



**UNIVERSIDAD
DE ANTIOQUIA**

**EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA
CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR PM2.5
SOBRE LA MORTALIDAD DE LA POBLACIÓN
EN EL VALLE DE ABURRÁ. ANTIOQUIA.**

Autores

David Aguiar Gil

Mauricio Andrés Correa Ochoa

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia

2020



EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR PM2.5
SOBRE LA MORTALIDAD DE LA POBLACIÓN EN EL VALLE DE ABURRÁ,
ANTIOQUIA, COLOMBIA

David Aguiar Gil
Mauricio Andrés Correa Ochoa

Tesis de Maestría
como requisito para optar al título de:
Magister en Ingeniería

Director:

Mauricio Andrés Correa Ochoa Msc Ingeniería

Universidad de Antioquia
Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental
Medellín, Colombia
2020.

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE FIGURAS	4
LISTA DE TABLAS	5
1 INTRODUCCIÓN	7
2 MARCO CONCEPTUAL	13
2.1 CONCEPTOS BÁSICOS DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA	13
3 ZONA DE ESTUDIO	15
4 DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA DE CALIDAD DEL AIRE	17
4.1 ÁREA METROPOLITANA DEL VALLE DE ABURRÁ.....	21
4.2 GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE	23
4.2.1 <i>Monitoreo de la calidad del aire</i>	<i>23</i>
4.2.2 <i>Estrategias de control</i>	<i>26</i>
5 MATERIALES Y MÉTODOS	27
5.1 DATOS DE CALIDAD DEL AIRE: CONCENTRACIONES DE PM_{2.5}	27
5.2 FUNCIONES DE IMPACTO EN LA SALUD (FIS).....	28
5.3 POBLACIÓN EXPUESTA Y TASAS DE INCIDENCIA	31
5.4 ESCENARIOS DE SIMULACIÓN	31
6 RESULTADOS.....	34
6.1 CALIDAD DEL AIRE: CONCENTRACIONES DE PM_{2.5}.....	34
6.2 Impactos en la salud	36
6.2.1 <i>Escenario 1 (año 2020)</i>	<i>37</i>
6.2.2 <i>Escenario 2 (año 2030)</i>	<i>38</i>
6.2.3 <i>Escenario 3 (año 2030 con medidas de prevención PIGECA).....</i>	<i>39</i>
7 CONCLUSIONES.....	42

8 REFERENCIAS 44

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zona de estudio y ubicación espacial de las estaciones de monitoreo de PM_{2.5}. Zona urbana del Valle de Aburrá. 15

Figura 2. Descarga de contaminantes al aire por Ciudad y Fuente. Tomada de CONPES 3344. 17

Figura 3. Concentraciones promedio anuales de PM₁₀ en distintas estaciones a nivel nacional. Tomado de Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016 18

Figura 4 Concentración promedio anual de PM_{2.5} en distintas zonas del país. Tomado de Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016 19

Figura 5 Índices de calidad del aire para las tres regiones principales de Colombia 2013-2016. Informe del Estado del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables. 2016 20

Figura 6. Concentración promedio de PM_{2.5} horaria para el periodo 2013-2016. Elaboración propia..... 21

Figura 7 Concentración de PM_{2.5} anual para el periodo 2013- 2016. Elaboración propia. 22

Figura 8 Concentración promedio horaria de ozono Vs radiación global horaria. Estación Concejo de Itagüí. Elaboración propia..... 23

Figura 9. Distribución estaciones de calidad del aire por autoridad ambiental. 2016. Tomado de Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016 24

Figura 10. Concentraciones promedio anuales de PM_{2.5}: A) Línea base 2016; B) Escenario 1, 2020; C) Escenario 2, 2030; y D) Escenario 3, 2030. 36

Figura 11. Casos de mortalidad por TC en adultos asociados a PM_{2.5} 39

Figura 12. Casos de mortalidad por CP asociados a PM_{2.5}..... 40

Figura 13. Casos de mortalidad por EIC asociados a PM_{2.5}..... 40

Figura 14. Número de muertes asociadas a PM_{2.5} en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, estimadas en el año 2016 y en los 3 escenarios planteados. 41

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Contaminantes criterio y sus efectos sobre la salud	14
Tabla 2. Índice de la Calidad del Aire para el mes de marzo, estación Museo de Antioquia periodo 2013 – 2016.....	22
Tabla 3 Estaciones de la red de monitoreo del AMVA	25
Tabla 4. Estudios epidemiológicos que relacionan la exposición a largo plazo a PM _{2.5} con muertes prematuras.....	30
Tabla 5. Tasas de incidencia de mortalidad anual por cada 10,000 habitantes.....	31
Tabla 6. Relaciones PM _{2.5} / PM ₁₀ y coeficientes de correlación para los municipios de Barbosa, Copacabana y Sabaneta.....	34

RESUMEN

Existe suficiente evidencia científica sobre la relación entre material particulado en aire ambiente y salud. Dado que a nivel mundial existe un importante número de personas que están expuestas a este contaminante, los estudios se han centrado en evaluar los efectos que puedan ocasionar sobre la población. El Área Metropolitana del Valle de Aburrá (Antioquia - Colombia) es una región con aproximadamente 3'909,729 habitantes (2018), en la cual el 79% del PM_{2.5} presente en la atmósfera es responsabilidad del parque automotor con 1534 ton/año (AMVA, 2018). En la última década, diferentes estaciones han alcanzado concentraciones promedio diario del orden de 113 µg/m³, superando en 226% el nivel máximo permisible diario establecido en 50 µg/m³ por la normativa colombiana (AMVA 2016a; MinAmbiente, 2017). El objeto del presente estudio fue evaluar el impacto de las concentraciones de PM_{2.5} en casos de mortalidad prematura de la población urbana. Para ello, se usó el modelo BenMap-CE v.1.1 y las funciones de Impacto en la Salud de Krewski et al., (2009) para evaluar las asociaciones con mortalidad en adultos (>30 años de edad) debida a Todas las Causas (TC) -incluyendo naturales y no naturales ((ICD-10: A00-Y98), *Enfermedad Isquémica del Corazón (EIC)* (ICD-10: I20-I25) y *Cáncer de Pulmón (CP)* (ICD-10: C34) y de Woodruff et al., (2006) para conocer asociaciones con mortalidad infantil (< 1 año) por *Todas las Causas (TC)*-incluyendo naturales y no naturales. El impacto a la salud se evaluó para el año 2016 (línea base) y se estimó para los años 2020 y 2030, a partir de las concentraciones promedio anuales reportadas y proyectadas por la autoridad ambiental. El estudio fue desarrollado con base en tasas anuales promedio de mortalidad reportadas para el periodo 2007 – 2016. Entre los resultados más relevantes encontramos que para el año 2016: Medellín (zona centro), Caldas y Medellín (zona norte) presentaron las concentraciones anuales de PM_{2.5} más altas (39.4 µg/m³, 33.7 µg/m³, 33.2 µg/m³, respectivamente). Consecuente con lo anterior, las estimaciones de impactos en la salud (mortalidad por todas las causas en adultos) presentaron las mayores asociaciones, así: 15.70% (676 casos; IC: 470 – 873), 12.90% (32 casos; IC: 22-41) y 12.63% (736 casos; IC: 509-955), respectivamente.

Para la Área Metropolitana del Valle de Aburrá en el año 2016, se encontró que los casos de muerte atribuibles a niveles de PM_{2.5}, fueron: TC 2004, CP 194 y EIC 932, cifras significativamente menores a lo encontrado para el año 2030, donde los casos de muerte atribuibles al mismo contaminante, fueron: TC 5926, CP 497 y EIC 2415. Estos valores fueron calculados a partir de la suma de las estimaciones entregadas por el modelo BenMap para cada municipio que compone el Área Metropolitana Finalmente, se calcularon los casos de muertes evitables en el escenario donde se cumpliera con el 100% en la implementación y ejecución de las medidas de prevención y control de emisiones provenientes del parque automotor definidas por el Plan Integral de Gestión de Calidad del Aire (PIGECA, AMVA. 2017a)) para el año 2030: 55.93% de los casos de mortalidad infantil por TC; 50.32% en adultos por TC; 55.73% en adultos por CP y 60.87% en adultos por EIC, asociados al PM_{2.5}.

Palabras clave: Contaminación atmosférica, PM_{2.5}, BenMAP, funciones de impacto en la salud.

1 INTRODUCCIÓN

El aumento poblacional en los grandes centros urbanos además de traer desafíos relacionados con el desarrollo económico mundial trae consigo la necesidad de proveer alimentación, vivienda, transporte y otros servicios en pro del bienestar de las sociedades (WMO/IGAC, 2012). Según cifras de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), en el año 2018 el 55% de la población mundial vive en áreas urbanas. Sin embargo, en América Latina este porcentaje está alrededor del 81%, con proyecciones al 2030 del 83%, convirtiéndola en la segunda región más urbanizada del mundo, después de Norte América (UN, 2018).

El alto porcentaje de población asentada en las principales ciudades del mundo y las emisiones que resultan de su acelerado crecimiento urbanístico, están directamente relacionadas con el deterioro de la calidad del aire, el cual ha sido durante los últimos 100 años, el mayor y más persistente problema ambiental en los centros urbanos del mundo (Baklanov et al., 2016; Andrade-Flores et al., 2016). En este sentido, las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes del parque automotor son una de las principales preocupaciones en las áreas urbanas, aportando alrededor del 25% del material particulado $PM_{2.5}$ emitido a la atmósfera (Karagulian et al., 2015) y la mayoría de los precursores del ozono (Gallardo et al., 2012).

En América Latina, los gradientes socioeconómicos entre países y su inequidad, magnifican los problemas ambientales, traducidos en patrones de emisión diferenciados, exposición a contaminantes atmosféricos y vulnerabilidad al cambio climático (Andrade-Flores et al., 2016). El promedio anual de $PM_{2.5}$ en 2016 en zonas urbanas de América del Sur y de acuerdo con datos estimados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), analizados con base en mediciones satelitales, modelos de transporte aéreo y estaciones de monitoreo terrestres, alcanza su valor máximo en Perú ($29.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$), seguido de Bolivia, Chile, Colombia, Venezuela, Ecuador, Brasil y Argentina, cuyos valores promedio anuales fueron 23.3, 23.1, 17.2, 16.8, 15.5, 11.8 y $11.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (WHO, 2016a). En la recolección de información a partir de redes de monitoreo de las grandes ciudades de América Latina, realizada por Riojas-Rodríguez et al. (2016), de las 57 ciudades que a la fecha registraron datos de $PM_{2.5}$, sólo cuatro atendían la concentración anual recomendada por la OMS de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de 104 que registraban datos de PM_{10} , sólo una atendió el valor anual recomendado por esta organización de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En el caso de Colombia, todas las concentraciones promedio anuales de $PM_{2.5}$ registradas en sus ciudades, a excepción de Pasto superaron en el año 2014 los $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

A nivel local, la problemática de calidad del aire en el Valle de Aburrá cobró mayor importancia y preocupación a partir del año 2014, durante la primera transición del año entre la temporada seca y húmeda, meses de febrero, marzo y abril y el episodio de contaminación registrado en el 2016 ha sido hasta ahora el más crítico registrado a la fecha. En marzo de ese año, las estaciones no registraron calidad del aire en categoría “Buena”, contrario a ello, todas registraron días con índice de calidad del aire en categoría “Dañina para la salud” esta categoría representa concentraciones

superiores a $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$ (US EPA, 2013). Particularmente en Medellín se alcanzaron concentraciones promedio diarias de hasta $113 \mu\text{g}/\text{m}^3$, superando un 226% el nivel máximo permisible diario establecido en $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por la normativa colombiana (MAVDT, 2010a.), lo que se tradujo en índices de calidad del aire “Dañina para la Salud” durante 22 y 26 días en estaciones de representatividad poblacional (Universidad Nacional de Colombia) y de tráfico (Museo de Antioquia), respectivamente (AMVA, 2016a).

