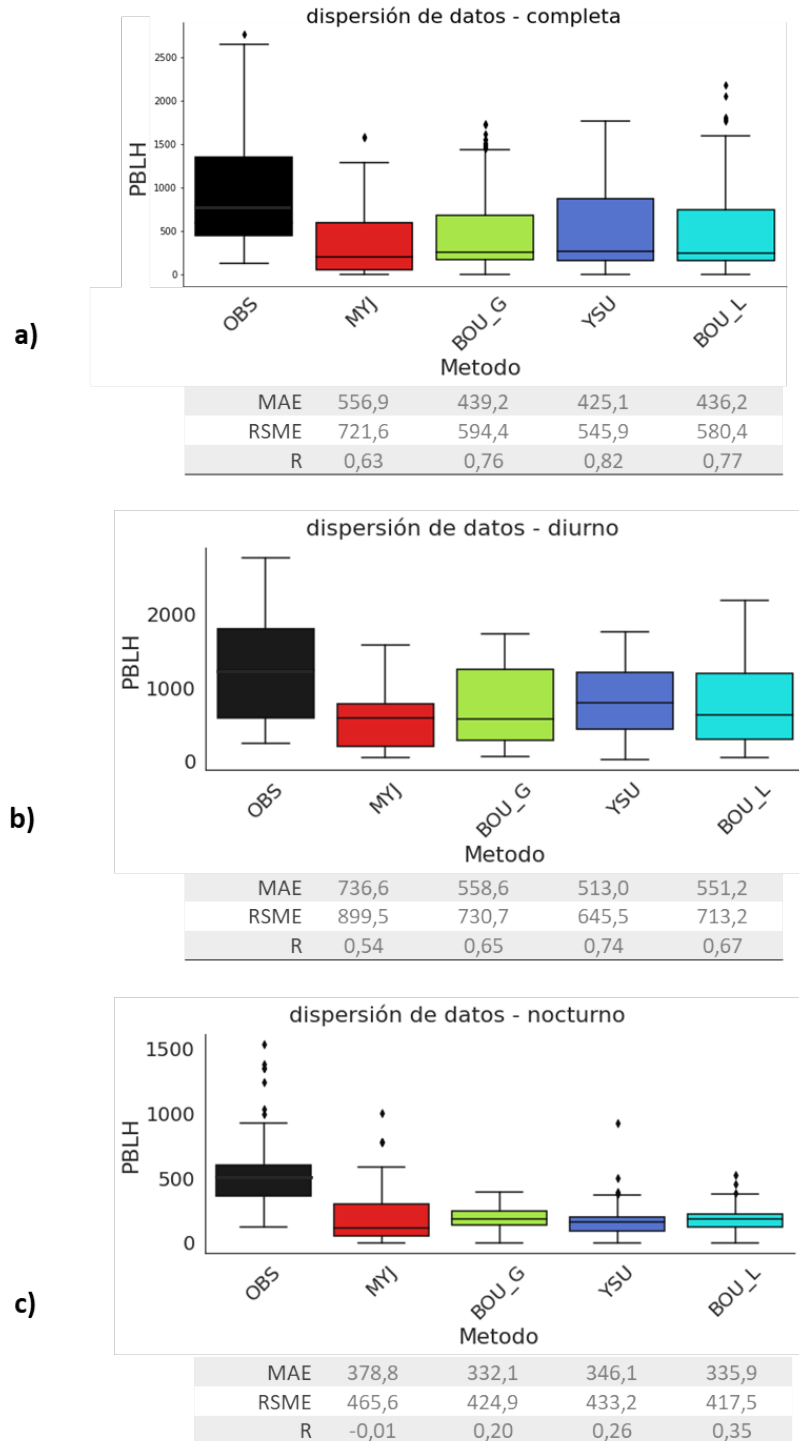


Figura 28. Diagramas de cajas con la distribución de los valores de a) altura de la CLA, b) altura de la CLA durante horario diurno (de 6am a 6pm) y c) altura de la CLA durante horario nocturno (de 6pm a 6am) para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. Los valores bajo cada gráfica corresponden a sus respectivos estadísticos estimados.

En términos generales los resultados del modelo aparentemente subestiman la altura de la capa límite respecto a lo estimado con el ceilómetro. Las correlaciones encontradas son bastante aceptables, especialmente en el ciclo completo y en los horarios diurnos. Sin embargo, para el horario nocturno las correlaciones resultaron bastante pobres. Al respecto se debe tener en cuenta que esta franja nocturna implica un reto adicional no solo en la simulación de condiciones de mucha estabilidad atmosférica sino también en el mismo método de estimación de la capa límite a partir de datos observados con el cual se hace la comparación (Ramírez Cardona, 2022). Nótese cómo el rango intercuartil de los valores obtenidos con el esquema MYJ de cierre local resultó más amplio y cercano al observado en el horario nocturno donde predominan las condiciones de estabilidad atmosférica, mientras que por el contrario, en el horario diurno cuando las condiciones convectivas son más relevantes, este esquema mostró una mayor subestimación. En este mismo sentido el esquema de cierre no local YSU generó los menores errores (tanto MAE como RSME) y una mayor correlación de acuerdo a lo estimado. En la Figura 29 se enseña la evolución de la altura de la capa límite atmosférica obtenida con el esquema YSU, donde puede apreciarse cómo en las noches y primeras horas de la mañana el tope permanece por debajo de los 200 metros sobre el nivel de la superficie, pero después de las 7am con el aumento de la radiación solar la capa se calienta y dilata ascendiendo por encima de los 800 metros. También puede apreciarse cómo este ascenso es más pronunciado en el centro del valle donde se encuentra la zona más urbanizada.

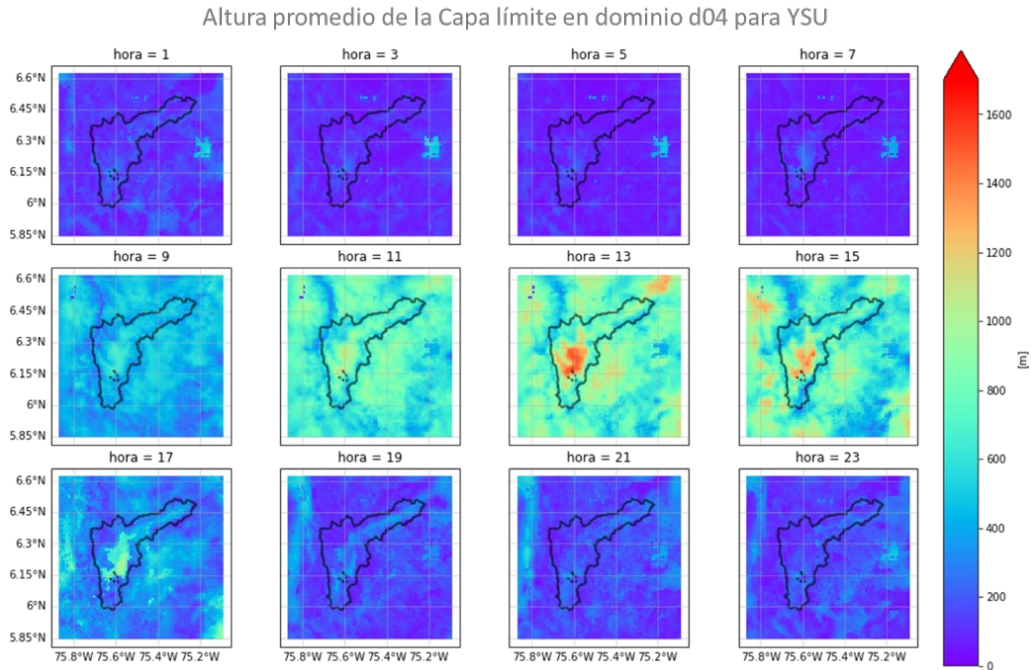


Figura 29. Comportamiento promedio en el dominio interno de la altura de la CLA obtenida con el esquema YSU. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am.

El comportamiento cíclico de expansión y subsidencia del tope de la capa límite determina la facilidad con la cual los contaminantes se dispersan o por el contrario se concentran cerca de la superficie. La Figura 30 muestra las series de tiempo de la concentración del $PM_{2.5}$ y otros contaminantes precursores durante el periodo de simulación de acuerdo a lo obtenido por cada uno de los esquemas implementados. Siendo así, la concentración de todos estos contaminantes asciende y desciende de forma sincronizada. De hecho el comportamiento de los contaminantes precursores VOCs, NO_x y SO_2 presentan una muy alta correlación con la curva del $PM_{2.5}$ tal como fue estimado. También puede apreciarse en la Figura 30d que los resultados del BouLac con inventario local presentan concentraciones más elevadas y es además el único escenario en el cual la magnitud del NO_x supera a la de los VOCs.

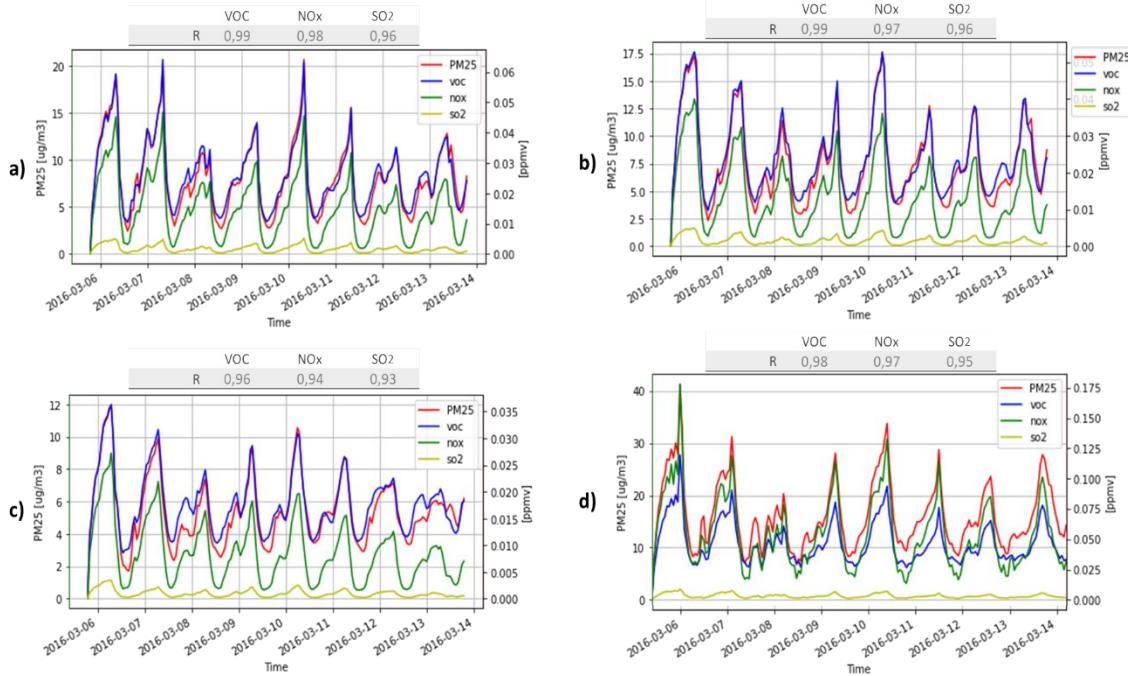


Figura 30. Series de tiempo de las concentraciones simuladas al interior del Valle de Aburrá de PM_{2.5} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] y sus principales precursores químicos [ppmv], incluyendo VOCs, NO_x y SO₂, para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. a) Series obtenidas con MYJ. b) Series obtenidas con BouLac usando inventario global. c) Series obtenidas con YSU. d) Series obtenidas con BouLac usando inventario local. El valor R sobre cada gráfica corresponde a los respectivos coeficientes de correlación de Pearson entre el PM_{2.5} y cada contaminante.

También en la Figura 31 puede observarse que el rango intercuartil de los valores de contaminación obtenidos con BouLac y el inventario local es mayor que el de los otros escenarios; y para los casos del material particulado y el SO₂ se acerca más al rango de los valores observados (aunque aún subestima), mientras que para el NO₂ incluso supera lo esperado. Sin embargo, que el rango de valores obtenidos con BouLac y el inventario local se acerque más en magnitud a los observados no implica necesariamente mejor desempeño del modelo para este escenario como se discutirá más adelante.

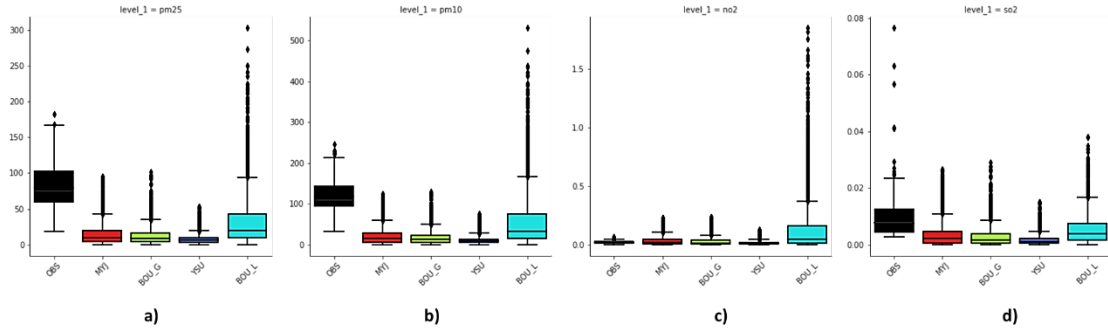


Figura 31. Diagramas de cajas con la distribución de los valores de concentración de a) $PM_{2.5}$, b) PM_{10} , c) NO_2 y d) SO_2 para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

Al igual que como se hizo anteriormente con las variables meteorológicas, para tener una visión más detallada de la precisión del modelo la Figura 32, Figura 33 y Figura 34 resumen en diagramas de cajas los estadísticos estimados del comportamiento del material particulado respecto a lo observado por la red de monitoreo durante el periodo de simulación, comparando por separado horas diurnas y horas nocturnas respectivamente.