La exposición a altos niveles de contaminación está asociada a un amplio espectro de enfermedades agudas y crónicas especialmente de tipo respiratorio, cardiovascular y relacionadas con el sistema nervioso central (Badyda et al., 2016). Dentro de los contaminantes emitidos por las fuentes móviles, el $\text{PM}_{2.5}$ es quizás el que se asocia con mayores afectaciones a la salud humana, principalmente por mortalidad prematura y es el responsable de más de un 90% de las pérdidas económicas asociadas con salud pública y calidad del aire (Heo et al., 2016). Igualmente, es considerado por la OMS, como un problema ambiental en centros urbanos y sus concentraciones promedio anuales, son empleadas como indicador para estimar los impactos en la salud, asociados con la contaminación atmosférica (WHO, 2016b; Sosa et al., 2017).

Igualmente, las partículas menores a 2.5 micras pueden contener gran cantidad de sustancias peligrosas (metales pesados, microorganismos, entre otros) y debido a su pequeño diámetro penetran profundamente en el tracto respiratorio y pueden ingresar a los bronquios y alvéolos pulmonares, causando Cáncer de Pulmón (Pope et al., 2002; Laden et al., 2006; Krewski et al., 2009; Lepeule et al., 2012; Cakmak et al., 2018), enfermedades cardiovasculares, (Domicini et al., 2006; Barnett et al., 2006; Pope et al., 2006; Laden et al., 2006; Thurston et al., 2016; Yang et al., 2018), enfermedades respiratorias (Karr et al., 2006; Laden et al., 2006, Zanobetti y Schwartz, 2009; Ostro et al., 2009; Hu et al., 2018) y cerebrovasculares (Dominici et al., 2006) y mortalidad por TC (Krewski et al., 2009; Bentayeb et al., 2015; Li et al., 2018). Los grupos sensibles, niños y adultos mayores son especialmente vulnerables a la exposición al $\text{PM}_{2.5}$ (WHO, 2018a; Goto et al., 2016). De allí que la OMS en el 2016 indicó que la contaminación del aire ambiente por $\text{PM}_{2.5}$ causó alrededor de 4.2 millones de muertes prematuras (WHO, 2018b), coincidiendo en este mismo año, con aproximadamente el 95% de la población global habitando en regiones donde las concentraciones promedio anuales del contaminante, superaron los niveles recomendados por dicha organización, es decir, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Apte et al., 2018).

En relación con lo anterior, la evidencia científica de estudios epidemiológicos sobre asociaciones a largo plazo señala que un incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las partículas finas $\text{PM}_{2.5}$, está asociado con un aumento del 18% en la mortalidad por Enfermedad Isquémica del Corazón (Pope et al., 2004), 6% por Causas Cardiopulmonares (Pope et al., 2002), 1.68% por Causas Respiratorias (Zanobetti et al., 2009), 8% por CP y 4% por TC (Pope et al., 2002). Según Apte et al. (2018), además de estar asociadas con la mortalidad prematura, la exposición prolongada al $\text{PM}_{2.5}$ disminuye la expectativa de vida global en 1.03 años y la expectativa de vida en América Latina

en 0.54 años, valores de magnitud similar a otros factores de riesgo y enfermedades como insalubridad de agua (0.57 años).

Es importante también, resaltar que aunque se conocen algunos estudios epidemiológicos relacionados con la mortalidad debida a la exposición a $PM_{2.5}$ en América Latina (Loomis et al. 1999; Gouveia et al., 2018), estos suelen ser de corto plazo y del tipo *caso-control*. Estas investigaciones proveen la base para evaluar los beneficios en la salud asociados con exposiciones a corto plazo (Lin et al., 2016a, 2016b; Chen et al., 2017a; Gopalakrishnan et al., 2018). Por otro lado, los *estudios de cohorte* que permiten relacionar la contaminación atmosférica con consecuencias en la salud (ej. muertes) realizan un seguimiento temporal de un grupo de individuos inicialmente exentos de estos efectos y registran y estiman el riesgo de la ocurrencia (Lazcano-Ponce et al., 2001; Eftim y Dominici, 2005; OMS, 2006). En comparación con los estudios de series temporales, los estudios de cohorte indican que la exposición a largo plazo tiene mayores impactos en la salud (Eftim y Dominici, 2005).

Por su parte, las funciones de impacto en la salud (FIS), estudiadas y los parámetros obtenidos de los trabajos epidemiológicos de cohorte de Dockery et al., (1993); Pope et al., (2002); Laden et al., (2006) y Krewski et al., (2009), son referentes importantes de la relación del $PM_{2.5}$ con la salud. Estas funciones son comúnmente utilizadas incluso en ciudades o regiones diferentes a donde fueron desarrolladas, por tratarse de estudios epidemiológicos de alta calidad y rigor científico (Voorhees et al., 2014). Algunos casos de estudio destacan investigaciones realizadas por Boldo et al., (2011), Badyda et al., (2016), Broome et al., (2015) y Andreão et al., (2018) que evaluaron a partir de FIS internacionales el impacto en muertes asociadas a reducción en las concentraciones $PM_{2.5}$ en España, Polonia, Australia y Brasil, respectivamente.

Entre las investigaciones que aseveran la existencia de una relación entre contaminación atmosférica y la salud de la población expuesta, se destacan los estudios de cohorte desarrollados por la Sociedad Americana Contra el Cáncer (Estudio de prevención del cáncer-II (CPS-II) (Pope et al. 1995)) y Las Seis Ciudades de Harvard (Dockery et al., 1993). De allí, que dicha relación se haya reafirmado a partir de múltiples análisis de datos suministrados por los estudios e incluso se han extendido los periodos de evaluación encontrando que los resultados apuntan en la misma dirección (Pope et al., 2002, 2004; Krewski et al., 2000, 2009; Laden, et al., 2006; Lepeule et al., 2012).

Otros estudios desarrollados en zonas con topografía compleja como el realizado por Pope (1989), relacionan las admisiones hospitalarias por diferentes causas respiratorias con niveles de PM_{10} en el Valle de Utha entre 1985 y 1988. En ellos, el investigador consideró periodos de operación y fuera de operación de la mayor fuente de emisión del contaminante en la zona, correspondiente a una industria siderúrgica. Los análisis de regresión revelaron la relación positiva entre las admisiones hospitalarias en niños (casos de bronquitis y asma) y los niveles de PM_{10} , indicando una disminución de 2 a 3 veces en los ingresos hospitalarios cuando la industria estuvo fuera de operación. En el árido valle de Coachella, California, Ostro et al. (2000) encontraron

evidencia de los efectos del PM_{2.5} en la mortalidad por TC y del PM₁₀ en la mortalidad por causas cardiovasculares.

En Colombia se han desarrollado diferentes investigaciones que asocian la contaminación atmosférica con efectos en la salud a corto plazo, tal como el estudio observacional desarrollado por Herrera et al., (2011), en el municipio de Medellín. Los investigadores encontraron un aumento del 49.3% (IC 95%: 18.9% - 87.3%), en el riesgo de sufrir infecciones respiratorias o crisis asmáticas en población infantil en menores de 6 años, expuestos a concentraciones promedio anuales superiores a 46 µg/m³, 32 µg/m³ y 5.96 µg/m³ y 0.150 µg/m³ de PM₁₀, PM_{2.5}, hollín y plomo, respectivamente, al compararlos con aquellos niños expuestos a concentraciones más bajas de estos contaminantes. Estudios similares se desarrollaron en la ciudad de Santa Marta, donde Álvarez y Salazar (2013) encontraron un aumento en el riesgo de presentar problemas del tracto respiratorio superior y de función pulmonar, en niños entre 6 y 14 años que estuvieron expuestos a concentraciones promedio diarias de PM₁₀ superiores a 70 µg/m³.

Por su parte Rodríguez et al., 2019 evaluaron efectos en la salud a corto plazo relacionados con la exposición a distintas mezclas de contaminantes atmosféricos en Bucaramanga, Cali, Bogotá y Medellín, por medio del número de visitas registradas al servicio de urgencias hospitalarias. Los investigadores encontraron que las mezclas (NO₂, CO, PM_{2.5}) y (NO₂, CO, PM₁₀), tienen el mayor efecto conjunto sobre la morbilidad circulatoria y respiratoria. Rodríguez et al., 2018 evaluaron en las mismas 4 ciudades la relación entre los contaminantes atmosféricos y la morbilidad respiratoria y circulatoria, y tuvieron como resultado que los efectos de contaminantes como NO₂, PM_{2.5} y PM₁₀ varían de acuerdo con la ciudad y las condiciones propias de cada lugar; la población con mayor afectación a nivel respiratorio se encuentra entre los 5 y 9 años y adultos mayores de 60 años.

Otros estudios, han analizado las relaciones concentración-respuesta a largo plazo. Dentro de ellos se destaca el desarrollado para el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, por Larsen (2004) en el que se evaluó el valor del daño ambiental y se encontró que el costo de la contaminación del aire urbana luego de los accidentes de tráfico, es el costo ambiental más elevado en las ciudades de Colombia, alcanzando los 1,500 billones de pesos colombianos, además de ser el daño ambiental al que más muertes anuales de adultos se le atribuyen, superando las 6,000 muertes (para realizar esta estimación fue utilizado el coeficiente de dosis-respuesta propuesto por Pope et al., 2002).

Para el caso específico del Valle de Aburrá, se analizó el efecto de la exposición a contaminantes criterio sobre de la morbilidad y mortalidad en el periodo 2008-2015 durante la ocurrencia de episodios de contaminación atmosférica. Teniendo en cuenta las visitas a servicio de urgencias, hospitalizaciones y consulta externa, se tuvo como resultado que un 8,2% de estas atenciones, se relacionan con los episodios ocurridos en el periodo de interés, siendo Medellín el municipio con mayor porcentaje de atenciones. Las infecciones agudas de las vías respiratorias superiores fueron los eventos de salud predominantes, seguidas de las enfermedades crónicas de las vías respiratorias

inferiores. Adicionalmente se tuvo que el año 2015 fue el año más crítico, con un promedio de 1882 casos diarios. Para material particulado $PM_{2.5}$ se tuvo como resultado que las mayores afectaciones se presentaron en población infantil menor a 5 años y hombres mayores de 65 años (AMVA 2018c).

En un estudio desarrollado para el Banco Mundial por Larsen, B. y Skjelvik, J.M., (2014) se estimó que aproximadamente 15,000 personas mueren en Colombia cada año por la contaminación del aire, de las cuales 8000 se le atribuyen a la contaminación ambiente en zonas urbanas principalmente y 7000 a la contaminación en interiores especialmente en las zonas rurales. En las áreas metropolitanas de Bogotá, el Valle de Aburrá y Cali, 1 de cada 20 muertes estas relacionadas con la contaminación atmosférica.

Ortiz-Durán y Rojas-Roa (2013) evaluaron en Bogotá, las muertes evitadas en un escenario en el que todas las estaciones de monitoreo de PM_{10} atendieran el valor promedio anual máximo permisible ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), según la Resolución 2254 de 2017 (considerando un periodo de transición de 10 años para alcanzar este valor). En el estudio, evaluaron las funciones de impacto en la salud propuestas por Pope et al., (2002) y Woodruff et al., (2006), encontrando que pueden evitarse alrededor de 21,900 muertes en la población menor a un año y mayor a 30 años. Otra investigación en esta misma línea fue realizada por el AMVA a través del Clean Air Institute, quién encontró que, en 2015 la contaminación por $PM_{2.5}$ ocasionó 1790 muertes prematuras en el Valle de Aburrá, correspondiente al 12% de la mortalidad total (AMVA, 2017a).

Recientemente el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, publicó el estudio: “*Contaminación Atmosférica Y Sus Efectos Sobre La Salud De Los Habitantes Del Valle De Aburrá*” en el que se presenta una compilación de estudios epidemiológicos recientes, que relacionan los efectos en la salud causados por la exposición a corto plazo a contaminantes atmosféricos. El documento permite identificar distintos resultados y situaciones a nivel global y nacional, dentro de estas se tiene que, en Colombia, un 5% de las muertes por todas las causas, se puede atribuir a la exposición al material particulado $PM_{2.5}$. Adicionalmente, se plantea que para el año 2010 las muertes prematuras y discapacidades asociadas con la contaminación del aire, costaron 5.7 trillones de pesos colombianos (Golub et al 2014, citado en AMVA, 2018c). El mencionado documento recopilatorio, da cuenta de 300 estudios epidemiológicos realizados en el mundo, a partir de los cuales concluye que las enfermedades respiratorias asociadas a la contaminación son los eventos de morbilidad con mayor análisis e investigación con una frecuencia del 43,2%, seguidas de las enfermedades cardiovasculares (11,5%). También se establece allí, que la hospitalización es el factor que más se toma en cuenta para el desarrollo de estos estudios epidemiológicos, y que la mayor parte de las investigaciones se realiza con un enfoque de población general (53,3%) (AMVA, 2018c).

Dentro de los 300 casos mencionados, se encuentran 17 desarrollados en Colombia, dentro de estos se destacan 3 donde se implementó un seguimiento a la población durante un año para la determinación del aumento de síntomas y afecciones asociadas la concentración de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$. Hernandez et al., 2013, evaluó eventos en salud como tos, rinorrea y

sibilancias, además del ausentismo escolar relacionados con concentraciones de material particulado superiores a $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la ciudad de Bogotá. Rodríguez et al., 2010 desarrolló en Bucaramanga la estimación de los efectos en el sistema respiratorio, de variaciones aproximadas de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de material particulado PM_{10} . Blanco et al., 2014 llevó a cabo un estudio ecológico de series de tiempo donde se analizaron las relaciones del incremento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de material particulado PM_{10} y la mortalidad diaria por enfermedades respiratorias y cardiovasculares especialmente en estrato socioeconómico 1, como resultado se tuvo para todas las edades, un incremento de 0,76% en el número de muertes.

Teniendo en cuenta lo anteriormente mencionado y con el fin de aportar al Estado del Arte de los impactos en la salud de la contaminación atmosférica, el objetivo del presente estudio es la evaluación de los efectos de la contaminación atmosférica a través del uso de funciones de impacto en la salud y el modelo BenMAP-CE v.1.1, el cual ha sido ampliamente utilizado para desarrollar estudios de este tipo (Davidson et al., 2007; Ding et al., 2016; Chen et al., 2017a, 2017b; Andreão et al., 2018). Igualmente, se desea estimar en qué medida y en qué condiciones de calidad del aire, la población urbana expuesta en el Valle de Aburrá presenta mayores riesgos de mortalidad por diversas afectaciones a la salud. Para ello, se evaluaron cuatro escenarios o mapas de calidad del aire, así: el primero utilizando los datos de $\text{PM}_{2.5}$ registrados en los 10 municipios que componen el Valle de Aburrá en el año 2016 (Línea base 2016), el segundo y tercero, planteando escenarios de calidad del aire en términos de $\text{PM}_{2.5}$ para cada municipio, según las estimaciones de la autoridad ambiental para los años 2020 y 2030, respectivamente. El cuarto, formulando un escenario de calidad del aire a 2030 donde se evalúa el impacto que tendría la inclusión de las medidas más significativas en términos de reducción de emisiones de $\text{PM}_{2.5}$ provenientes del parque automotor, definidas en el Plan Integral de Gestión de Calidad del Aire (PIGECA), desarrollado por el AMVA.

2 MARCO CONCEPTUAL

La contaminación del aire puede definirse como la presencia de material indeseable en él, en cantidades bastante grandes como para producir efectos nocivos (Nevers, 1997). A partir del anterior referente surge la gestión de la contaminación atmosférica, la cual pretende la eliminación, o la reducción hasta niveles aceptables, de aquellos agentes (gases, partículas en suspensión, elementos físicos y hasta cierto punto agentes biológicos) cuya presencia en la atmósfera ocasionan efectos adversos en la salud y bienestar de las personas o efectos perjudiciales sobre la vida de las plantas y de los animales, daños a materiales de valor económico para la sociedad y daños al medio ambiente Maystre, 2013.

El ser humano cumple un papel protagónico en las fuentes de emisión de contaminantes, siendo estas de dos tipos: estáticas, que a su vez pueden subdividirse en: a) fuentes zonales (producción agrícola, minas y canteras, zonas industriales), b) fuentes localizadas (fábricas de productos químicos, productos minerales no metálicos, industrias básicas de metales, centrales de generación de energía) y c) fuentes municipales (p. ej., calefacción de viviendas y edificios, incineradoras de residuos municipales). También pueden ser fuentes móviles, cuyas emisiones son provenientes de los gases de escape, evaporativas, desgaste de frenos y neumáticos, de distintos tipos de transporte: automóviles, camiones, buses y motocicletas como vehículos con motor de combustión (Maystre, 2013 y IDEAM, 2016).

El comportamiento meteorológico juega un papel fundamental en la calidad del aire, por cuenta de la dispersión de los contaminantes atmosféricos generando cambios importantes en su concentración (IDEAM, 2016). Para que estos contaminantes viajen en la atmósfera, se deben generar en el ambiente las condiciones propicias para su transporte y dispersión, determinando así el estado de la calidad del aire de una región. Dichas condiciones incluyen factores relacionados con el viento, estabilidad atmosférica, radiación solar, precipitación, topografía, entre otros (Inche, 2008).

2.1 CONCEPTOS BÁSICOS DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Los contaminantes atmosféricos se clasifican normalmente en: *partículas en suspensión* (polvo, nieblas, humos), contaminantes gaseosos (gases y vapores) y olores. A continuación, se indican algunos de los contaminantes más frecuentes:

Las partículas en suspensión incluyen gases de escape de motores diésel, cenizas en suspensión, polvos minerales (carbón, amianto, caliza, cemento), polvos y humos metálicos (zinc, cobre, hierro, plomo), nieblas ácidas (ácido sulfúrico), fluoruros, pigmentos, nieblas de pesticidas, hollín y humos; además de sus efectos respiratorios corrosivos, cancerígenos, irritantes y destructores de la vida vegetal, producen también daños materiales, interfieren con la luz del sol y actúan como superficies catalíticas para la reacción de las sustancias químicas adsorbidas (Maystre, 2013).

Los contaminantes gaseosos incluyen compuestos azufrados, compuestos orgánicos, compuestos orgánicos volátiles (COV), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), aldehídos, compuestos halogenados y haluros, sulfuro de hidrógeno, bisulfuro de carbono y mercaptanos (olores) (Maystre, 2013).

En Colombia, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, establece la norma de calidad del aire mediante la resolución 2254 del 1 de noviembre de 2017, resolución que deroga la resolución 610 de 2010 y la resolución 601 de 2006. Esta norma presenta en su capítulo 1, los niveles máximos permisibles de contaminantes criterio (MINAMBIENTE, 2017) definidos como “aquellos para los cuales existen criterios basados en la afectación a la salud de la población, como fundamento para establecer niveles máximos permisibles en el aire ambiente”. Los contaminantes criterio establecidos en la normatividad colombiana se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Contaminantes criterio y sus efectos sobre la salud

Contaminante	Definición	Efectos sobre la salud
Material particulado PM ₁₀	Conocida como fracción gruesa, del material particulado, partículas con diámetro menor o igual 10 µm nominales	Puede ingresar al sistema respiratorio y llegar hasta los pulmones
Material Particulado PM _{2.5}	Partículas con un diámetro menor o igual a 2.5 µm nominales (PM2.5)	Alcanza incluso la cavidad alveolar, puede causar arritmias cardiacas, ataques cardiacos, y enfermedades respiratorias como ataques de asma y bronquitis (US. EPA, s.f).
Ozono	Gas azul pálido que, en las capas bajas de la atmósfera, se origina como consecuencia de las reacciones entre los óxidos de nitrógeno y los hidrocarburos (gases compuestos de carbono e hidrógeno principalmente) en presencia de la luz solar.	Irritación en ojos, nariz y garganta, congestión, falta de respiración, incremento en enfermedades respiratorias, dolor en el pecho (US. EPA, s.f).
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	Gas de color pardo rojizo fuertemente tóxico cuya presencia en el aire de los centros urbanos se debe a la oxidación del nitrógeno atmosférico que se utiliza en los procesos de combustión en los vehículos y fábricas.	Irritación en nariz, ojos y garganta, sensación de cansancio, náuseas, quemaduras, dilatación de los tejidos de las vías respiratorias (US. EPA, s.f).
Monóxido de carbono (CO)	Gas inflamable, incoloro e insípido que se produce por la combustión de combustibles fósiles.	Puede reducir la cantidad de oxígeno transportado hasta el corazón, náuseas y vómitos, desmayos y convulsiones, mareos, falta de fuerza (US. EPA, s.f).
Dióxido de azufre (SO ₂)	Gas incoloro, no inflamable que posee un fuerte olor en altas concentraciones (MAVDT, 2010)	Molestia e irritación en ojos, nariz y garganta, reducción de la función pulmonar, inflamación en el sistema respiratorio, fallas cardiacas (World Bank Group, 1999)

3 ZONA DE ESTUDIO

El Valle de Aburrá es una de las nueve subregiones de Antioquia, ubicada en el centro-sur del departamento, en medio de la Cordillera Central de los Andes Colombianos en el costado noroccidental de Suramérica (entre 6.0° - 6.5° N y 75.5° - 75.7°W) (Correa et al., 2009). Está conformada de norte a sur por los municipios de Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Medellín (capital del Departamento), Itagüí, Envigado, Sabaneta, La Estrella y Caldas (Ver Figura 1), abarcando una extensión de 1157 km², de los cuales el 70.5% corresponden a suelo rural y el 29.5% a suelo urbano. Su topografía es irregular y pendiente presentando alturas entre 1130 y 3120 m.s.n.m., tiene una longitud aproximada de 60 kilómetros y una amplitud variable, definiéndose como un valle estrecho que alcanza un ancho máximo de 7 km, en la base de la parte central, a la altura del municipio de Medellín, reconocido como una región densamente poblada (Correa et al., 2009; AMVA, 2016a). Este Valle, alberga la mayor población urbana del departamento de Antioquia (aproximadamente el 70.89%) con 3'730.532 habitantes para el año 2018 (DANE, 2005). Actualmente es la segunda concentración urbana más grande del país con uno de los centros industriales, de servicios y educación más importantes de Colombia y América Latina.