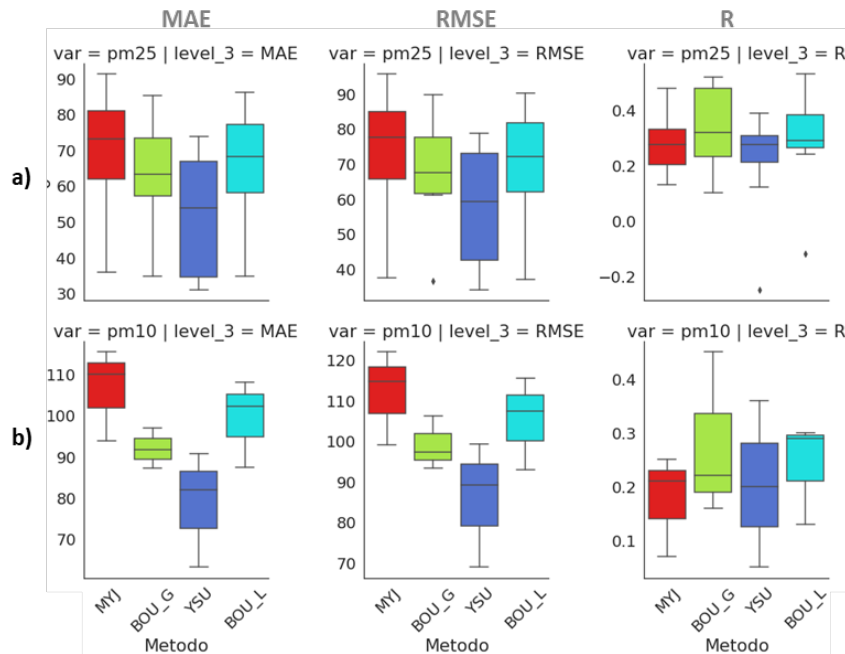


Figura 32. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados de a) $PM_{2.5}$ y b) PM_{10} para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

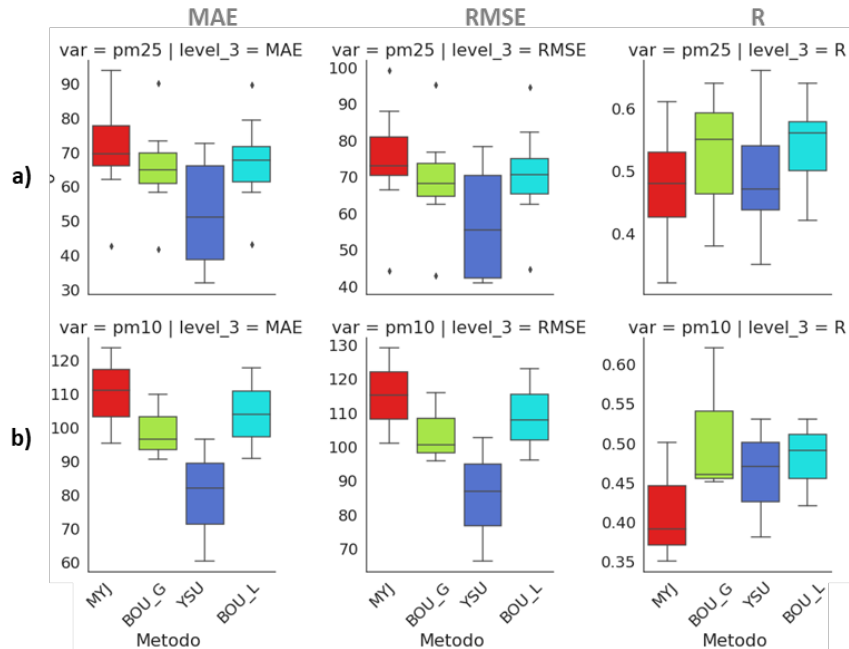


Figura 33. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados en horario diurno (6am a 6pm) de a) PM_{2.5} y b) PM₁₀ para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

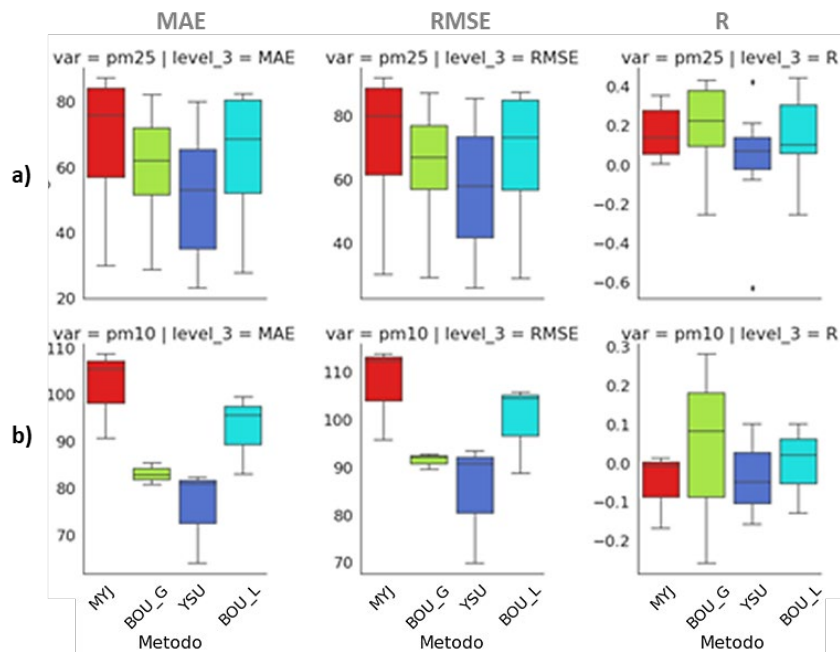


Figura 34. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados en horario nocturno (6pm a 6am) de a) PM_{2.5} y b) PM₁₀ para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera

columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson

En términos generales los mayores errores (tanto MAE como RSME) y la menor correlación en los valores de material particulado se obtuvo con el esquema MYJ. Por su parte el esquema YSU supuso menores errores comparativamente pero el esquema BouLac generó una mayor correlación, incluso resultando mejor el escenario usando el inventario global que aquel con el inventario local. También puede apreciarse un mejor desempeño del modelo en horarios diurnos respecto a los horarios nocturnos, lo cual coincide con lo ya encontrado al revisar los resultados de la capa límite. La Figura 35, Figura 36 y Figura 37 enseñan la distribución del $PM_{2.5}$ sobre la superficie de acuerdo a lo modelado con YSU, BouLac con el inventario global y BouLac con el inventario local respectivamente.

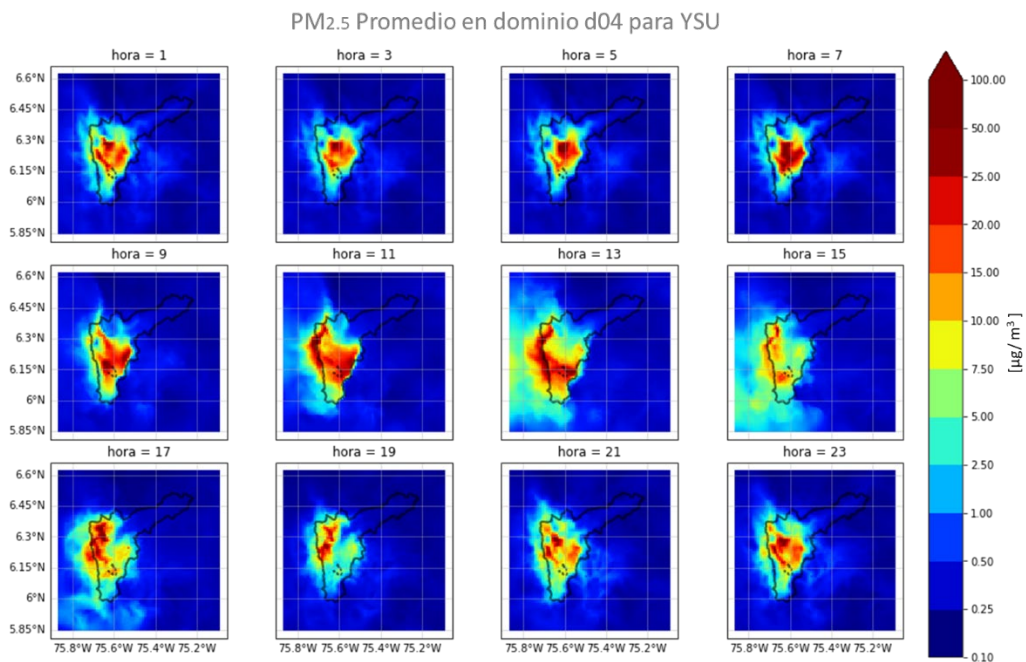


Figura 35. Concentración promedio en el dominio interno del $PM_{2.5}$ a 10 metros sobre la superficie con el esquema YSU. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am.

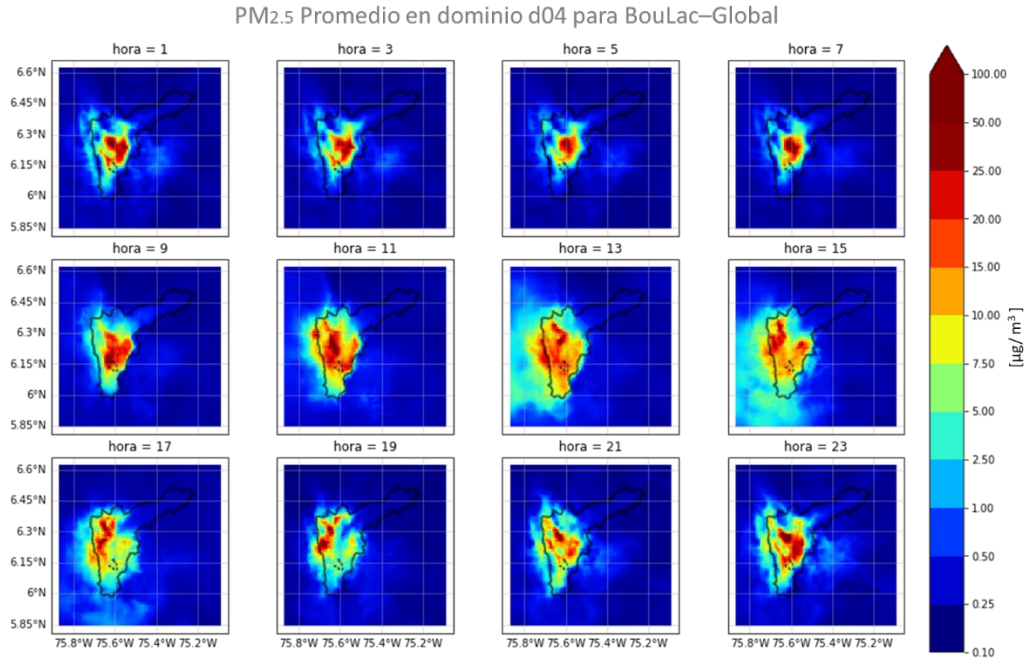


Figura 36. Concentración promedio en el dominio interno del PM_{2.5} a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario global. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am.

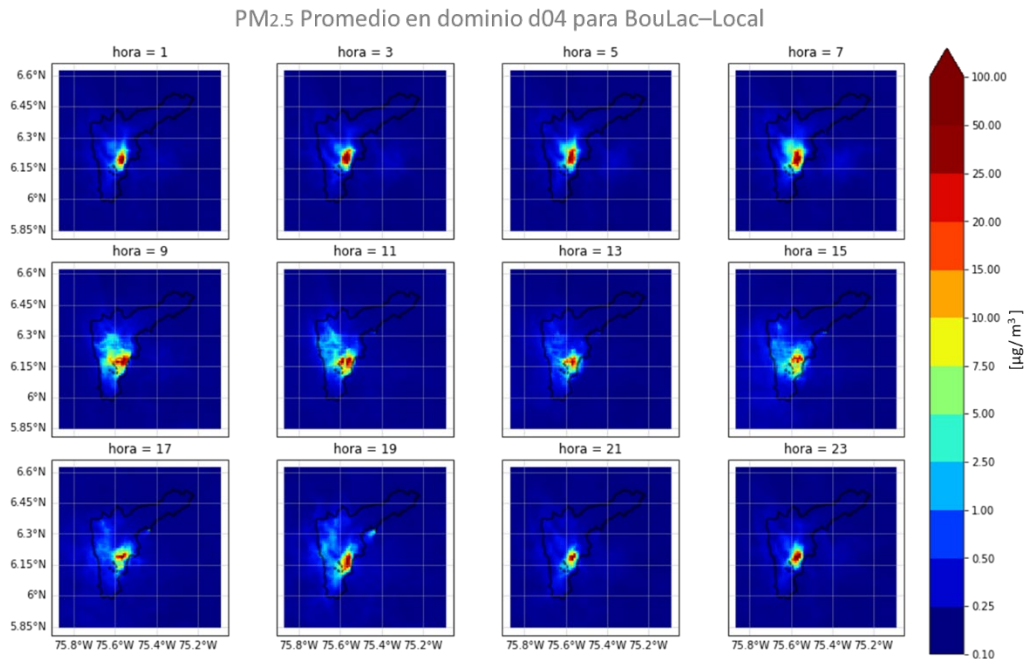


Figura 37. Concentración promedio en el dominio interno del PM_{2.5} a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario local. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am.