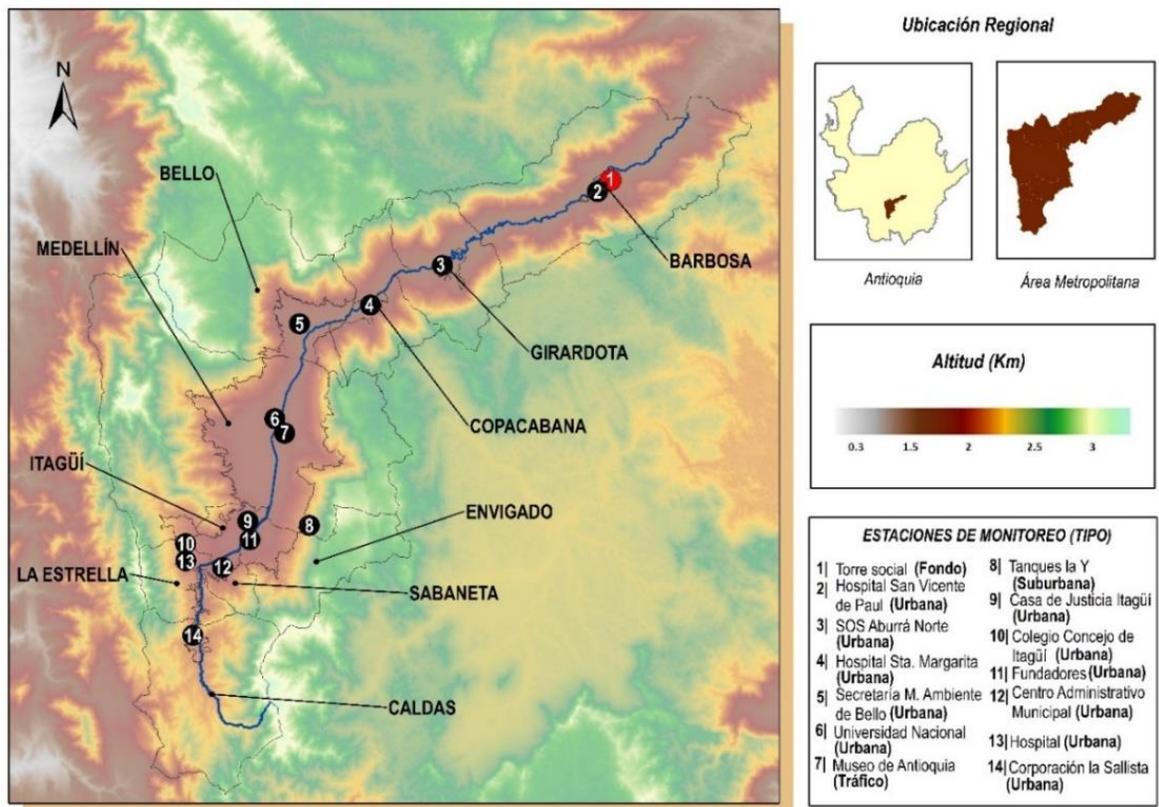


Figura 1. Zona de estudio y ubicación espacial de las estaciones de monitoreo de PM_{2.5}. Zona urbana del Valle de Aburrá.

Con base en lo expuesto por algunos investigadores, los valles se clasifican como regiones en las que sus condiciones meteorológicas y topográficas (geometría y tipo de superficie) juegan un rol importante en la estabilidad atmosférica (Lanzaco et al., 2017). En este mismo sentido, se convierte en un espacio en el que el Valle cumple lo expuesto por Barry, 2008; Zardi, 2015, donde esta es una zona de configuración superficial compleja en los que se presentan condiciones meteorológicas propicias para la inversión térmica, especialmente en las noches y en los meses más fríos, fenómeno que genera una restricción vertical al desplazamiento de las masas de aire, lo que sumado a la restricción horizontal del entorno montañoso y a un escenario de aumento en las emisiones atmosféricas, redundan en un medio desfavorable en términos de la acumulación de contaminantes y su transformación química (Correa et al., 2009; AMVA, 2016a).

Desde el año 2011, la autoridad ambiental (AMVA) ha desarrollado cuatro (4) inventarios de emisiones de PM_{2.5}, con años base de evaluación: 2011, 2013, 2015 y 2016. A partir de estos estudios se determinó que las emisiones de PM_{2.5} dentro de la cuenca atmosférica del Valle de Aburrá, provienen en su mayoría de las fuentes móviles. Sin embargo, el cambio en el aporte de cada tipo de fuente se ha modificado considerablemente, ya que para el año 2011 las fuentes fijas y las fuentes de área fueron responsables de la emisión de 304 ton/año de PM_{2.5} (21.4%). Por otro lado, para el mismo año, las fuentes móviles aportaron 1,116 ton/año (78.6%). Para el último año evaluado (2016), las emisiones de fuentes fijas y fuentes de área incrementaron a 334 ton/año de PM_{2.5} (17.9%), mientras que las emisiones de fuentes móviles incrementaron a 1,534 ton/año (82.1%), correspondientes a una flota vehicular de 1,301,291 vehículos registrados (AMVA, 2018). En comparación con el inventario de 2011, se evidencia un aumento de 37.5% en las emisiones provenientes de fuentes móviles y 63.1% en la flota vehicular (AMVA, 2013).

4 DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA DE CALIDAD DEL AIRE

Según el estudio realizado por Toro et al., 2010, se tiene que los mayores costos ambientales y sociales en Colombia son los generados en su orden por la contaminación del agua, los desastres naturales y la contaminación del aire, lo que implica en consecuencia, devaluación económica para la población, debido a las enfermedades generadas (Toro Gómez, et al., 2010) lo que contrasta con los resultados obtenidos en la encuesta realizada por el Banco Mundial para el análisis de costos de la degradación ambiental en 2004, en la que a 2600 personas de diferentes sectores, organismos del gobierno, regiones, organizaciones de la sociedad civil y grupos étnicos, expresaron en los resultados en un alto porcentaje, que la contaminación del aire es el problema ambiental más grave que presenta el país (Banco Mundial, 2006)

En el documento Consejo Nacional de Política Económica y Social (CONPES 3344) (que presenta los lineamientos para la formulación de políticas y estrategias intersectoriales para la prevención y el control de la contaminación del aire en las ciudades y zonas industriales de Colombia), se observa que para el año 2005, las mayores descargas de contaminantes a la atmósfera se presentaron en Bogotá, Medellín, Cali, Barranquilla, El Valle de Sogamoso, Bucaramanga, Cartagena y Pereira. La Figura 2 presenta la distribución de fuentes en estas ciudades, siendo las fuentes móviles las principales responsables de las emisiones.

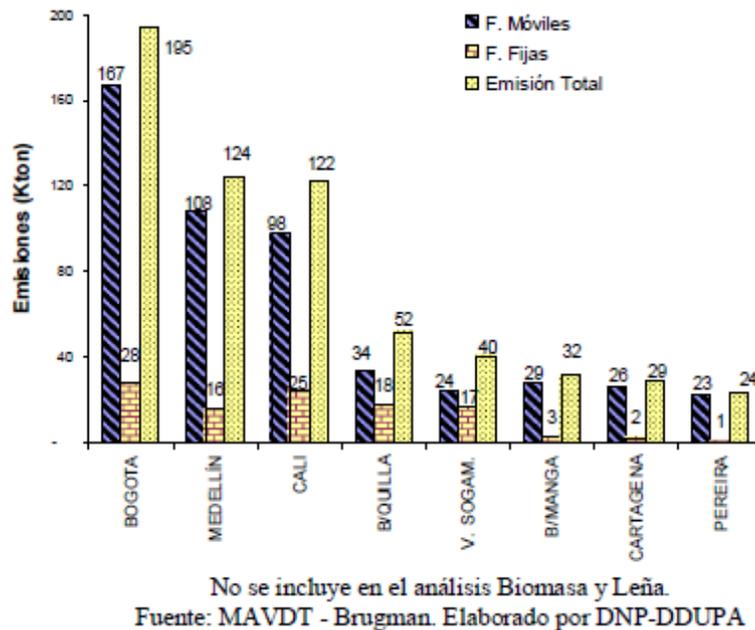


Figura 2. Descarga de contaminantes al aire por Ciudad y Fuente. Tomada de CONPES 3344.

Debido al uso de combustibles fósiles para su funcionamiento, los vehículos de motor contribuyen de manera importante a la contaminación del aire, al liberar sustancias como Óxidos de Nitrógeno,

monóxido de carbono y material particulado (DNP, 2018a). Adicionalmente, estos contribuyen con el cambio climático global y a los problemas de salud pública (Kota, et al., 2014a). Especialmente en las áreas urbanas, las emisiones de vehículos representan una fracción grande de las emisiones de Compuestos Orgánicos Volátiles COV antropogénicos (Kota, et al., 2014b).

La Figura 3 muestra las concentraciones promedio de PM₁₀ registradas en las distintas regiones del país, reportadas por las autoridades ambientales que operan las redes de monitoreo (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca –CAR-, la Secretaría Distrital de Ambiente –SDA-, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá- AMVA-, la Corporación Autónoma Regional del César CORPOCESAR, y la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca –CVC). En su gran mayoría las concentraciones promedio anuales excedieron el límite máximo permisible (50 µg/m³) establecido en la normativa entonces vigente, Resolución 610 de 2010.

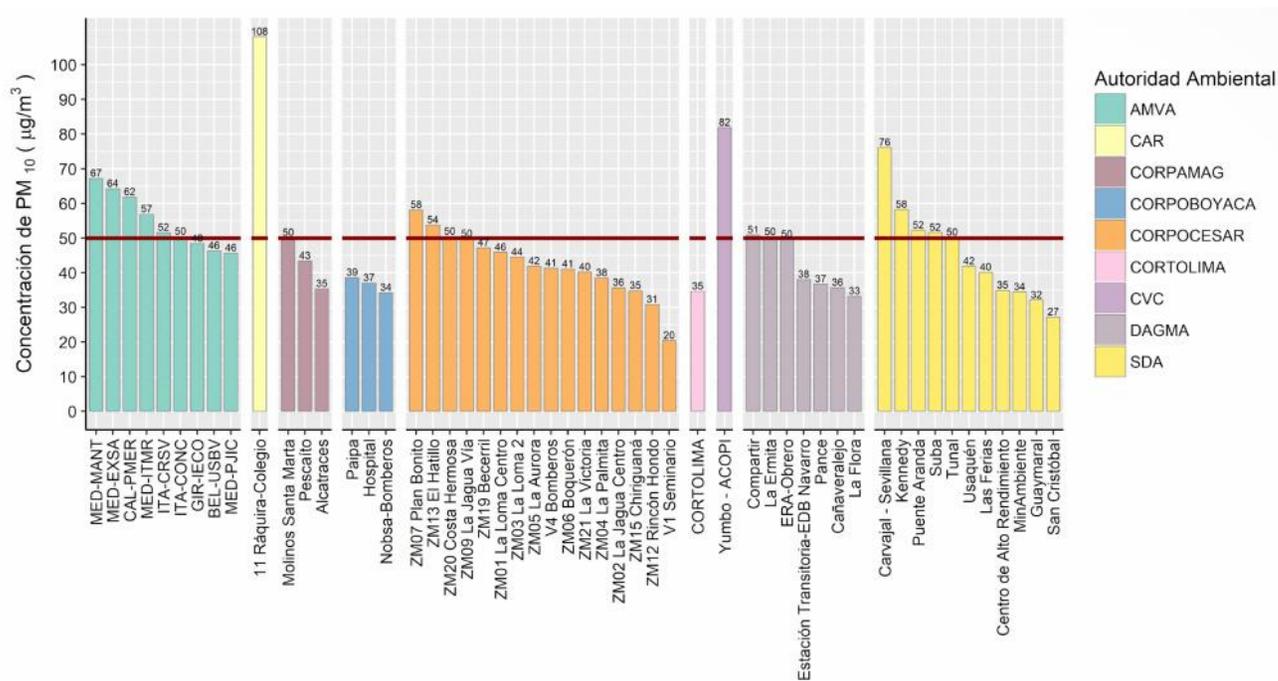


Figura 3. Concentraciones promedio anuales de PM₁₀ en distintas estaciones a nivel nacional. Tomado de Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016

En cuanto al material particulado PM_{2.5}, la Figura 4 presenta las concentraciones promedio de registradas en las principales ciudades del país. La Región Metropolitana del Valle de Aburrá, presentó la mayor cantidad de excedencias de la norma anual para este contaminante con valores promedio por encima del límite establecido (25 µg/m³) en 7 de sus estaciones según la normativa entonces vigente, Resolución 610 de 2010.

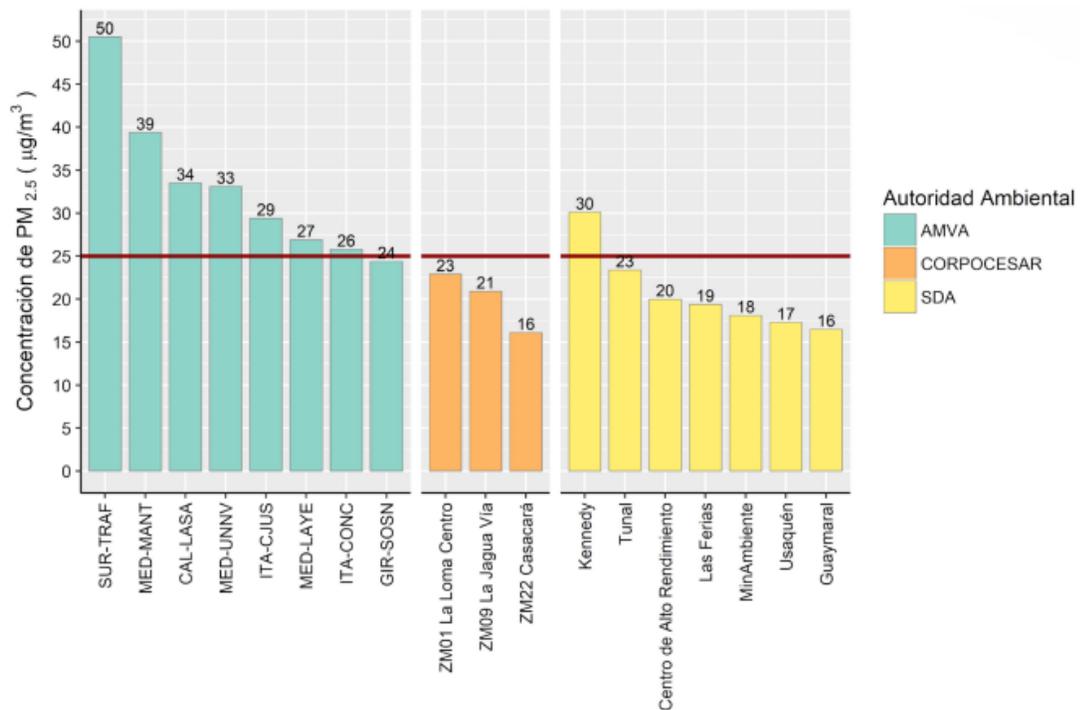


Figura 4 Concentración promedio anual de PM_{2.5} en distintas zonas del país. Tomado de Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016

Al analizar el comportamiento del índice de calidad del aire- ICA- para el PM_{2.5} durante el periodo 2013- 2016 (Figura 5), es posible observar que se han presentado situaciones importantes en la calidad del aire, pues se han alcanzado niveles en los que se considera el aire “Dañino para la salud”. Se confirma además que, en lo relacionado con este contaminante, la mayor parte del tiempo la calidad del aire se encuentra entre moderada y dañina para grupos sensibles, y que los niveles óptimos de calidad del aire, se alcanzan en un bajo porcentaje.

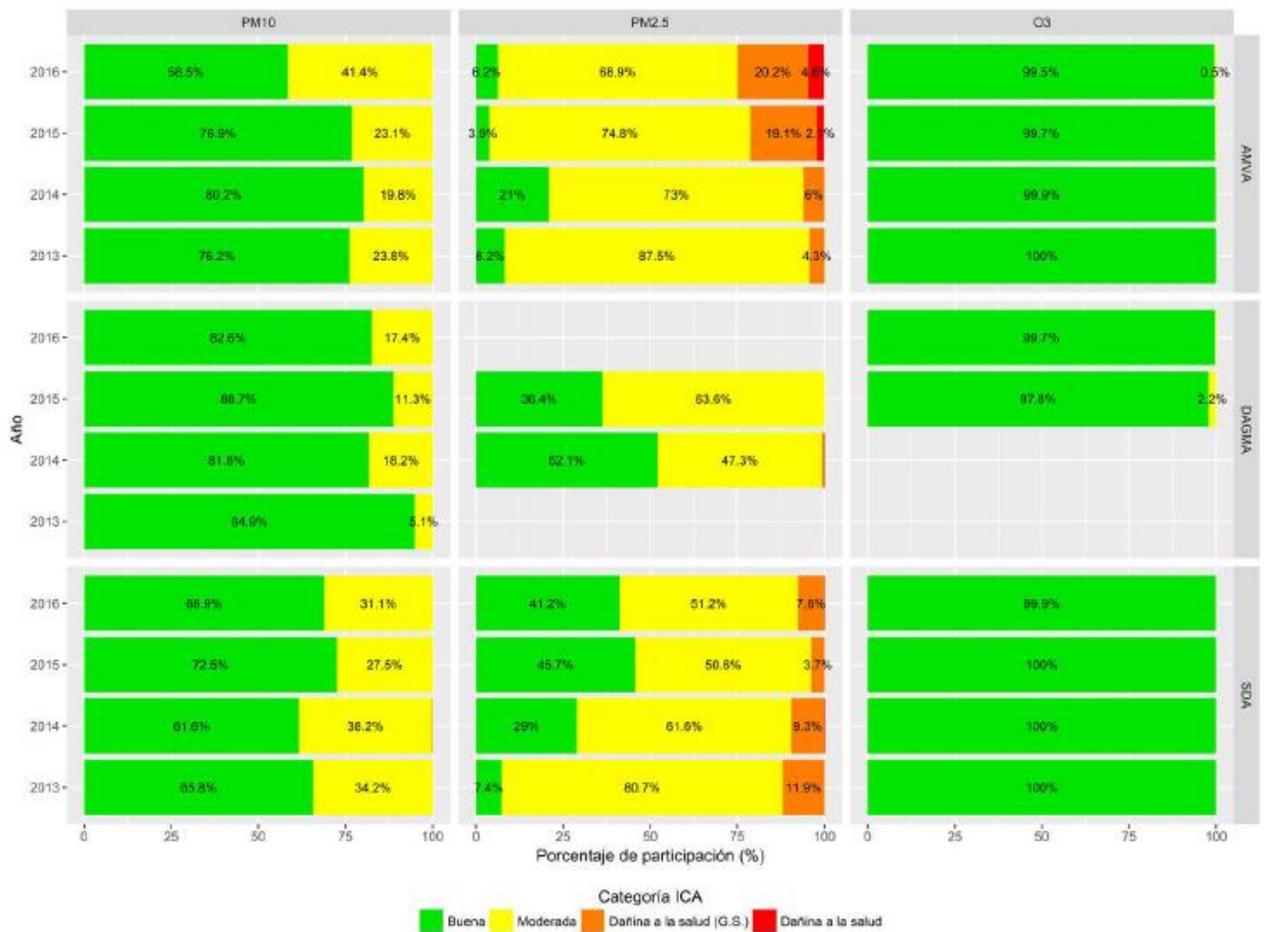


Figura 5 Índices de calidad del aire para las tres regiones principales de Colombia 2013-2016. Informe del Estado del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables. 2016

Para el año 2018, la mayor problemática de calidad del aire en el país y principalmente en los grandes centros urbanos estuvo relacionada al material particulado PM₁₀ y PM_{2.5}, siendo este último emitido en su mayoría por fuentes móviles en los principales centros urbanos. De acuerdo con la Política para el Mejoramiento de la Calidad del Aire, expedida mediante el CONPES 3943 en 2018 (DNP, 2018a) en el 17% de los municipios colombianos en los que hay Sistemas de Vigilancia de Calidad del Aire, se supera la norma anual para PM_{2.5} (25µg/m³) y esta situación suele ser atribuida a contenido de azufre en la gasolina y la tecnología de los vehículos mismos, los cuales cumplen en su mayoría Euro1 a Euro III y solo el 11% de los vehículos diésel se encuentran en categoría Euro IV (DNP, 2018a).

4.1 ÁREA METROPOLITANA DEL VALLE DE ABURRÁ

Con el fin de analizar la situación de la calidad del aire en la zona de estudio del presente trabajo, se analizaron datos de algunos contaminantes registrados en diferentes estaciones representativas de la red de monitoreo del Valle de Aburrá entre 2013 y 2016.

La estación ubicada en la “Universidad Nacional de Colombia, Núcleo el Volador”; está clasificada como estación de fondo urbano, debido a su ubicación en un núcleo urbano pero alejada de vías, alto flujo vehicular o asentamientos industriales. Respecto a esta estación, se procesaron datos horarios de Material Particulado ($PM_{2.5}$) entre 2013 y 2016 cuyos resultados son mostrados en la Figura 6. Se observa que este contaminante presentó un comportamiento oscilatorio, desde las seis hasta las diez de la mañana durante todos los años analizados, lo que indica un aumento en la concentración en ese periodo de tiempo, luego muestra un descenso que se mantiene aproximadamente hasta las tres de la tarde y finalmente vuelve a aumentar. Este comportamiento puede atribuirse a las horas donde se movilizan los vehículos en la ciudad de Medellín y los municipios aledaños, en asocio con la dinámica de su población. Se evidencia en la gráfica, que para todos los años de evaluación el mayor pico, está justo después de finalizar el pico y placa establecido en la ciudad, es decir después de 8:00 am.