Tal como puede apreciarse en la Figura 35 y la Figura 36, en las primeras horas de la tarde el material particulado se extiende contra las laderas y hacia el sur del valle, momento en que la mayor extensión de la capa límite y los vientos más acelerados al interior del valle con dirección de norte a sur propician su dispersión y transporte. Posteriormente, coincidiendo con la pérdida de velocidad de los vientos y la subsidencia de la capa límite, la mancha del material particulado se repliega. En cambio, en la Figura 37 los aerosoles permanecen concentrados en una misma zona sin apreciarse casi ninguna dispersión a lo largo del día. Ya en la Figura 31 se había advertido que el escenario con el inventario local había presentado valores más altos de contaminantes lo que en principio parecía disminuir la subestimación del modelo, sin embargo, tal como se pudo apreciar en las figuras anteriores, esto no implicó un comportamiento más consistente con la distribución espacial esperada. Pese a que la diferencia entre la Figura 36 y la Figura 37 es únicamente la información de emisiones con la cual se alimentó una u otra simulación, los resultados cambian drásticamente. Al respecto se verificó que el material particulado incluido en el inventario local presentaba un orden de magnitud muy similar al derivado del inventario EDGAR-HTAP para el dominio interno, siendo el acumulado del día de alrededor de 8000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el inventario local y de 6600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el inventario global. Las mayores diferencias entre estos inventarios ocurren con los VOCs y NOx, ambos precursores del $\text{PM}_{2.5}$ secundario. La tasa de emisión de alcanos es 158% mayor en el inventario local respecto al global, para la cetona lo supera en 53% y el monóxido de nitrógeno en 86%. Tanto en la Figura 30 como en la Figura 31 ya se percibía la mayor cantidad de NOx en los resultados con BouLac con inventario local en comparación con los demás escenarios. Esta mayor presencia de precursores químicos determinaría la mayor cantidad de material particulado en este escenario y dado que la emisión del NOx se encuentra de forma más puntualizada en el inventario local, este tendería acumularse sobre esa misma zona en forma de $\text{PM}_{2.5}$ secundario. Incluso al comparar la Figura 38 y la Figura 39, presuntamente el material particulado estaría respondiendo más a los NOx que a los VOCs los cuales sí muestran una dispersión más pareja sobre el territorio a lo largo del día.

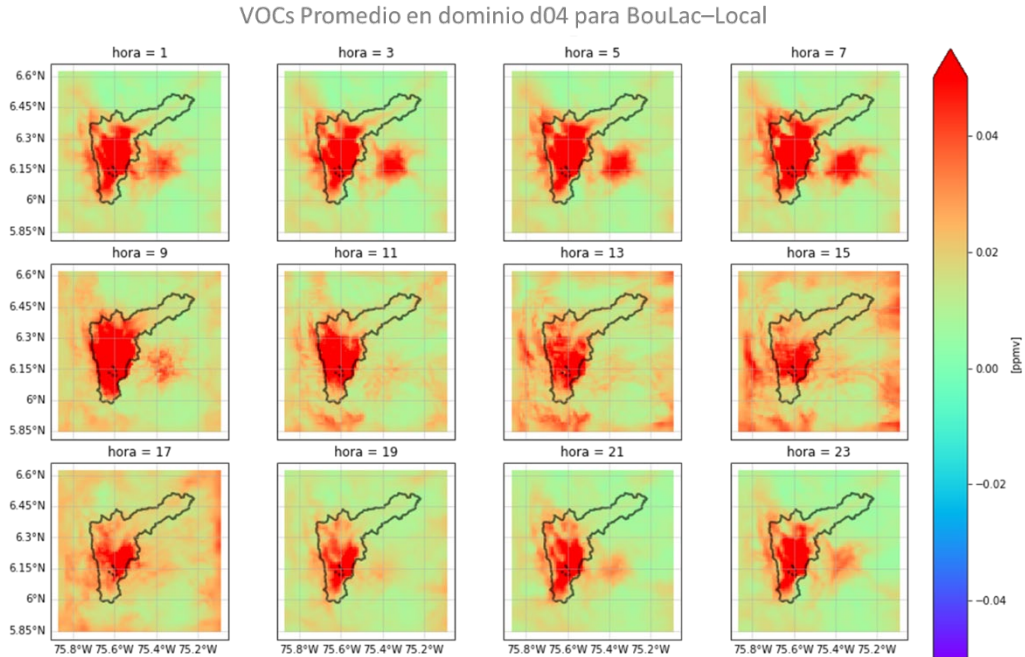


Figura 38. Concentración promedio en el dominio interno de los VOCs a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario local. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am.

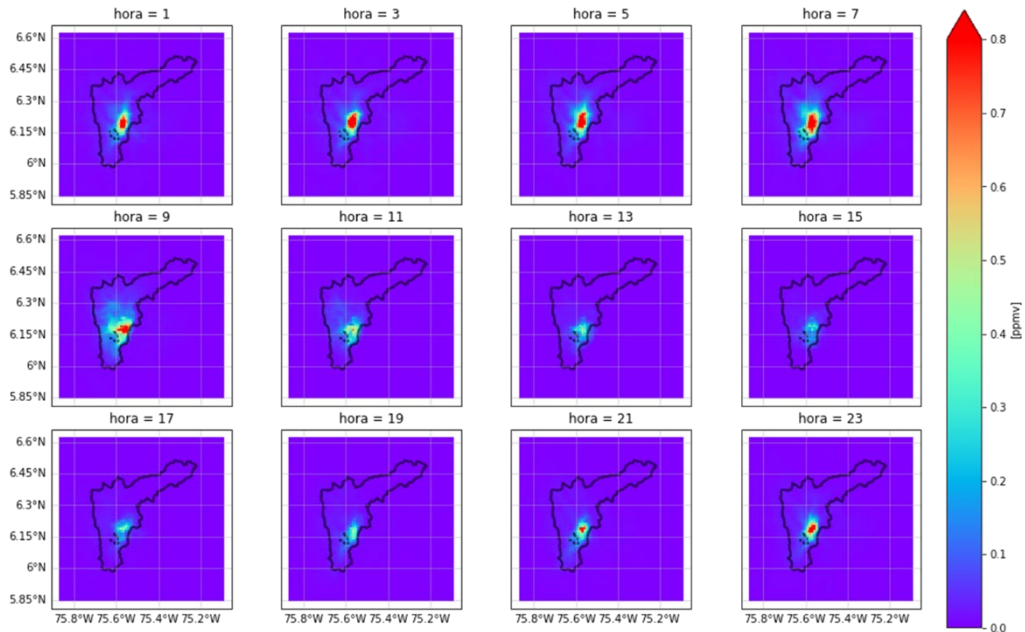


Figura 39. Concentración promedio en el dominio interno de los NOx a 10 metros sobre la superficie con el esquema BouLac y el inventario local. De izquierda a derecha y de arriba abajo cada cuadro corresponde a las horas impares en horario local empezando en la 1am.

6. Conclusiones y discusión

Este capítulo resalta las principales conclusiones y discusión alrededor de los resultados del propio trabajo, pero también en función del estudio de ciudades tropicales y de montaña y de los retos propios a futuro en materia investigativa del Valle de Aburrá.

6.1 Conclusiones

El Valle de Aburrá, como caso de estudio de una ciudad tropical y de montaña, presenta problemas de calidad del aire asociado principalmente al material particulado $PM_{2.5}$. Históricamente las concentraciones de este aerosol se hacen más críticas entre las transiciones de temporadas secas a temporadas lluviosas, entre marzo y abril y de forma menos pronunciada entre octubre y noviembre. Una buena noticia para la región es que el monitoreo de la calidad del aire ha venido aumentando. Desde las escasas 4 estaciones de monitoreo que en 1973 hacían parte del proyecto Redpanaire hasta la cooperación interinstitucional que significó la creación de REDAIRE en 1992, y de ahí a la sistematización de la red de monitoreo de la calidad del aire concesionada al SIATA en el 2016 donde se incluyen sensores remotos. También, tal como se revisó en este trabajo, la región ha contado con un marco normativo para la vigilancia de los niveles presentes de material particulado y de otros contaminantes, basándose en los límites del Objetivo intermedio-2 de la Guía de Calidad del Aire de la OMS. Siendo así, el episodio crítico de contaminación ocurrido en marzo del 2016 no sólo impulsó la formulación del Protocolo para enfrentar Episodios críticos de Contaminación Atmosférica (POECA) y del Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire (PIGECA), que fortalecieron el marco normativo y la institucionalidad, sino que también representó un hito alrededor de la calidad ambiental del Valle de Aburrá.

Para ayudar a entender lo ocurrido, los factores que determinan la contaminación atmosférica en una región urbana, montañosa y tropical como lo es el Valle de Aburrá y la manera en que estos factores se relacionan entre sí, este trabajo presentó un ejercicio de modelación numérica apoyado en el modelo numérico acoplado WRF-Chem. Dentro de los factores caracterizados se encuentran la topografía y los usos del suelo. Esta información fue tomada de la base de datos del NCAR construida a partir del satélite MODIS, sin embargo para el dominio de modelación más interno enfocado en el Valle de Aburrá se utilizó una base de datos local del uso del suelo basada en información del Instituto Geográfico Agustín Codazzi. En cuanto a la información meteorológica, fueron incluidos archivos a resolución $1^\circ \times 1^\circ$ cada 6 horas del sistema de asimilación de datos del NCEP que incluyen información sobre presión, altura geopotencial, temperatura, humedad relativa, las componentes u y v del viento, entre otras variables. Tanto la topografía como la meteorología son factores que modulan el forzamiento orográfico del viento, los gradientes de presión y temperatura que impulsan el mismo viento al interior del valle y la evolución de la capa límite durante el día con las fases de estabilidad e inestabilidad atmosférica, determinando así la dispersión o concentración de los contaminantes. Por último, la información sobre las tasas de emisión generadas en el Valle de Aburrá y los territorios adyacentes que lo influyen por el transporte atmosférico (hasta incluso la mesoescala) fue tomada inicialmente del inventario global EDGAR-HTAP. Este trabajo también planteó un escenario acoplando el inventario de emisiones local desarrollado por la UPB con año base al 2016.

La parametrización del modelo fue construida a partir de un exhaustivo análisis del estado del arte en función de los objetivos del trabajo, teniendo la oportunidad también de probar el desempeño de tres diferentes esquemas de capa límite atmosférica, los cuales son MYJ, YSU y BouLac. La validación de la temperatura, humedad relativa y vientos en superficie fue realizada a partir de información de la red de monitoreo de la calidad del aire distribuida en el Valle de Aburrá. En cuanto a la altura de la capa límite atmosférica, esta fue estimada a partir del método del mínimo gradiente de una serie de intensidad de retrodispersión arrojada por un ceilómetro ubicado cerca a la base del valle, lo cual posteriormente fue comparado con los valores calculados por el modelo WRF-Chem.

Salvo para el viento, cuyos datos medidos pueden estar influenciados por condiciones muy puntuales del dosel urbano, el modelo presentó un comportamiento sobresaliente en cuanto a la meteorología, con correlaciones lineales por encima del 70% para el caso de

la humedad y por encima del 85% para el caso de la temperatura, si bien también es cierto que los resultados tienden a estar más fríos y húmedos que la realidad. Para estas variables el esquema MYJ presentó los menores errores estimados MAE y RSME frente a la serie de datos de las estaciones en comparación con los otros esquemas. Por el contrario, para la altura de la capa límite el esquema MYJ obtuvo el más bajo desempeño. Este esquema corresponde a una parametrización de cierre local, es decir, el flujo turbulento en un punto del dominio es calculado en función de información de ese mismo punto en vez de hacerlo según el comportamiento del perfil a lo largo de la columna de aire en la capa límite, lo cual suele generar una aproximación más pobre cuando las condiciones convectivas son muy relevantes, tal como sucede en la franja tropical. Esto también ayudaría a explicar el más bajo desempeño del esquema MYJ al analizar las concentraciones del material particulado reproducidas por el modelo. En este aspecto el esquema YSU supuso menores errores comparativamente (tanto MAE como RSME) pero el esquema BouLac generó una mayor correlación de Pearson respecto a los datos medidos en estaciones de monitoreo. El modelo también presentó un mejor desempeño en horas diurnas que en horas nocturnas, obteniendo para BouLac, por ejemplo, correlaciones de hasta el 60% en la franja diurna y por debajo del 40% en la franja nocturna en los valores del $PM_{2.5}$.

Respecto a los resultados usando BouLac alimentado con inventario global o usando el mismo esquema pero acoplado el inventario local, es de anotar que la fuente de información local no supuso una mejora en la precisión del modelo pese a que esto suele ser una estrategia ampliamente recomendada en la bibliografía. Si bien el rango de valores de concentración de contaminantes usando el inventario local resultó mucho más amplio y, en ese sentido, más cercano al medido por las estaciones de monitoreo, la distribución de los aerosoles sobre el valle resultó poco realista para este escenario. Aparentemente estos resultados estuvieron fuertemente condicionados por los NO_x incluidos en el inventario local, que figuran en una tasa de emisión mucho mayor que la encontrada en el inventario global y con una distribución puntualizada sobre el centro de Medellín.