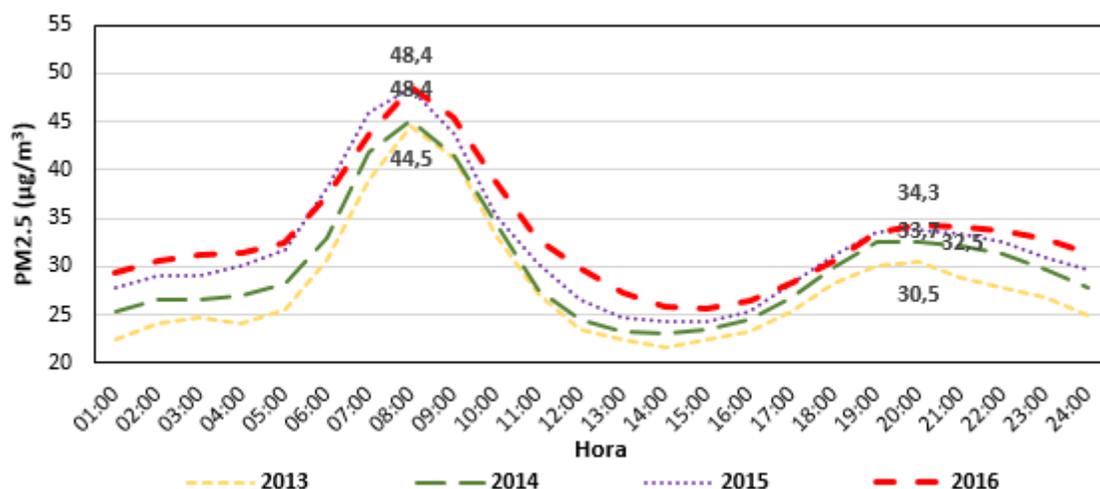


Figura 6. Concentración promedio de $PM_{2.5}$ horaria para el periodo 2013-2016. Elaboración propia.

Comparando los datos de concentración de $PM_{2.5}$ con la normatividad de calidad del aire, se tiene que, aunque no se excede el nivel máximo permisible vigente para ese periodo de análisis para un tiempo de exposición de 24 horas ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, según Resolución 610 de 2010), los mayores picos presentan datos muy cercanos a este valor. Al analizar los promedios anuales de $PM_{2.5}$ mostrados en la Figura 7, se evidencia que, durante los cuatro años evaluados, se excede el nivel máximo permisible anual ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

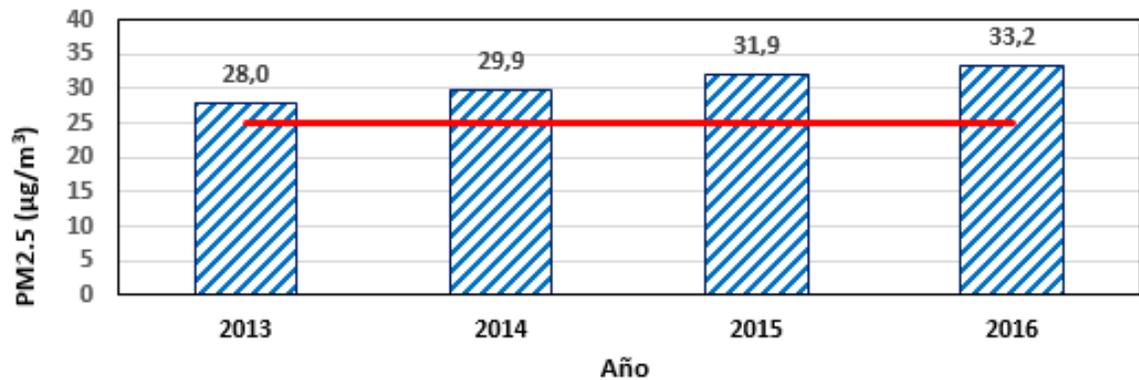


Figura 7 Concentración de PM_{2.5} anual para el periodo 2013- 2016. Elaboración propia.

Otra de las estaciones de monitoreo analizadas para enmarcar la problemática de calidad del aire en la zona de estudio fue la estación “Museo de Antioquia” con categoría urbana según el AMVA por tener gran concentración de emisiones vehiculares, es un sector donde confluyen rutas de servicio público colectivo intermunicipales y tiene alto flujo de automóviles. En este caso se analizó el Índice de Calidad del Aire para el material particulado PM_{2.5} en el mes de marzo entre los años 2013 y 2016. Como se evidencia en la Tabla 2, en el año 2013 el Índice de la Calidad del Aire –ICA- estuvo durante siete (7) días con clasificación “moderada” y el resto del mes con calificación “Dañina a la salud para grupos sensibles” según los rangos establecidos por el Área Metropolitana y adoptados de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos – EPA- por sus siglas en inglés. Entre 2013 y 2016 el ICA empeoró significativamente, ya que en los años siguientes se presentó un mayor número de días con calidad del aire “Dañina a la salud para grupos sensibles” e incluso se evidencian días con clasificación “Dañina a la salud” hasta llegar al peor escenario, el año 2016, en donde se presentaron 26 días en esta clasificación.

Tabla 2. Índice de la Calidad del Aire para el mes de marzo, estación Museo de Antioquia periodo 2013 – 2016

Día/ Año	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
2013	36,8	34,0	29,0	37,0	38,2	40,2	45,9	43,1	47,8	39,1	36,7	34,5	41,8	50,6	40,8	38,1	30,7	40,0	45,3	47,2	39,4	45,5	44,8					39,8	32,0	33,8	29,2
2014	38,4	36,4	41,5	45,1	47,7						36,5	44,9	57,7	67,0	51,6	47,1	61,9	61,2	55,2	45,2	49,8	41,5	33,7			29,5	30,9	39,8	53,5	50,4	53,0
2015		40,6	54,2	72,3	76,3		70,9	44,1				38,6	62,3	67,0	71,7	74,0	82,3	81,6	49,5	58,6	51,4	33,1	39,1	55,7	76,3	77,9	81,3	81,4	49,2	63,6	53,0
2016	60,5	63,1	74,2	69,5	67,2	55,2	70,7	72,3	113,0	111,3	104,4	106,2	94,6	103,8	98,0	95,7	88,0	55,8	56,2	31,5	44,3	52,2	56,2	45,6	56,7	73,5	75,6	78,8	90,0	80,0	55,6

Adicionalmente se analizó otro contaminante criterio en la legislación Colombia como el Ozono (O₃). Se procesaron los datos obtenidos en la estación de monitoreo de calidad del aire denominada “Concejo de Itagüí”. Esta estación está ubicada en el municipio de Itagüí y es de categoría suburbana según el AMVA, por estar localizada en las laderas del valle, con características particulares por las circulaciones del viento y comportamiento como sumidero de contaminación. Allí se presentaron altas

concentraciones durante el año 2016, especialmente a las 13:00 horas, puesto que el 35% de los datos (166) excedieron la norma horaria ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

La Figura 8 presenta el comportamiento del ozono en un día promedio y los niveles de radiación solar, donde se evidencian concentraciones cercanas a cero desde la 1:00 hasta las 7:00 horas, donde además de iniciar la circulación masiva de vehículos en el Valle de Aburrá, comienza el aumento de la radiación solar. Asimismo, la mayor concentración de ozono coincide con la más alta radiación que se presenta entre las 12:00 y las 13:00 horas donde también se da el más alto flujo vehicular. Lo anterior es explicado por los procesos de formación de ozono troposférico donde los óxidos de nitrógeno (NO_x) emitidos por las fuentes móviles reaccionan con la radiación de onda corta, dando paso a la formación del contaminante.

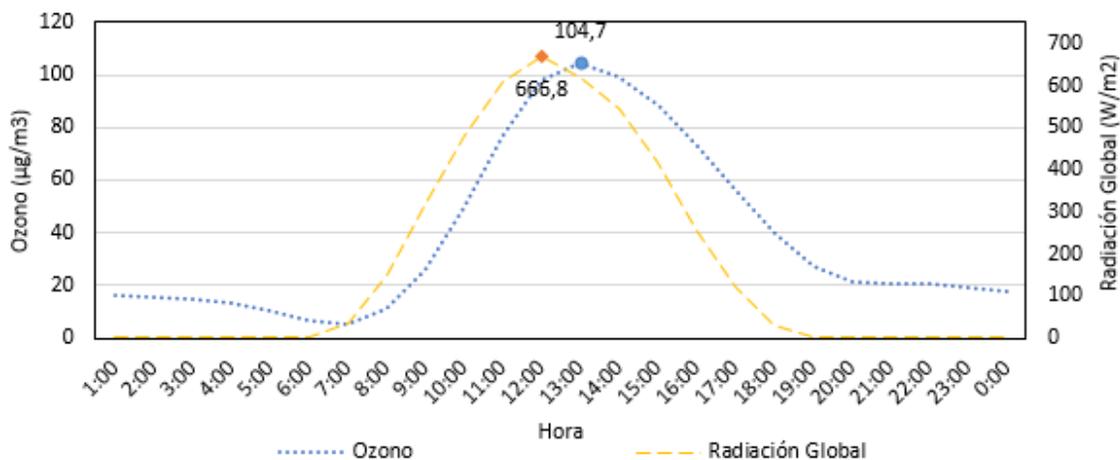


Figura 8 Concentración promedio horaria de ozono Vs radiación global horaria. Estación Concejo de Itagüí. Elaboración propia

4.2 GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE

4.2.1 Monitoreo de la calidad del aire

Los primeros acercamientos al control y monitoreo de la calidad del aire en Colombia se dieron hacia el año 1967 con las primeras estaciones instaladas para este fin. Posteriormente, mediante la expedición de normas, políticas de control y seguimiento, se han hecho esfuerzos para mejorar la calidad del aire en todo el territorio nacional (MAVDT, 2010). De esta forma, para el año 2010, se contaba en el país con 137 estaciones para el monitoreo de la calidad del aire, pertenecientes a sistemas de vigilancia operados por 19 autoridades ambientales. En el año 2015, esta cifra se incrementó a 163 estaciones operadas por 21 autoridades ambientales, en 2016 se contaba con 159

estaciones de monitoreo, distribuidas en 23 Sistemas de Vigilancia de Calidad del Aire. La distribución de estas estaciones a 2016, se puede observar en la Figura 9 (IDEAM, 2017). Finalmente, en 2017 el número de estaciones en el país aumentó en un 25% (DNP, 2018b).