6.2 Acerca de las ciudades tropicales y de montaña

A manera de síntesis de los fundamentos físicos y químicos expuestos en el capítulo 2, se podrían resumir los factores que inciden en la calidad del aire de las ciudades y que

constituyen la base documental para estudiar y gestionar este problema en 3 categorías o niveles de caracterización:

- Geografía, climatología y meteorología del caso de estudio.
- Caracterización de la pluma de emisiones que ingresa y/o es producida en el territorio.
- Precisión de la forma urbana y usos del suelo del caso de estudio.

En primer lugar la geografía que delimita al caso de estudio brinda información sobre la cantidad de radiación que recibe y, para el caso de las ciudades dentro de la franja tropical, esta es una variable sumamente determinante en el calentamiento de la superficie dentro de la escala diaria, impulsando movimientos convectivos y la alta variabilidad de la capa límite atmosférica. También es sumamente importante entender el contexto dentro del sistema planetario en el cual se halla el caso de estudio, su elevación sobre el nivel del mar, su continentalidad y el régimen de vientos a gran escala que lo influyen. Esta identificación debe contener información sobre la presión atmosférica, la humedad relativa, la temperatura ambiental, la nubosidad e incluso el régimen de precipitaciones, las cuales son variables que caracterizan el comportamiento de la atmósfera. Al respecto de las precipitaciones, si bien pueden ser determinantes en las ciudades al interior de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), el grado en el que la precipitación pueda ser efectiva en el lavado de la contaminación depende de aspectos como su intensidad, el horario en que ocurra y del tamaño de las gotas o hidrometeoros; sin embargo en este trabajo el periodo de simulación correspondió a una temporada seca con lo cual se disminuyó este factor de incertidumbre y se garantizó omitir el lavado de la atmósfera que mitiga la contaminación. También debe recordarse que la caracterización de la atmósfera a partir de las variables meteorológicas anteriormente mencionadas está en función de diferentes escalas espaciales y temporales, y tal como se hizo en este trabajo, es una recomendación recurrente en el estado del arte considerar una perspectiva deductiva, es decir, asimilar los rasgos de la región en una escala más amplia hasta llegar con mayor enfoque y una escala de resolución numérica más precisa al territorio específico del caso de estudio. Por último, tal como se ha desarrollado a lo largo de este trabajo, la topografía es un aspecto muy determinante en las ciudades montañosas y de topografía compleja, generando

forzamientos en la circulación local del viento y limitando la dispersión de los contaminantes en su interior.

En segundo lugar se encuentra la caracterización de las emisiones atmosféricas. Disponer de un inventario de emisiones que detalle las tasas de liberación de contaminantes criterio discretizadas en el territorio del caso de estudio es clave para alimentar condiciones iniciales y de frontera necesarias para la realización de un ejercicio numérico de mediana a pequeña escala. Sin embargo, como pasa en muchas ciudades de la franja tropical en países en vía de desarrollo, a menudo existe un rezago técnico y tecnológico de tal forma que esta información es insuficiente, imprecisa o incluso inexistente. La cantidad de habitantes, caracterización de las industrias presentes y del parque automotor e incluso la riqueza per cápita pueden ayudar a orientar el nivel de actividad económica y las emisiones consecuentes. Ahora bien, los inventarios a escala global estimados de información satelital siguen siendo una alternativa viable para realizar ejercicios numéricos tal como se mostró en este trabajo. También se debe considerar las emisiones que no son producidas estrictamente al interior del caso de estudio pero que llegan allí transportadas por el viento desde otras regiones, para lo cual se hace importante el entendimiento de la pluma de contaminantes atmosféricos que para las ciudades tropicales estaría influenciada por el transporte de los vientos Alisios y el desplazamiento de la ZCIT.

Por último, en la medida en que se logre precisar las características propias del territorio urbano, se tendrá respuestas dependientes de las particularidades de cada caso de estudio. Tal como se discutió en el capítulo 2.4, las ciudades componen condiciones propias que alteran (en mayor o menor medida) el dinamismo atmosférico en comparación con su periferia rural o suburbana. Entre estas variables se encuentran el albedo, el calor específico y la conductividad térmica, en función de los usos del suelo y el tipo de materiales de construcción que regulan la cantidad de energía que es almacenada y liberada día a día a la atmósfera urbana. En este sentido, el modelo numérico WRF ha demostrado a través de centenares de estudios ser adecuado para el estudio de las islas de calor en ciudades tropicales y del resto del mundo y que, si bien no fue ese el foco del presente trabajo, es un fenómeno que altera la capa límite atmosférica con evidentes implicaciones en la circulación atmosférica y la calidad del aire. Otras variables también incluyen la altura característica de las edificaciones y el ancho de las vías que las separan, expresando la relación de aspecto de los cañones urbanos y la rugosidad del dosel urbano que intervienen en la circulación cercana a la superficie. En este aspecto la

parametrización *Single Layer Urban Canopy* (SLUCM) otorga un refinamiento en el WRF que implica una mejor captura de las condiciones propias de la superficie urbana pero también supone un esfuerzo adicional en la caracterización de los coeficientes que definen la ciudad propia del caso de estudio.

6.3 Dificultades y trabajo futuro

Particularmente durante el ejercicio de modelación se presentaron múltiples dificultades a ser superadas. En primer lugar, establecer el ambiente adecuado en la máquina que correrá el software no es una tarea trivial, aún más cuando se suman los preprocesadores de la información química que en algunos casos dependen de las mismas librerías que el WRF pero con configuraciones o en versiones diferentes, por lo que se recomienda hacer la instalación de forma separada. En cuanto a la configuración y calibración del modelo, partir de una revisión exhaustiva del estado del arte fue vital para el proceso. Sin embargo en una etapa preliminar de este trabajo se probaron más de 30 configuraciones variando tanto en las parametrizaciones de microfísica, radiación y cúmulos como en la discretización temporal del cálculo, sorteando diferentes errores y problemas en el camino. De forma anecdótica, dentro de los errores que más frecuentemente se encontraron estuvo “Points exceed CFL=2 at” el cual corresponde al criterio de convergencia numérica Courant-Friedrichs-Lewy, es decir, el cálculo del modelo se tornaba inestable debido a dificultades con la dinámica (para lo cual se probó reducir la escala de tiempo) o con la física (por lo cual se probaron diferentes combinaciones entre las parametrizaciones). Otros problemas frecuentes fueron, “Temperature too high (low) at”, “Par out of range at” y “Large total lw optical depth”, los cuales estuvieron asociados a altos gradientes de humedad, temperatura y aerosoles que se acumulaban a los bordes de las fronteras del dominio interno d04. Se probó añadir celdas de relajamiento (*relax_zone*) cerca de las fronteras sin obtener mayor cambio. Este problema fue superado finalmente corriendo con los 4 dominios anidados y con retroalimentación entre ellos activa para la combinación de parametrizaciones finalmente expuesta en la Tabla 6.

En cuanto a materia investigativa, se podrían identificar un par de logros puntuales de este trabajo. Tal como se mostró en el estado del arte del numeral 3.2, correr el modelo WRF-Chem representa la primera simulación con acoplamiento online entre la física y la química

en el Valle de Aburrá. También, la parametrización del dosel urbano SLUCM es una estrategia que aún no es tan extendida en la bibliografía pero cuya caracterización y uso en el Valle de Aburrá amplía la línea de investigación local en calidad del aire y climatología urbana. Los resultados de este trabajo muestran una concentración del material particulado en el centro de Medellín durante las primeras horas de la noche y hasta antes de mediodía, y la posterior dispersión hacia el sur del Valle de Aburrá. Considerando que estas zonas coinciden con la afluencia más alta de comercio y servicios en el territorio, esta distribución del material particulado tendría consecuencias preocupantes para la salud humana y representaría un reto para la gestión de la calidad del aire.

En este sentido, en el numeral 3.3 fueron identificados algunos retos futuros que exigen un mayor entendimiento del fenómeno de la contaminación y su gestión en el territorio. Con base en estas consideraciones y dado los resultados aquí mostrados, en el trabajo futuro se debería considerar alimentar información de incendios y quemas a ejercicios de simulación similares para capturar más variables que inciden en la contaminación. Pensando en el impacto a la salud humana, también es muy necesario fijarse metodológicamente en la calidad del aire en interiores (*indoor*).

Se debe considerar que la especiación generada para distribuir la información de los inventarios de emisiones en las diferentes especies químicas simuladas, explicada a detalle en el numeral 4.2, fue implementada indistintamente para fuentes móviles, fuentes fijas y fuentes de área. En este sentido ampliar a detalle la especiación de acuerdo a la naturaleza de la emisión podría generar un enfoque más realista en futuros trabajos.

A partir de los resultados del escenario usando BouLac con inventario de emisiones local, este trabajo infiere en la posible estrecha dependencia del material particulado secundario a las fuentes de NOx. Sin embargo caracterizar los procesos que inciden en la producción secundaria de aerosoles en el Valle de Aburrá sigue siendo un área de investigación activa. A esto se le suma como trabajo futuro la revisión e implementación de inventarios de emisión más recientes en nuevos ejercicios de simulación, considerando que tanto las características de la ciudad como la capacidad técnica para el levantamiento de la información cambian con el tiempo. Así mismo, se recomienda probar alimentar la meteorología con la base de datos más reciente ds083.3 del NCEP que contiene información con una mayor resolución (de hasta $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ en comparación con la utilizada de $1^\circ \times 1^\circ$).

Bibliografía

- Adarve, J. C., & Molina, F. (1984). Evaluación preliminar de la circulación de vientos en el valle de Aburrá. *Revista AINSA*, 4(1), 5-24.
- Aguiar-Gil, D., Gómez-Peláez, L. M., Álvarez-Jaramillo, T., Correa-Ochoa, M. A., & Saldarriaga-Molina, J. C. (2020). Evaluating the impact of PM_{2.5} atmospheric pollution on population mortality in an urbanized valley in the American tropics. *Atmospheric Environment*, 117343.
- Ahrens, C. D. (2012). *Meteorology today: an introduction to weather, climate, and the environment*. Cengage Learning.
- AMVA & PCJIC. (2020). *Aunar esfuerzos técnicos y financieros para evaluar los componentes claves de aerosoles atmosféricos en la contaminación atmosférica en el Valle de Aburrá Fase I*. Medellín: Convenio interadministrativo 1215 de 2018.
- AMVA & PCJIC. (2022). *Evaluar los componentes claves de los aerosoles, en la contaminación atmosférica del Valle de Aburrá, a partir de la caracterización química especializada de fracciones de material particulado (PM₁₀, PM_{2.5}) e implementación de un modelo de receptores*. Medellín: Convenio interadministrativo 787 de 2020.
- AMVA & UNAL. (2017). *Estudio de Transporte de Carga en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá*. Medellín: Contrato CI 0762 de 2017.
- AMVA & UPB. (2020). *Actualización Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá*. Medellín: Contrato de ciencia y tecnología N° 1179 del 2018.
- AMVA, & UPB. (2018). *Actualización inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá - Año base 2016*. Medellín: Convenio de Asociación 583 del 2017.
- AMVA; Clean Air Institute; UPB. (2017). *Documento del Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire PIGECA*. Washington DC. Obtenido de <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/PIGECA/PIGECA-Aprobado-Dic-2017.pdf>

- Arango Chacón, C. D. (2014). Identificación de patrones de circulación atmosférica en el Valle de Sogamoso y estimación de su impacto en la calidad del aire mediante un modelo meteorológico avanzado y análisis de trayectorias. *Tesis de Maestría en Meteorología*. Bogotá: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- Arnedo Pena, A., García Marcos, L., Urueña, I. C., Monge, R. B., Suárez Varela, M. M., Canflanca, I. M., & ... & Ontoso, I. A. (2009). Air pollution and recent symptoms of asthma, allergic rhinitis, and atopic eczema in schoolchildren aged between 6 and 7 years. *Archivos de Bronconeumología*, 224-229.
- Avedaño, C. (1998). Desarrollo urbano de Medellín en el Siglo XX. *Pensamiento Humanista*, 4, 81-92.
- Barrientos Gil, P. J. (2017). *Evaluation of microclimatic conditions in urban outdoor spaces through predictive digital models in Medellín, Colombia*. Newcastle University.
- Bedoya, J., & Martínez, E. (2009). Calidad del aire en el Valle de Aburrá Antioquia-Colombia. *Dyna*, 7-15.
- Bonan, G. (2002). *Ecological climatology: concepts and applications* (Primera ed.). Cambridge University Press.
- Bowman, J. (1990). The greenhouse effect. *Land use policy*, 7(2), 101-108.
- Carlson, T. N., Dodd, J. K., Benjamin, S. G., & Cooper, J. N. (1981). Satellite estimation of the surface energy balance, moisture availability and thermal inertia. *Journal of Applied Meteorology*, 20(1), 67-87.
- Caro Marciales, D. N., & Uribe Laverde, L. F. (2008). Evaluación de la concentración de metales contenidos en material particulado respirable y su incidencia sobre ambientes intra-extra murales en dos localidades del país con antecedentes de contaminación atmosférica. *Tesis de Grado*. Bogotá: Facultad de ingeniería ambiental y sanitaria. Universidad de La Salle.
- Carranza-Sánchez, Y. A., Romero-Piedrahita, C. A., & Flórez-Serrano, E. G. (2014). Influencia del aire húmedo en la combustión del metano. *Scientia et Technica*, 364-370.
- Carlaw, D. (2010). Evidence of an increasing NO₂/NO_x emissions ratio from road traffic emissions. *Atmospheric Environment*, 4793-4802.
- Chacón Rivera, L. M. (2015). Efecto de los Incendios forestales sobre la calidad del aire en dos ciudades colombianas. *Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental*. Bogotá: Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia.

- Chou, M.-D., & Suarez, M. J. (1994). *An efficient thermal infrared radiation parameterization for use in general circulation models*. NASA Technical Memorandum .
- Chow, J. C., Watson, J. G., Kuhns, H., Etyemezian, V., Lowenthal, D. H., Crow, D., & Green, M. C. (2004). Source profiles for industrial , mobile , and area sources in the Big Bend Regional Aerosol Visibility and Observational study. *Chemosphere*, 185–208.
- Clean Air Institute. (2015). *Desarrollo de una estrategia ambiental integrada para una movilidad sustentable en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá*. Washington DC.
- Conglomerado Público de Medellín. (2018). *Plan de Desarrollo Medellín Cuenta Con Vos 2016-2019*. Recuperado el 17 de febrero de 2020, de Proyecto de Acuerdo 30 de abril de 2016:
https://www.medellin.gov.co/irj/go/km/docs/pccdesign/SubportaldelCiudadano_2/PlanDeDesarrollo_0_17/Publicaciones/Shared%20Content/Documentos/2016/Proyecto%20de%20Acuerdo%20Plan%20de%20Desarrollo.pdf
- Contraloría General de Medellín. (2018). *Estado de los Recursos Naturales y del Ambiente del Municipio de Medellín*. Recuperado el 14 de febrero de 2020, de <http://www.cgm.gov.co/cgm/Paginaweb/Documentos%20compartidos/ESTADO%20DE%20LOS%20RECURSOS%20NATURALES%20Y%20DEL%20AMBIENTE%20DEL%20MUNICIPIO%20DE%20MEDELL%C3%8DN%202018.pdf>
- Cosoy, N. (2 de abril de 2016). *Colombia: por qué en Medellín decidieron restringir con urgencia el tránsito de vehículos*. Obtenido de BBC Mundo web site:
https://www.bbc.com/mundo/noticias/2016/04/160331_colombia_medellin_contaminacion_nc
- Cuadros Rubio, N. (2011). Análisis de la variabilidad de la temperatura del aire en regiones de Colombia bajo la influencia de la oscilación Madden-Julian durante los años 1978-2008. *Tesis de Maestría en Meteorología*. Bogotá: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Cuchiara, G. C., Li, X., Carvalho, J., & Rappenglück, B. (2014). Intercomparison of planetary boundary layer parameterization and its impacts on surface ozone concentration in the WRF/Chem model for a case study in Houston/Texas. *Atmospheric environment*, 96, 175-185.
- Dávila, J. D., Gilbert, A., Rueda, N., Vargas, H., Quiñones, P., Carrizosa, M., & ... & Zea, A. I. (2006). *Suelo urbano y vivienda para la población de ingresos bajos: estudios de caso: Bogotá-Soacha-Mosquera; Medellín y Área Metropolitana. Colombia*. Development Planning Unit. University College London. Recuperado el 14 de

- febrero de 2020, de
https://discovery.ucl.ac.uk/id/eprint/1328432/1/Davila_DPU_2006_Suelo_Urbano_y_Vivienda_Cities_Alliance-DNP_Minvivienda.pdf
- Echeverri Londoño, C. A., & Maya Vasco, G. J. (2008). Relación entre las partículas finas (PM 2.5) y respirables PM 10) en la ciudad de Medellín. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 23-42.
- Echeverri-Londoño, C. A. (2000). Determinación de las concentraciones de fondo de material particulado en suspensión en la ciudad de Medellín. *Revista Facultad De Ingeniería Universidad De Antioquia*, 7-19.
- Emmons, L. K., Walters, S., Hess, P. G., Lamarque, J. F., Pfister, G. G., Fillmore, D., & Kloster, S. (2010). Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4). *Geoscientific Model Development*, 43-67.
- EPA. (2019). *Integrated science assessment for Particulate Matter*. Obtenido de <https://cfpub.epa.gov/ncea/lisa/recordisplay.cfm?deid=347534>
- Ernst, W. G. (2000). *Earth systems: processes and issues*. Cambridge University Press.
- Fekih, A., & Mohamed, A. (2019). Evaluation of the WRF model on simulating the vertical structure and diurnal cycle of the atmospheric boundary layer over Bordj Badji Mokhtar (southwestern Algeria). *Journal of King Saud University-Science*, 31(4), 602-611.
- Flórez, L. (2016). Simulación de diferentes escenarios de cobertura urbana en el balance de energía superficial de una ciudad tropical de montaña. Caso de estudio: Medellín (Colombia). *Tesis de Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos*. Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- Gaffney, J., & Marley, N. (1991). Potential changes in atmospheric chemistry in the decades ahead: Climate and biosphere interactions and feedbacks. *V international conference on precipitation scavenging and atmosphere surface exchange process*. Richland, WA: Argonne National Lab.
- Gaffney, J., & Marley, N. (2009). The impacts of combustion emissions on air quality and climate—From coal to biofuels and beyond. *Atmospheric Environment*, 43(1), 23-36.
- Garratt, J. (1992). *The atmospheric boundary layer*. Cambridge University Press.
- Gartland, L. M. (2008). *Heat islands: understanding and mitigating heat in urban areas*. Earthscan.

- Garzón Núñez, J. E. (2014). Análisis del efecto de la modificación de la geodatabase (uso del suelo, elevación) en el clima simulado por weather research and forecasting-WRF para la Sabana de Bogotá. *Tesis de Maestría en Geomática*. Bogotá: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia.
- Georgiou, G. K., Christoudias, T., Proestos, Y., Kushta, J., Hadjinicolaou, P., & Lelieveld, J. (2018). Air quality modelling in the summer over the eastern Mediterranean using WRF-Chem: chemistry and aerosol mechanism intercomparison. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 1555-1571.
- Gómez Comba, C. A. (2017). Contaminación del aire de Medellín por pm10 y pm2.5 y sus efectos en la salud. Bogotá: Universidad Militar Nueva Granada. Obtenido de <http://hdl.handle.net/10654/17019>
- Gómez Sanabria, A., & Martínez Gómez, J. L. (2008). Evaluación de la concentración de mercurio en material particulado PM10 en siete ciudades del país. *Tesis de Grado*. Bogotá: Facultad de ingeniería ambiental y sanitaria. Universidad de La Salle.
- Gómez, M., Yepes, D. L., Montoya, B., & Gutiérrez, D. (2015). Indicadores Ambientales: Un caso exitoso de sostenibilidad en el sector transporte de carga en el Valle de Aburrá-Colombia. *Teuken Bidikay*, 163-178.
- Gómez-Marin, M., Dawidowski, L., Posada, E., Correa, M., & Saldarriaga, J. C. (2011). Chemical composition of PM2.5 in three zones of the Aburrá Valley, Medellín, Colombia. *Proceedings of the Air and Waste Management Association's Annual Conference and Exhibition*, (págs. 2534-2545). Orlando, Florida.
- González Duque, C. M. (2017). Dinámica e impactos de emisiones antrópicas naturales en una ciudad andina empleado un modelo euleriano de transporte químico online. Caso de estudio: Manizales, Colombia. *Tesis Doctoral en Ingeniería Química*. Manizales: Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia.
- González, C. M., Ynoue, R. Y., Vara-Vela, A., Rojas, N. Y., & Aristizábal, B. H. (2018). High-resolution air quality modeling in a medium-sized city in the tropical Andes: Assessment of local and global emissions in understanding ozone and PM10 dynamics. *Atmospheric Pollution Research*, 934-948.
- Gross, A., & Stockwell, W. (2003). Comparison of the EMEP, RADM2 and RACM mechanisms. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 151-170.
- Guenther, A., Hewitt, C., Erickson, D., Fall, R., Geron, C., Graedel, T., & Harley, P. (1995). A global model of natural volatile organic compound emissions. *Journal of Geophysical Research*, 8873-8892.

- Guzmán, G. (2018). Análisis de la influencia del diseño urbano en la meteorología del Valle de Aburrá. *Tesis de Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos*. Medellín: Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- Hayden, K. L., Anlauf, K. G., Hoff, R. M., Strapp, J. W., Bottenheim, J. W., Wiebe, H. A., & McKendry, I. G. (1997). The vertical chemical and meteorological structure of the boundary layer in the Lower Fraser Valley during Pacific'93. *Atmospheric Environment*, 2089-2105.
- Henao, C. A., Cartagena, C., Múnera, S., Ochoa Jaramillo, A., Jiménez Mejía, J. F., & Osorio Arias, A. F. (2012). Detección del fenómeno de la inversión térmica por medio de la utilización de técnicas de tratamiento digital de imágenes basadas en sistemas de video. *XXV Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. San José, Costa Rica.
- Hernández Diaz, J. C. (2012). Simulación de los campos de viento del Valle de Aburrá con alta resolución espacial. *Tesis de Maestría en Ingeniería*. Medellín: Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia.
- Herrera Mejía, L. (2015). Caracterización de la Capa Límite Atmosférica en el Valle de. *Tesis de Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo*. Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- 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*, 2641-2665.
- Hester, R. E., Harrison, R. M., Donaldson, K., & MacNee, W. (1998). The mechanism of lung injury caused by PM10. *Air pollution and health* , 21-32.
- Hong, S.-Y., Dudhia, J., & Chen, S.-H. (2004). A revised approach to ice microphysical processes for the bulk parameterization of clouds and precipitation. *Monthly weather review*, 103-120.
- IDEAM. (2012). *Informe del estado de la calidad del aire en Colombia 2007-2010*. Bogotá D.C.
- IGAC. (2007). *Estudio semidetallado de las coberturas terrestres*. Subdirección de Agrología – Gobernación de Antioquia.
- 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. *Tesis de Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos*. Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.

- Jacobson, M. Z. (2001). Global direct radiative forcing due to multicomponent anthropogenic and natural aerosols. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1551-1568.
- Janssens-Maenhout, G., Crippa, M., Guizzardi, D., Dentener, F., Muntean, M., Pouliot, G., . . . Li, M. (2015). HTAP_v2.2: a mosaic of regional and global emission grid maps for 2008 and 2010 to study hemispheric transport of air pollution. *Atmos. Chem. Phys.*, 11411–11432.
- Jiménez García, M. (2014). Validación de la capacidad del modelo WRF “Weather Research and Forecasting” para pronosticar lluvia intensa, usando el método orientado a objetos y tablas de contingencia. *Tesis de Maestría en Meteorología*. Bogotá: Facultad de ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- Jiménez Mejía, J. F. (2016). Altura de la Capa de Mezcla en un área urbana, montañosa y tropical. Caso de estudio: Valle de Aburrá (Colombia). *Tesis Doctoral en Ingeniería*. Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia.
- Jiménez, J. F., Ochoa, A., & Henao, A. (2011). Acoplamiento del ciclo de salida del Sol y el ciclo de los contaminantes atmosféricos en el Valle de Aburrá–Colombia. *IX Congreso colombiano de meteorología*. Bogotá.
- Kain, J. S., & Fritsch, J. M. (1993). Convective parameterization for mesoscale models: The Kain-Fritsch scheme. En *The representation of cumulus convection in numerical models* (págs. 165-170). Boston: American Meteorological Society.
- Kazil, J. (2010). *Introduction to aerosol modeling with WRF/Chem*. Cooperative Institute for Research in Environmental Sciences, University of Colorado/National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Krewski, D., Jerrett, M., Burnett, R. T., Ma, R., Hughes, E., Shi, Y., & Tempalski, B. (2009). *Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality*. Boston: Health Effects Institute.
- Lazaridis, M. (2011). *First Principles of Meteorology and Air Pollution*. Dordrecht: Springer.
- Lior, N. (2012). Sustainable energy development: The present (2011) situation and possible paths to the future. *Energy*, 174-191.
- Lopez-Noreña, A. (2019). Especiación de inventarios de emisiones de aerosoles y compuestos orgánicos volátiles para el modelo WRF-Chem, aplicado a los esquemas RADM-2, CBM-Z y MOZART. *PROIMCA-PRODECA 2019*.

- Martínez, A. (2017). Islas de calor en el área urbana del Valle de Aburrá. *Tesis de Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos*. Medellín: Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- Martínez, L. E., Quiroz, C. M., & Rúa, J. A. (2011). Morbilidad respiratoria asociada con la. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 454–460.
- McFiggans, G., Archer-Nicholls, S., Allan, J., Hodnebrog, Ø., Utembe, S., Zaveri, R. A., & Denier van der Gon, H. (2014). Gaseous chemistry and aerosol mechanism developments for version 3.5.1 of the online regional model, WRF-Chem. *Geoscientific Model Development*, 2557–2579.
- Medellín cómo vamos. (2019). *Encuesta de Percepción Ciudadana Medellín 2019*. Medellín.
- Mejía, 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.
- Mejía, O. (2002). Un Modelo Estacionario de Circulación Atmosférica Diurna en el Valle De Aburrá para época de verano. *Tesis Maestría en Ingeniería Ambiental*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Méndez, J. F., Pinto Herrera, L. C., & Belalcázar Cerón, L. C. (2018). Estudio de una intrusión de polvo sahariano en la atmósfera de Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 17-34.
- Mills, G. (2009). *Luke Howard, Tim Oke and the study of urban climates*. Recuperado el 13 de febrero de 2020, de American Meteorological Society: https://ams.confex.com/ams/89annual/techprogram/paper_144519.htm
- Molina-Pérez, F., Saavedra-Duque, M., & Obregón-Cardona, M. (2003). Balance energético y estimación de contaminantes atmosféricos emitidos en el Valle de Aburrá, 1999: una aproximación inicial. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 45-57.
- Montoya Duque, E. (2018). Caracterización de la Concentración de Contaminantes del Aire a partir del Estudio de la Dinámica Atmosférica en el Valle de Aburrá. *Tesis de Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos*. Medellín: Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- Morales Cerdas, V., Castro, L. P., Vargas, M. R., & Rojas, T. B. (2018). Indicadores ambientales de áreas verdes urbanas para la gestión en dos ciudades de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 1421-1435.