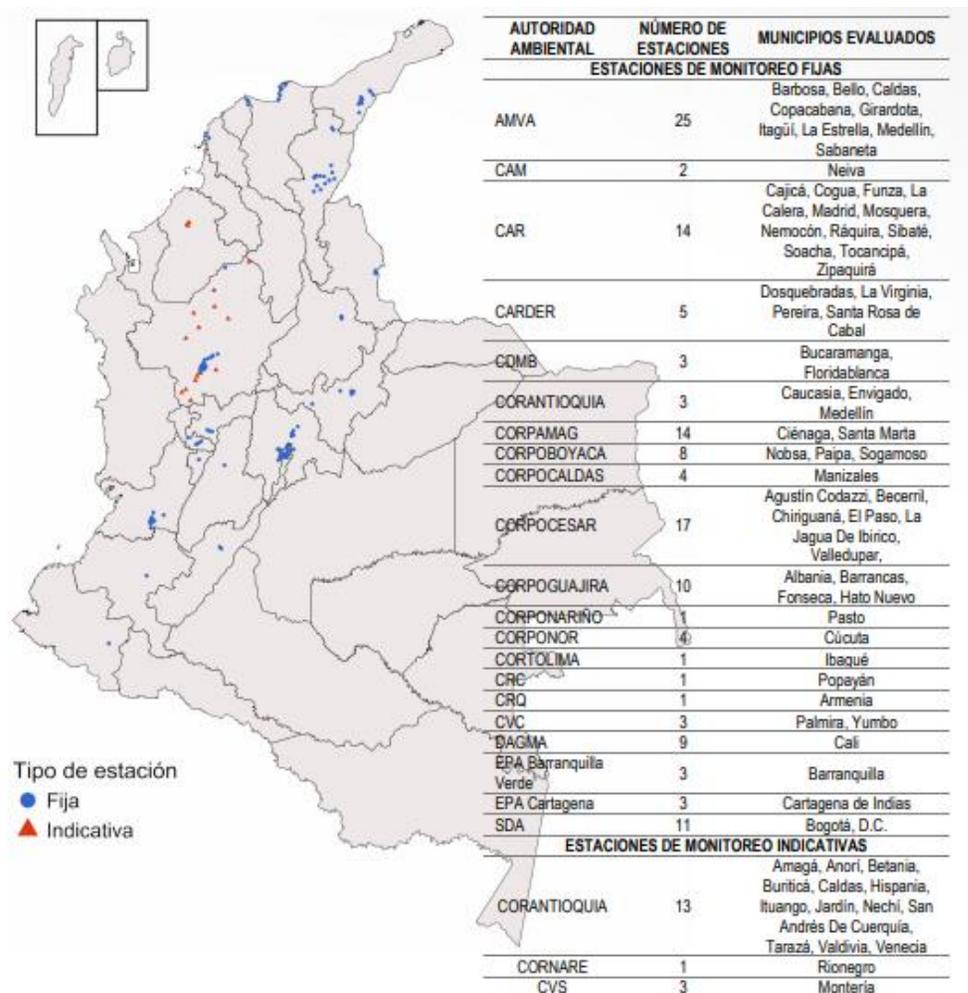


Figura 9. Distribución estaciones de calidad del aire por autoridad ambiental. 2016. Tomado de Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016

4.2.1.1 Área Metropolitana del Valle de Aburrá

El Valle de Aburrá cuenta con una Red de Monitoreo de la Calidad del Aire operada por Área Metropolitana del Valle de Aburrá –AMVA–, para el año 2017 contaba con 35 sitios de medición fijos, distribuidos en 10 municipios (AMVA, 2018b) (Ver Tabla 3).

Tabla 3 Estaciones de la red de monitoreo del AMVA

Estación	Equipos	Localización	Clasificación	Coordenadas (Sistema WGS84)
Hospital San Vicente de Paul	PM ₁₀	Barbosa	Suburbana de fondo	6.439167 -75.336333
Parque de las Aguas	O ₃	Barbosa	Rural de fondo	6.4067135 -75.419487
Torre social	PM _{2.5}	Barbosa	Suburbana de fondo	6.4369602 -75.330451
SOS Aburrá Norte	PM _{2.5} , SO ₂ , NO _x , CO, O ₃	Girardota	Suburbana Industrial	6.3790379 -75.4509125
Institución Educativa Colombia	PM ₁₀	Girardota	Urbana de fondo	6.37852 -75.44398
Hospital Santa Margarita	PM ₁₀	Copacabana		6.352722 -75.50822
Ciudadela Educativa de la Vida	PM _{2.5}	Copacabana	Urbana de fondo	6.34536 -75.50475
Universidad San Buenaventura	PM ₁₀ , NO _x , O ₃	Bello	Suburbana de fondo Urbana de tráfico	6.3306971 -75.56867
I.E. Fernando Vélez	PM _{2.5}	Bello	Urbana de fondo	6.3375502 -75.56780
Secretaría de Ambiente	PM _{2.5}	Bello	Suburbana de fondo	6.3315 -75.556
I.E. Ciro Mendiá	PM _{2.5}	Medellín	Urbana de fondo	6.2934599 -75.556427
Altavista	PM _{2.5}	Medellín	Urbana de fondo	6.22481 -75.61381
Universidad de Medellín	O ₃	Medellín	Suurbana de tráfico	6.23018 -75.60996
Universidad Nacional de Colombia, Núcleo El Volador	PM _{2.5} , NO _x , O ₃	Medellín	Urbana de fondo	6.2633696 -75.5770035
Tanques Miraflores	PM ₁₀ , O ₃	Medellín	Suburbana de fondo	6.229972 -75.549194
Institución Universitaria ITM Robledo	PM ₁₀ , NO _x	Medellín	Suburbana de fondo	6.2755637 -75.5882874
Museo de Antioquia	PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂ , NO _x , CO, O ₃	Medellín	Urbana de fondo	6.2525611 -75.5695801
Éxito San Antonio	PM ₁₀	Medellín	Urbana de tendencia mesoescala	6.2493334 -75.5702515
I.E. Pedro Justo Berrío	PM _{2.5}	Medellín	Suburbana de tráfico	6.2372341 -75.610466
Corantioquia	PM ₁₀	Medellín	Suburbana de tendencia mesoescala	6.2525 -75.586083
Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid	PM ₁₀ , PM _{2.5} , PM ₁ , NO _x , CO	Medellín	Urbana de Tráfico	6.208975 -75.577766
Tanques la Ye	PM _{2.5} y O ₃	Medellín	Suburbana de fondo	6.1825418 -75.55063
Biblioteca Fernando Botero	PM _{2.5}	Medellín	Urbana de fondo	6.2805

Estación	Equipos	Localización	Clasificación	Coordenadas (Sistema WGS84)
				-75.6366
Institución Educativa Inem Santa Catalina	PM _{2.5}	Medellín	Urbana de fondo	6.1997788 -75.56143
Planta de Agua Potable de EPM	PM _{2.5}	Medellín	Urbana de fondo	6.26172 -75.55164
Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Fernando	PM ₁₀	Itagüi	Urbana de tendencia mesoescala	6.193639 -75.591583
Casa de Justicia Itagüi	PM _{2.5} , NO _x	Itagüi	Urbana Industrial	6.1856666 -75.59720609
Colegio El Rosario Sociedad San Vicente de Paul	PM ₁₀	Itagüi	Urbana Industrial	6.189889 -75.6106110
Concejo de Itagüi	PM ₁₀ , PM _{2.5} , O ₃	Itagüi	Suburbana de fondo	6.1684971 -75.6443558
Institución Educativa Maria Goretti	PM ₁₀	La Estrella	Urbana Industrial	6.160917 -75.645
Hospital La estrella	PM _{2.5}	La Estrella	Suburbana de fondo	6.1555305 -75.6441727
Estación metro la Estrella	PM _{2.5} , NO _x , CO	La Estrella	Urbana de tráfico	6.1454778 -75.62141
I.E. Rafael J. Mejía	PM _{2.5}	Sabaneta	Urbana de tendencia mesoescala	6.145477 -75.6214
Caldas - E U Joaquín Aristizabal	PM _{2.5} , PM ₁₀	Caldas	Urbana de tráfico	6.0930777 -75.637764
Corporación Universitaria Lasallista	PM _{2.5} , O ₃	Caldas	Suburbana de fondo	6.09908 -75.63863

4.2.2 Estrategias de control

Entre los principales esfuerzos por la gestión de la calidad del aire, se encuentra la Ley 1205 de 2008, mediante la cual se definió una reducción en el contenido de azufre en el diésel, hasta alcanzar 50 ppm, potenciando la introducción al país de vehículos y tecnologías más eficientes como la euro IV a partir del año 2010 (DNP, 2018a).

En el Valle de Aburrá diferentes programas han sido elaborados e implementados para afrontar la problemática de calidad del aire. El Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica en el Valle de Aburrá-POECA- en el año 2015 fue adoptado oficialmente mediante Acuerdo Metropolitano N°15 del 28 de marzo de 2016. Este plan tiene como objetivo proteger la salud de la población a través del control de PM_{2.5} en episodios especiales (AMVA, 2015).

5 MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente estudio se utilizó el software Environmental Benefits Mapping and Analysis Program Community Edition – BenMAP-CE versión v.1.1 para estimar los impactos de las concentraciones de $PM_{2.5}$ en la salud de la población urbana del Área Metropolitana del Valle de Aburrá – Colombia, en diferentes escenarios. Es un modelo de acceso libre, empleado para estimar los beneficios en la salud y su impacto económico, asociados a cambios en la calidad del aire a través de mapas de población expuesta a niveles de concentración de un contaminante específico, creadas mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). Este software no es un modelo de dispersión y transporte químico de contaminantes, por lo que la información de calidad del aire debe ser ingresada, ya sea como resultado de una modelación previa o como producto del procesamiento de datos de una red de monitoreo (US EPA, 2017a).

Por lo tanto, para cuantificar el impacto en la salud de una población, asociado con su exposición a la contaminación atmosférica se requiere información detallada para ingresar al modelo BenMAP-CE, así: 1) datos de calidad del aire, 2) riesgo estimado mediante estudios epidemiológicos que cuantifican la relación entre la exposición a la contaminación y los efectos en la salud (generalmente, el coeficiente obtenido de estos estudios y el análisis estadístico de la respuesta de un efecto adverso ante el cambio en una unidad de contaminante, es llamado parámetro beta (β)); 3) datos de población expuesta y 4) tasas de incidencia, que son la relación entre número de muertes o enfermedades presentadas y el número total de la población expuesta (Sacks et al., 2018).

5.1 DATOS DE CALIDAD DEL AIRE: CONCENTRACIONES DE $PM_{2.5}$

Para la presente investigación se generó una base de datos diarios de concentración de $PM_{2.5}$ en cada uno de los diez (10) municipios del Valle de Aburrá, para esto se procesaron datos horarios de las siete (7) estaciones automáticas de medición de contaminantes que operaron en el transcurso del año 2016: Girardota (1), Medellín (2), Itagüí (2) y Caldas (1) y los datos diarios de la estación semi-automática de $PM_{2.5}$ en el municipio de Bello (Ver Figura 1). De los cuatro (4) primeros municipios, el periodo de información disponible incluyó datos entre enero-diciembre de 2016 (SIATA, 2016). En el caso de Bello, se contó únicamente con información de los meses de abril-mayo 2016 y octubre-diciembre del mismo año (SIATA, 2016). De otro lado, para Envigado, se procesaron los datos horarios de $PM_{2.5}$ durante los periodos junio-noviembre del año 2015 y enero-abril 2016 (SISAIRE, 2016).