- Morales Escobar, P. (31 de marzo de 2016). *Metro gratuito y día sin carro por emergencia ambiental en Medellín*. Obtenido de El Tiempo web site: <https://www.eltiempo.com/archivo/documento/CMS-16550973>
- Muñoz, Á. G., López, P., Velásquez, R., Monterrey, L., León, G., Ruiz, F., & Urdaneta, A. (2010). An environmental watch system for the Andean countries: El Observatorio Andino. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1645-1652.
- Muñoz, Á. G., Ruiz, D., Ramírez, P., León, G., Quintana, J., Bonilla, A., & Sánchez, O. (2012). Risk management at the Latin American observatory. In *Risk Management-Current Issues and Challenges*. IntechOpen.
- Nanclares Castañeda, D. A. (2016). Evaluación de las bacterias aisladas de material particulado PM2.5 captado en tres estaciones de la red de monitoreo de calidad de aire del Área Metropolitana Valle de Aburrá. *Tesis de Maestría*. Medellín: Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia.
- Nanclares Castañeda, D. A., Zapata Sánchez, C. H., Silva-Bedoya, L. M., Montontoya Campuzano, O. I., & Moreno Herrera, C. X. (2021). Evaluación de las bacterias cultivables asociadas con partículas finas colectadas en el aire de Antioquia, Colombia - Sudamérica. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 287-302.
- NCEP. (2016). Chapter 3: WRF Preprocessing System (WPS). En *User's Guide for the NMM Core of the Weather Research and Forecast (WRF) Modeling System Version 3*.
- NCEP. (s.f.). *NCEP FNL Operational Model Global Tropospheric Analyses, continuing from July 1999*. doi:<https://doi.org/10.5065/D6M043C6>
- Nieto, J. (23 de marzo de 2017). *Las 5 claves de la alerta roja por la contaminación del aire paisa*. Obtenido de El Tiempo web site: <https://www.eltiempo.com/colombia/medellin/las-cinco-claves-de-la-contaminacion-ambiental-en-medellin-70612>
- Nisperuza, D. J., Bedoya, A. E., Alegría, D. L., Múnera, M., Jiménez, J. F., Zapata, C. E., & Bastidas, Á. (2014). Lidar measurements and wavelet covariance transform method to estimate the atmospheric boundary layer heights in Medellín, Colombia. *Óptica Pura y Aplicada*, 47(2), 123-130.
- Oke, T. R. (1973). City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment Pergamon Press*, 7, 769–779. doi:[http://doi.org/10.1016/0004-6981\(73\)90140-6](http://doi.org/10.1016/0004-6981(73)90140-6)
- Oke, T. R. (1987). *Boundary Layer Climates* (Segunda ed.). Cambridge: Cambridge University Press.

- Oke, T. R., Mills, G. C., & Voogt, J. A. (2017). *Urban climates*. Cambridge University Press.
- OMS. (2016). *outdoor air pollution database*. Obtenido de WHO_AAP_database_May2016_v3web: https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/WHO_AAP_database_May2016_v3web.xlsx?ua=1
- OMS. (2021). *Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire. Materia particulada, ozono, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre y monóxido de carbono*.
- OMS, O. M. (2006). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre: actualización mundial 2005*.
- Pal Arya, S. (2001). *Introduction to Micrometeorology*. Academic press.
- Palacio, C. A., & Jiménez, J. F. (2012). Climatología urbana y de montañas. *Dyna*, 79(175), 61-69.
- Parra, R. (2018). Performance studies of planetary boundary layer schemes in WRF-Chem for the Andean region of Southern Ecuador. *Atmospheric Pollution Research*, 411-428.
- Peckham, S. E., Grell, G., McKeen, S. A., Ahmadov, R., Wong, K. Y., Barth, M., & Freitas, S. R. (2018). *WRF-Chem version 3.9.1.1 user's guide*.
- Pérez, J. D. (2008). Caracterización preliminar de la circulación en la capa límite atmosférica. Caso de estudio: Valle de Aburrá. *Tesis de Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos*. Medellín: Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- Pielke, R., & Uliasz, M. (1998). Use of meteorological models as input to regional and mesoscale air quality models—limitations and strengths. *Atmospheric Environment*, 32, 1455–1466.
- Piringer, M., Joffre, S., Baklanov, A., Christen, A., Deserti, M., De Ridder, K., . . . Burzynski, J. (2007). The surface energy balance and the mixing height in urban areas—activities and recommendations of COST-Action 715. *Boundary-layer meteorology*, 124(1), 3-24.
- Porrini, C. (2017). Evaluación del modelo regional WRF para pronósticos de radiación solar en superficie dentro del territorio uruguayo. *Trabajo de Grado en Ciencias de la Atmósfera*. Montevideo: Facultad de Ciencias, Universidad de la República de Uruguay.

- Portela, A., Castro, M., & González, R. (1991). Parametrización de la capa límite atmosférica en los modelos numéricos de pronóstico meteorológico. *Física de la Tierra*(3), 103-138.
- Poveda, G. (1998). Retroalimentación dinámica entre el fenómeno el niño-oscilación del sur y la hidrología de Colombia. *Tesis Doctoral en Ingeniería Recursos Hídricos*. Medellín: Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- Poveda, G. (2004). La hidroclimatología de Colombia: una síntesis desde la escala inter-decadal hasta la escala diurna. *Rev. Acad. Colomb. Cienc*, 201-222.
- Poveda, G., Waylen, P., & Pulwarty, R. (2006). Annual and inter-annual variability of the present climate in northern South America and southern Mesoamerica. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 3-27.
- Quality of Urban Air Review Group. (1993). *Second report: Diesel Vehicle Emissions and Urban Air Quality*. Londres.
- Quijano Parra, A., Quijano Vargas, M. J., & Henao Martínez, J. A. (2010). Caracterización fisicoquímica del material particulado fracción respirable PM2.5 en Pamplona Norte de Santander-Colombia. *Revista de La Facultad de Ciencias*, 1-20.
- Räisänen, T., Ryyppö, A., & Kellomäki, S. (2009). Monoterpene emission of a boreal Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. *Agric. For. Meteorol*, 808-819.
- Ramírez Cardona, Á. (2022). La atmósfera nocturna en un área urbana tropical de terreno complejo. Caso de estudio: el Valle de Aburrá (Colombia). *Tesis de Maestría en Recursos Hídricos*. Medellín: Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia.
- Ramírez Naranjo, R., & Herrera Hurtado, M. A. (2019). The microclimatic contribution of urban green fraction. Case study: Medellín, Colombia. *Sustainable Mediterranean Construction*, 54-59.
- Restrepo Peña, H. (2018). Valoración económica de los efectos en la salud humana debidos a las emisiones de contaminantes a la atmósfera generados por camiones. *Tesis de Maestría en Ingeniería Infraestructura y sistemas de transporte*. Medellín: Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.
- Reyes Pácke, S., & Figueroa Aldunce, I. M. (2010). Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. *EURE*, 89-110.
- Rojas, N. Y. (2004). Revisión de las emisiones de material particulado por la combustión de diesel y biodiesel. *Rev. Ingeniería*, 58-68.

- Roldán-Vargas, J. C., Toro-Gómez, M. V., & Marín-Sánchez, A. (2021). Estimación y modelización de la dispersión de black carbon en el Valle de Aburrá, Colombia. *TecnoLógicas*, 42-58.
- Ruiz Arias, J. A., Pozo Vázquez, D., Lara Fanego, V., Santos Alamillos, F. J., & Tovar Pescador, J. (2011). A high-resolution topographic correction method for clear-sky solar irradiance derived with a numerical weather prediction model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 50(12), 2460–2472.
- Saide, P. E., Carmichael, G. R., Spak, S. N., Gallardo, L., Osses, A. E., Mena-Carrasco, M. A., & Pagowski, M. (2011). Forecasting urban PM10 and PM2.5 pollution episodes in very stable nocturnal conditions and complex terrain using WRF–Chem CO tracer model. *Atmospheric Environment*, 2769-2780.
- Schrimppf, E. (1984). Air pollution patterns in two cities of Colombia, SA according to trace substances content of an epiphyte (*Tillandsia recurvata* L.). *Water, Air, and Soil Pollution*, 279-315.
- Secretaria de Movilidad de Medellín. (2016). *Parque Automotor matriculado en los organismos de tránsito del Valle Aburrá*.
- SEPRO, UNAL & Mintransporte. (2017). *Piloto de cargue y descargue nocturno en el Valle de Aburrá*.
- Singhai, A., Habib, G., Raman, R. S., & Gupta, T. (2017). Chemical characterization of PM1.0 aerosol in Delhi and source apportionment using positive matrix factorization. *Environmental Science and Pollution Research*, 445–462.
- Stewart, I., & Oke, T. (2012). Local climate zones for urban temperature studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1879-1900.
- Straka, J. (2009). Types of microphysical parameterization models. En *Cloud and Precipitation Microphysics* (págs. 2-4). Cambridge University Press.
- Stull, R. B. (1988). *An introduction to boundary layer meteorology*. Springer Science & Business Media.
- Suárez Roldán, M. (2017). Estudio de bioaerosoles fúngicos captados de filtros PM10 de tres estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire del Valle de Aburrá. *Tesis de Maestría*. Medellín: Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia.
- Taha, H. (1997). Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buildings*, 25, 99-103.

- Toro, M. V., Cremades, L. V., Quiceno, R., Ramirez, J., Zuluaga, C., & Moussiopoulos, N. (2001). Emission inventory in Medellin (Colombia) city: an approximation. *3rd International Conference on Urban Air Quality & 5th SATURN Workshop*. Loutraki, Grecia.
- Torres Pineda, C. E. (2012). Efecto de las ondas Madden-Julian en la precipitación sobre algunas regiones del territorio colombiano. *Tesis de Maestría en Meteorología*. Bogotá: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Torres Pineda, C. E., & Pabón Caicedo, J. D. (2017). Variabilidad intraestacional de la precipitación en Colombia y su relación con la oscilación de Madden-Julian. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 79-93.
- Tuccella, P., Curci, G., Visconti, G., Bessagnet, B., Menut, L., & Park, R. J. (2012). Modeling of gas and aerosol with WRF/Chem over Europe: Evaluation and sensitivity study. *JGR: Atmospheres*, 1-15.
- UCAR. (2002). *Principles of Convection I: Buoyancy and CAPE*. Obtenido de COMET-MetEd web site project: https://www.meted.ucar.edu/training_module.php?id=16
- Urch, B., Brook, J. R., Wasserstein, D., Brook, R. D., Rajagopalan, S., Corey, P., & Silverman, F. (2004). Relative Contributions of PM_{2.5} Chemical Constituents to Acute Arterial Vasoconstriction in Humans. *Inhalation Toxicology*, 345-352.
- Uribe Castrillón, J. (2021). Potencial incidencia de los aerosoles generados por quemas de vegetación sobre la calidad del aire en la región del Valle de Aburrá. *Tesis de Maestría*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.
- Uribe Cortes, A. (2012). Estimación de la capacidad del modelo WRF para pronosticar eventos extremos asociados con altas precipitaciones en la región Andina Colombiana. *Tesis de Maestría en Meteorología*. Bogotá: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- Vara-Vela, A., Andrade, M. F., Kumar, P., Ynoue, R. Y., & Munoz, A. G. (2016). Impact of vehicular emissions on the formation of fine particles in the Sao Paulo Metropolitan Area: a numerical study with the WRF-Chem model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 777-797.
- Whiteman, D. (1980). Breakup of temperature inversions in Colorado mountain valleys. *Tesis Doctoral*. Fort Collins: Department of Atmospheric Science, Colorado State University.

Woodruff, T. J., Parker, J. D., & Schoendorf, K. C. (2006). Fine particulate matter (PM_{2.5}) air pollution and selected causes of postneonatal infant mortality in California. *Environmental health perspectives*, 786-790.

Zapata, M. (2015). Análisis del impacto de la interacción suelo-atmósfera en las condiciones meteorológicas del Valle de Aburra utilizando el modelo WRF. *Tesis de Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos*. Medellín: Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia.

ANEXOS

Anexo I. Resultados por zona

A continuación, se presenta el análisis de los resultados tal como se presentaron en el capítulo 5.2 pero de manera discriminada para la zona norte (Barbosa, Bello, Copacabana y Girardota), zona centro (Medellín) y zona sur (Caldas, Itagüí, La Estrella y Sabaneta) del Valle de Aburrá.

Zona Norte

Considerando los datos reportados en las 5 estaciones al norte del Valle de Aburrá (véase la Figura 23), puede observarse que, al igual que en el caso general, la dispersión de valores muestra una leve sobreestimación de la humedad relativa y una leve subestimación de la temperatura tal como se puede apreciar en la Figura 40.

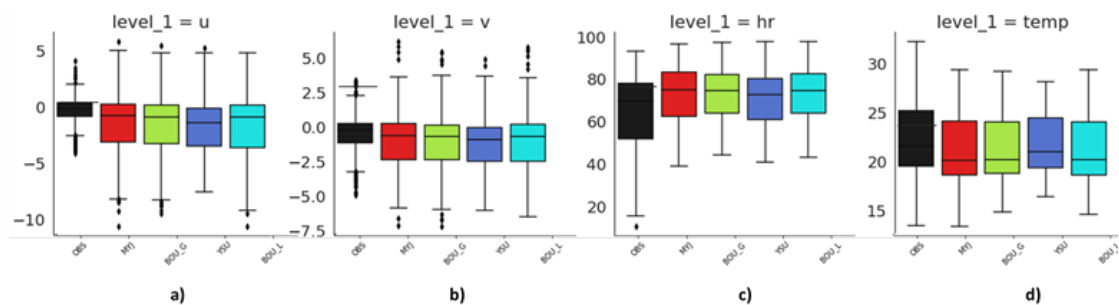


Figura 40. Diagramas de cajas con la distribución de los valores en la zona norte del Valle de Aburrá. a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con

cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

En cuanto a la química, el análisis zonificado también mostró subestimación en los valores de material particulado, pero para esta zona los valores de NO_2 fueron particularmente más altos en magnitud y cercanos a los observados (Figura 41c). Esto coincide con el amplio sector industrial que se sitúa en la zona norte del Valle de Aburrá, entre el que se cuenta importantes empresas a nivel nacional como Colanta, Corona, Fabricato, Conasfaltos, Yamaha, Haceb, Indural, Kimberly-Clarck Colombia, Transmetano, Papelsa, Procopal, Invesa, Ferro, AkzoNobel, Otek, Ryme, Andercol y Sulfo Química S.A.

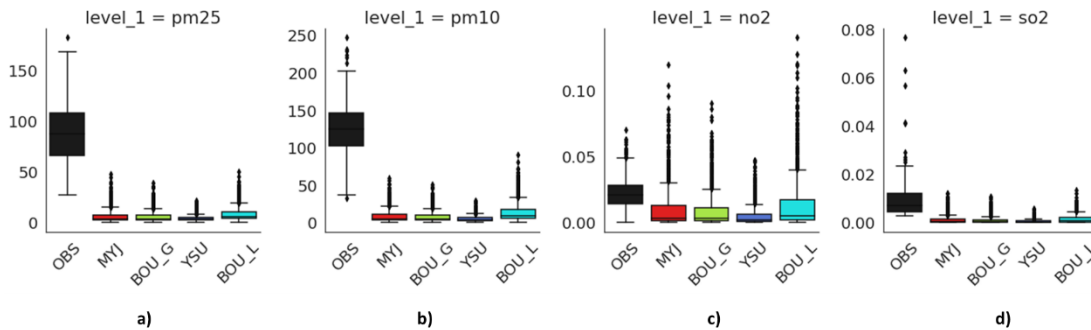


Figura 41. Diagramas de cajas con la distribución de los valores en la zona norte del Valle de Aburrá. Concentración de a) $\text{PM}_{2.5}$, b) PM_{10} , c) NO_2 y d) SO_2 para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

En comparación con la Figura 27, la Figura 42 muestra un rango de errores más amplio, especialmente para los resultados con el esquema MYJ. También se aprecia que la correlación de los vientos en la zona norte aumentó, especialmente para la componente u (zonal) del viento.

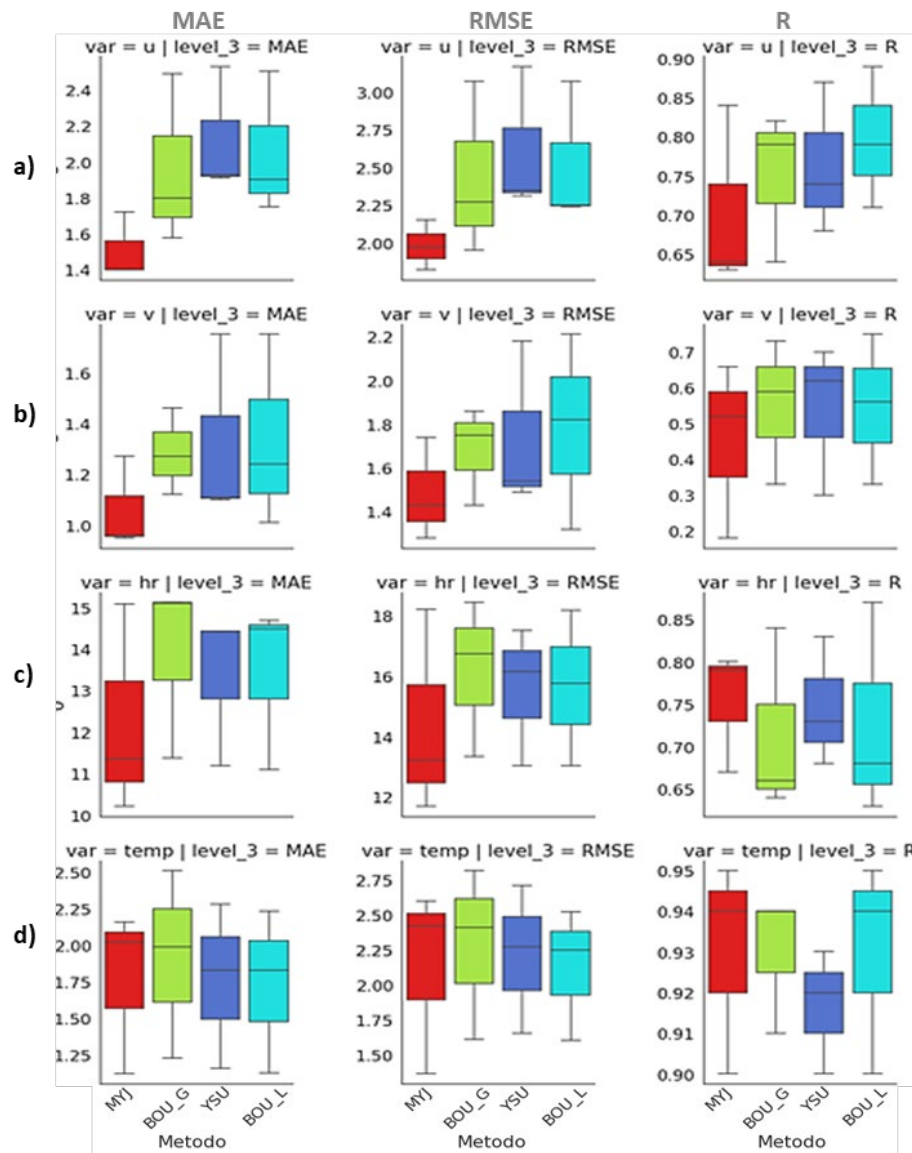


Figura 42. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados en la zona norte del Valle de Aburrá. a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

En cuanto a las variables químicas, para la zona norte del Valle de Aburrá únicamente se contaron con datos de $PM_{2.5}$ en una estación ubicada en Girardota para el periodo de simulación. Sus estadísticos se resumen en la Tabla 8.

Tabla 8. Estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados de la concentración de $PM_{2.5}$ en la zona norte del Valle de Aburrá a partir de una estación ubicada en Girardota. La primera fila corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

	MYJ	BouLac Inventario global	YSU	BouLac Inventario local
MAE	72,8	72,3	69,8	71,9
RMSE	76,5	75,8	74,0	75,5
R	0,69	0,75	0,59	0,63

Zona Centro (Medellín)

Dado que en Medellín se concentran la mayor cantidad de estaciones de la red de monitoreo de la calidad del aire, de las cuales para el período de simulación suman 10 estaciones (véase la Figura 23), los resultados particulares para la zona centro del Valle de Aburrá no discrepan mucho de los presentados en el capítulo 5.2. En la Figura 43 se resume la distribución de los valores de las variables meteorológicas.

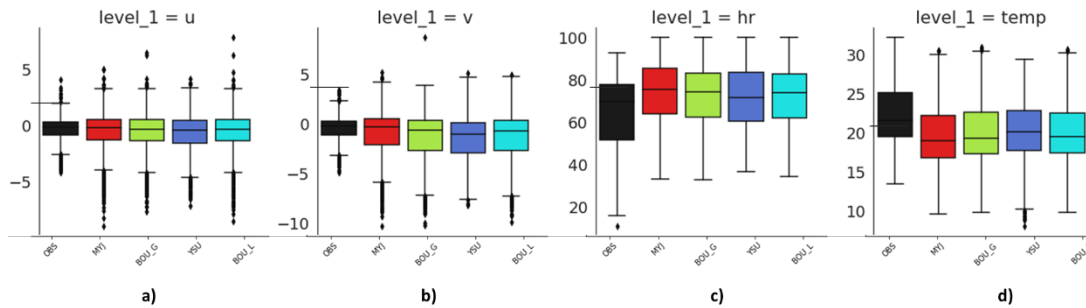


Figura 43. Diagramas de cajas con la distribución de los valores en la zona centro del Valle de Aburrá. a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

En cuanto a la química, el análisis zonificado de Medellín también mostró subestimación en los valores de material particulado y de SO_2 , y para NO_2 un alto valor obtenido con el esquema BouLac e inventario local, consistente con los resultados enseñados en el capítulo 5.2.

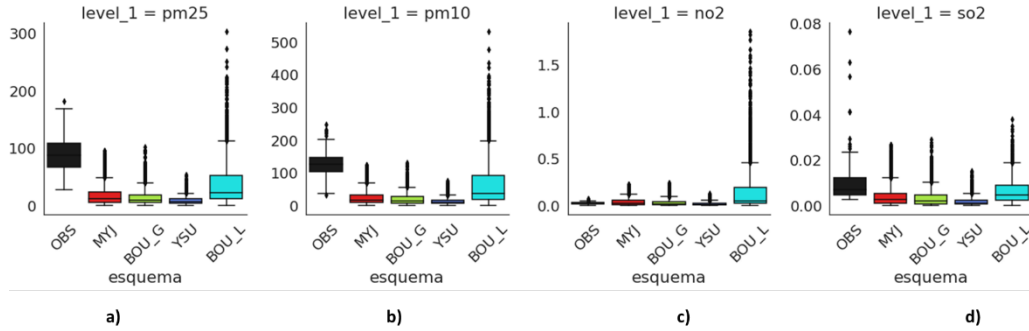


Figura 44. Diagramas de cajas con la distribución de los valores en la zona centro del Valle de Aburrá. Concentración de a) $PM_{2.5}$, b) PM_{10} , c) NO_2 y d) SO_2 para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

En comparación con la Figura 27, la Figura 45 muestra que usando solamente los datos muestreados en Medellín se obtiene un rango intercuartil de los errores MAE y RMSE más amplio de manera general para todos los esquemas de capa límite probados.

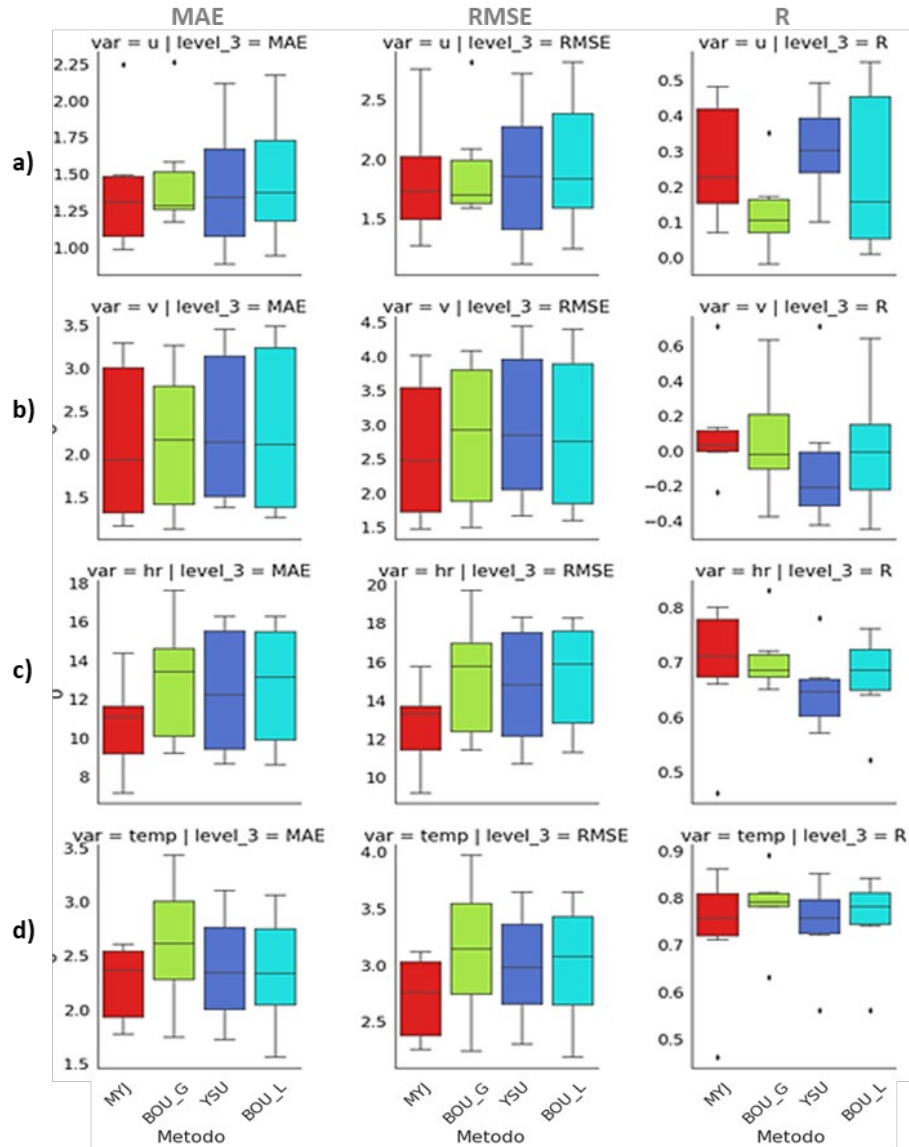


Figura 45. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados en la zona centro del Valle de Aburrá. a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

Por otro lado, las medianas de los errores estimados para $PM_{2.5}$ en la zona ocupada por Medellín no se alejan considerablemente de los descritos en el capítulo 5.2 tal como se puede apreciar comparando la Figura 32a y la Figura 46a. En cuanto al PM_{10} , solamente la estación 'Tráfico Centro' ubicada en la comuna La Candelaria sobre el centro de la

ciudad de Medellín logró contar con datos para el período de simulación, por lo que el diagrama de cajas se reduce a un solo valor, tal como se aprecia en la Figura 46b. En términos generales también se pudo apreciar que el coeficiente de correlación R aumentó respecto a lo calculado para todo el Valle de Aburrá.

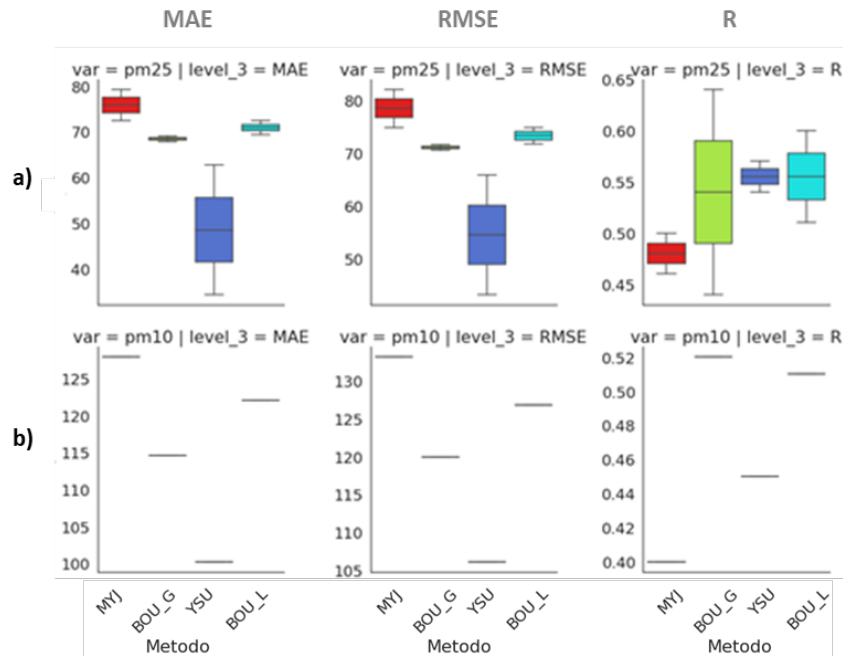


Figura 46. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados en la zona centro del Valle de Aburrá. a) PM_{2.5} y b) PM₁₀ para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

Zona Sur

Considerando los datos reportados en las 7 estaciones al norte del Valle de Aburrá (véase la Figura 23), puede observarse que, al igual que en el caso general, la dispersión de valores muestra una leve sobreestimación de la humedad relativa y una leve subestimación de la temperatura tal como se puede apreciar en la Figura 47.

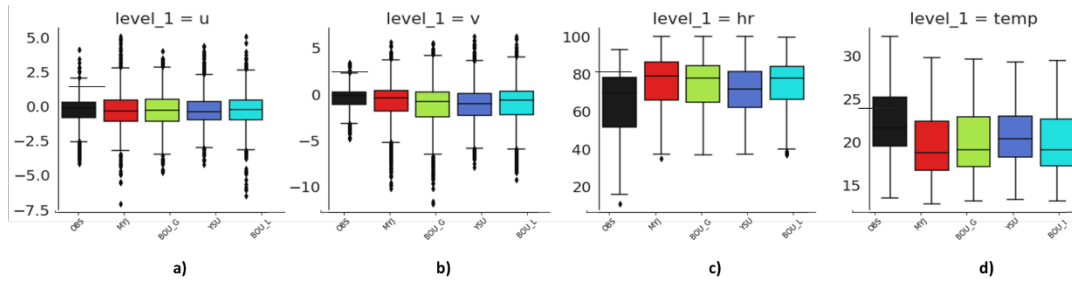


Figura 47. Diagramas de cajas con la distribución de los valores en la zona sur del Valle de Aburrá. a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

En cuanto a la química, el análisis zonificado del sur del Valle de Aburrá fue muy similar al análisis general mostrado en el capítulo 5.2, con subestimación en los valores de material particulado y de SO_2 , y con un valor de NO_2 alto obtenido con el esquema BouLac e inventario local.

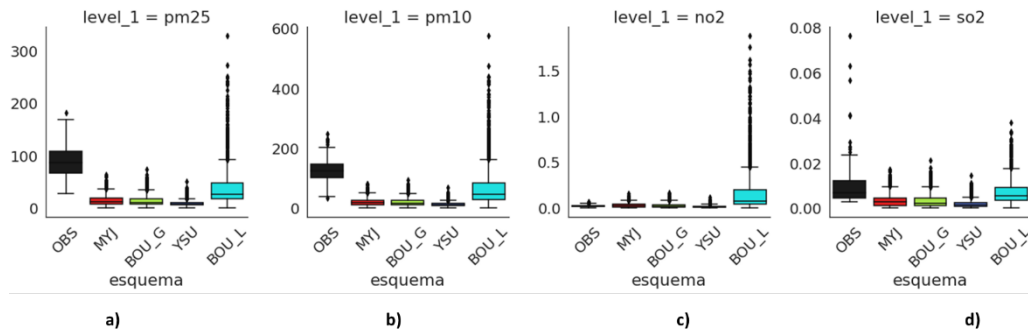


Figura 48. Diagramas de cajas con la distribución de los valores en la zona sur del Valle de Aburrá. Concentración de a) $\text{PM}_{2.5}$, b) PM_{10} , c) NO_2 y d) SO_2 para los datos observados (caja negra) y para los datos simulados con cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local.

Usando solamente los datos muestreados en la zona sur, puede verse en la Figura 49 que las correlaciones para temperatura y humedad se mantienen muy similares a las encontradas en el análisis general, con unos rangos intercuartiles levemente menos amplios en los errores MAE y RMSE.

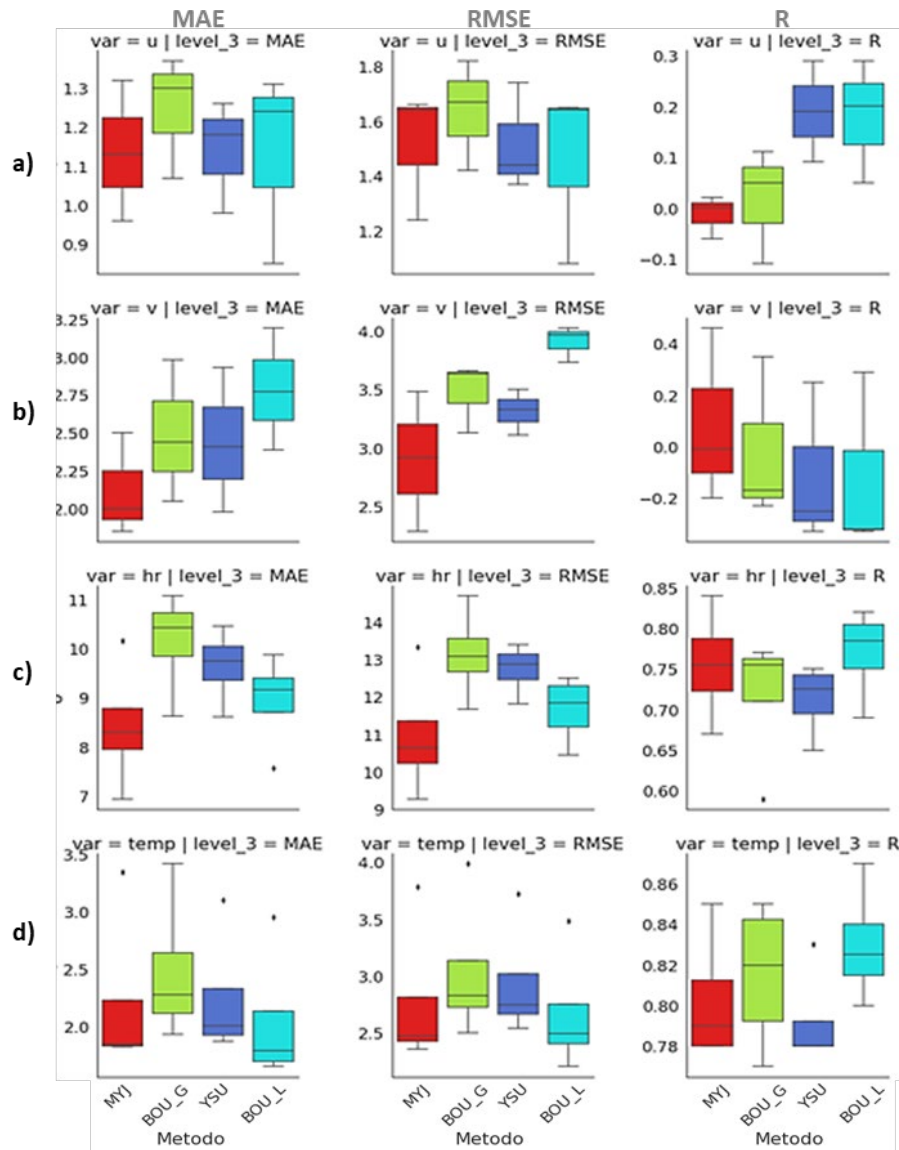


Figura 49. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados en la zona sur del Valle de Aburrá. a) componente u (zonal) del viento, b) componente v (meridional) del viento, c) humedad relativa y d) temperatura para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.

Por otro lado, los rangos intercuantiles de los errores estimados para las concentraciones de $PM_{2.5}$ en el sur del Valle de Aburrá resultaron más amplios y ligeramente más elevados que los estimados en Medellín. También se puede notar en la Figura 50a que la correlación para $PM_{2.5}$ en esta zona fue mayor que la calculada para Medellín y aún más que el cálculo

para todo el valle, pero con una mediana menor que el valor calculado en la estación ubicada en Girardota al norte del Valle de Aburrá. En cuanto al PM_{10} , solamente una estación ubicada en el Consejo Municipal de Itagüí logró contar con datos para el período de simulación, por lo que el diagrama de cajas se reduce a un solo valor tal como se aprecia en la Figura 50b. También puede decirse que para esta estación los errores estimados fueron menores y la correlación fue mayor respecto a la estación ubicada en el centro de Medellín.

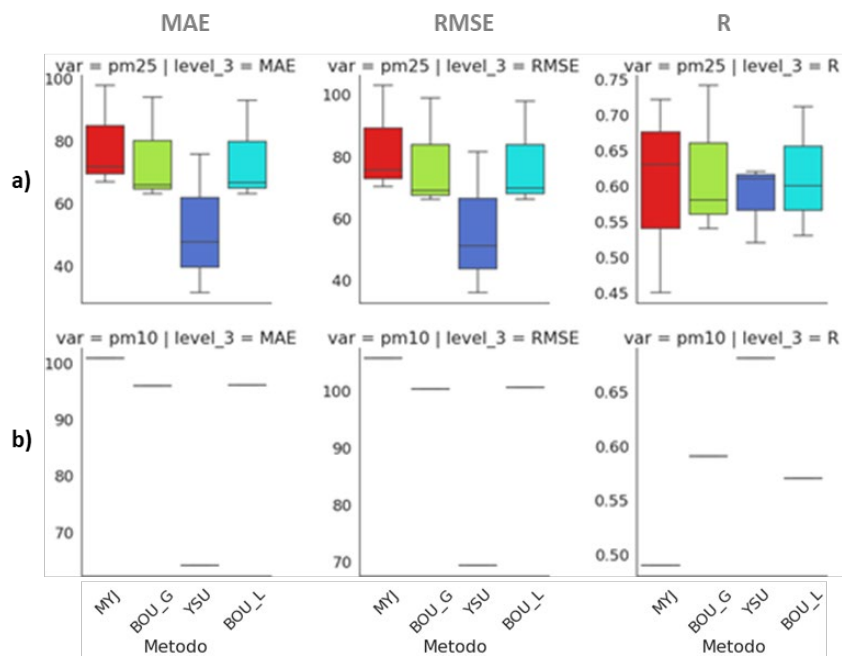


Figura 50. Diagramas de cajas con la distribución de los estadísticos estimados entre los valores observados y los simulados en la zona sur del Valle de Aburrá. a) $PM_{2.5}$ y b) PM_{10} para cada uno de los esquemas de capa límite implementados. Donde la caja roja corresponde a MYJ, la verde a BouLac con inventario global, la azul a YSU y la celeste a BouLac con inventario local. La primera columna corresponde al error absoluto medio (MAE), la segunda a la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la tercera al coeficiente R de correlación de Pearson.