En municipios con dos o más estaciones de monitoreo (Medellín e Itagüí), se identificó el área de influencia de cada una a partir del método de interpolación de Tiessen, empleando un software de información geográfica Arcgis 10.5, generando tres y dos polígonos de estudio, respectivamente.

En vista de que no se contó con información de $PM_{2.5}$ en el año de estudio para los municipios de Barbosa, Copacabana y Sabaneta, se procedió a realizar un análisis estadístico con el cual se determinó la fracción del PM_{10} que corresponde a $PM_{2.5}$ ($PM_{2.5}/PM_{10}$). En este sentido, y debido a que los municipios no contaban con estaciones de monitoreo de ambos contaminantes de manera simultánea, se conformaron pares de estaciones considerando las siguientes características: a) la localización geográfica (ubicación en zonas suburbanas con distancias inferiores a 500 m) b) la representatividad de los datos medidos en cada una, evaluada en función de la clasificación establecida por el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire (PMSCA) (MAVDT, 2010b).

La metodología de imputación de las concentraciones de $PM_{2.5}$, consistió en procesar los datos diarios de PM_{10} de las estaciones manuales de Hospital San Vicente de Paul - Barbosa (HSP), Hospital Santa Margarita - Copacabana (HSM) y Centro Administrativo Municipal - Sabaneta (CAMS) para el periodo enero 2017 – abril 2018, en el caso de las dos primeras estaciones y noviembre 2017 - enero 2018 en la estación ubicada en Sabaneta. Del mismo modo se procesaron los datos horarios de $PM_{2.5}$ en las estaciones automáticas Torre Social-Barbosa (TS), Ciudadela Educativa La Vida-Copacabana (CELV) e Institución Educativa José Félix de Restrepo – Sabaneta (IEJ). Se determinaron las fracciones de $PM_{2.5}/PM_{10}$ para cada día donde se tuviera registro válido de ambos contaminantes (68, 66 y 29 datos diarios en las estaciones Barbosa, Copacabana y Sabaneta, respectivamente), para luego, calcular el promedio aritmético. La significancia estadística de dichas fracciones fue validada por medio del coeficiente de correlación de Pearson (r) y el coeficiente de determinación (R^2).

En cuanto a La Estrella, esta no contaba con estaciones de monitoreo que permitieran realizar el análisis de correlación ($PM_{2.5}/PM_{10}$), por lo cual se procesaron los datos horarios de concentración de $PM_{2.5}$ medidos en el periodo agosto 2017 - junio 2018.

La concentración de fondo de $PM_{2.5}$ utilizada para el estudio fue de $5 \mu g/m^3$, concentración obtenida a partir del procesamiento de datos horarios de la estación Torre Social en Barbosa (septiembre 2017 - abril 2018). Estación que se encuentra ubicada en el extremo norte del AMVA, vientos arriba de las principales fuentes de emisión del área metropolitana y de las demás estaciones de la red de monitoreo.

5.2 FUNCIONES DE IMPACTO EN LA SALUD (FIS)

Los efectos de la contaminación sobre la salud de las poblaciones son estimados por medio de funciones de impacto en la salud (FIS), cuya forma está basada en la evaluación estadística realizada a partir de diferentes estudios epidemiológicos para obtener el riesgo relativo (RR) y el parámetro beta (β).

Con base en lo anterior, existen dos (2) tipos de exposición a $PM_{2.5}$ que pueden generar mortalidad prematura y que son evaluados en los estudios epidemiológicos: *Corto plazo* y *Largo*

plazo, el primero considera el exceso de mortalidad ocasionado en el mismo día o en pocos días después de la exposición y el segundo considera la mortalidad asociada a una exposición de un año o más (US EPA, 2017b). Si bien es cierto el método estadístico más común para las FIS es la regresión lineal y log-lineal (Ecuación 1), en el presente estudio fueron usadas también funciones de impacto en la salud con el método de regresión logística (Ecuación 2).

$$\Delta Y = \left(1 - \frac{1}{e^{\beta * \Delta PM}}\right) * Y_o * P$$

Ecuación 1 Forma log-lineal

$$\Delta Y = \left(1 - \frac{1}{(1 - Y_o) * e^{\beta * \Delta PM} + Y_o}\right) * Y_o * P$$

Ecuación 2 Forma log-lineal

Donde ΔY es el impacto en la salud atribuido a la contaminación atmosférica, β es el efecto estimado derivado del riesgo relativo (RR) asociado con un cambio en la exposición (ecuación 3), ΔPM corresponde al cambio en la calidad del aire, Y_o es la línea base de la tasa de incidencia para un grupo poblacional e impacto en la salud específico y P es la población expuesta a la contaminación.

$$\beta = \ln RR / \Delta Q$$

Ecuación 3 Forma log-lineal

Donde ΔQ se refiere al cambio en la calidad del aire que el estudio epidemiológico utilizó para la estimación del RR, la literatura sugiere $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ cuando se trata de partículas (Andreño et al., 2018).

La elección de las funciones FIS y sus parámetros son uno de los puntos críticos a la hora de utilizar el modelo BenMAP y estimar los impactos de la exposición a un contaminante en la salud de la población, dado que la mayoría de las que se conocen, han sido desarrolladas en Estados Unidos y Europa, cuyas características poblacionales (densidad, tasas de mortalidad, coeficiente Gini, índice de calidad de vida, etc.), particularidades de la calidad del aire (en términos de concentración y composición del $\text{PM}_{2.5}$) y condiciones meteorológicas, difieren significativamente con las encontradas para América Latina y en particular en Colombia.

Para la selección de funciones se realizó una búsqueda inicialmente local y regional en la cual se consideraron aspectos como a) la disponibilidad de información de salud (criterios de valoración o impactos sobre esta) y de población urbana del Valle de Aburrá, concordante con los grupos etarios evaluados en los estudios epidemiológicos; b) el tiempo de exposición a las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ (priorizando aquellas de largo plazo), c) control de covariables ecológicas como: exposición a otros contaminantes, condiciones socioeconómicas, consumo de tabaco, entre otras, d) concentraciones promedio anuales de $\text{PM}_{2.5}$ similares al Valle de Aburrá y e) grupos etarios que abarcaran toda la población objeto de estudio.

Debido a la ausencia de funciones que describan la respuesta de la exposición a largo plazo a $PM_{2.5}$ y la mortalidad en Colombia o en América Latina, y considerando los criterios descritos anteriormente, se seleccionaron las funciones y parámetros de Krewski et al., (2009), relacionados con mortalidad por Todas las Causas (TC) (naturales y no naturales), Enfermedad Isquémica del Corazón (EIC) (ICD-10: I20-I25) y Cáncer de Pulmón (CP) (ICD-10: C34) y los de Woodruff et al., (2006) para mortalidad por Todas las Causas en niños menores a 1 año (Ver Tabla 4).

Las funciones de Krewski et al., (2009) fueron obtenidas del análisis de los datos recopilados por la Sociedad Americana contra el cáncer en su estudio de prevención del cáncer II (CSP-II, por sus siglas en inglés), estudiados por Pope et al. (1995) y Pope et al. (2002). Se incluyeron 18 años de información en 160 ciudades de Estados Unidos, considerando 44 covariables ecológicas para relacionar la exposición a $PM_{2.5}$ de adultos entre 30 y 99 años, con las muertes prematuras por TC, Enfermedad cardiopulmonar, EIC y CP. La concentración promedio anual histórica fue de $20 \mu g/m^3$, con rangos entre 9.00 a $33.5 \mu g/m^3$. Por su lado, Woodruff et al., (2006), realizaron un estudio caso-control en California (Estados Unidos), para identificar la relación entre $PM_{2.5}$ y mortalidad en niños entre 0 y 1 año ocasionada por TC. Las concentraciones anuales de $PM_{2.5}$ registradas estuvieron entre 13.4 - $23.6 \mu g/m^3$ (ver Tabla 4).

Considerando la concentración promedio anual obtenida en el Valle Aburrá de $33 \mu g/m^3$ (según el último reporte de la Autoridad Ambiental (AMVA, 2017a) y las condiciones de calidad del aire históricas encontradas en los estudios de Krewski et al., (2009), Woodruff et al., (2006), la selección de las funciones de impacto en la salud, permite situar nuestra zona de estudio en un contexto similar al de estudios internacionales. Aunque las implicaciones de usar funciones de estudios realizados en otros países, no son evaluadas en esta investigación, es importante destacar que estas son comúnmente usadas por la comunidad científica debido a que provienen de investigaciones con análisis estadístico robusto.

Tabla 4. Estudios epidemiológicos que relacionan la exposición a largo plazo a $PM_{2.5}$ con muertes prematuras

Criterio de valoración o efecto en la salud	Autor	Zona de estudio	Edad (Años)	Beta	Error estándar	Forma
Mortalidad por CP	Krewski et al. (2009)	116 ciudades de Estados Unidos	30-99	0.013103	0.003795	Log-linear
Mortalidad por EIC				0.021511	0.002058	Log-linear
Mortalidad por TC				0.005827	0.000963	Log-linear
Mortalidad por TC	Woodruff et al. (2006)	204 condados de California, Estado Unidos	0 - 1	0.006766	0.007339	Logística

5.3 POBLACIÓN EXPUESTA Y TASAS DE INCIDENCIA

Se procesaron los datos de información de la población urbana de cada municipio del Valle de Aburrá para los años 2007 a 2016 y, las proyecciones para los años 2020 y 2030 (DANE, 2005), considerando, de acuerdo con las FIS seleccionadas, el grupo poblacional de los niños menores a 1 año y el grupo de adultos entre 30 y 99 años.

En el cálculo de las tasas de incidencia, se procesaron las bases de datos provenientes de la Secretaría Seccional de Salud y Protección Social de Antioquia (DSSA, 2016) de los casos diarios de muertes registradas para cada municipio en el año 2016 en poblaciones entre 0 y 1 año (debidas a TC naturales y no naturales) y entre 30 y 99 años (debidas a CP, EIC y TC naturales y no naturales), obteniendo el número de muertes para cada criterio de valoración que posteriormente fue dividido por el total de personas dentro de cada intervalo etario. El mismo procedimiento se realizó para los datos de población y salud de los años 2007 a 2015, con el fin de obtener un promedio anual de las tasas de incidencia para los últimos 10 años y utilizarlo luego en los escenarios propuestos 1, 2 y 3 (Ver Tabla 5).

Tabla 5. Tasas de incidencia de mortalidad anual por cada 10,000 habitantes

<i>Municipio</i>	<i>Tasas de incidencia de mortalidad por cada 10,000 habitantes</i>							
	<i>Todas las causas (TC)</i>				<i>Cáncer de pulmón (CP)</i>		<i>Enfermedad isquémica del corazón (EIC)</i>	
	<i>Población <1 año</i>		<i>Población > 30 años</i>		<i>Población > 30 años</i>		<i>Población > 30 años</i>	
	<i>2016</i>	<i>Promedio 10 años</i>	<i>2016</i>	<i>Promedio 10 años</i>	<i>2016</i>	<i>Promedio 10 años</i>	<i>2016</i>	<i>Promedio 10 años</i>
<i>Barbosa</i>	22.57	37.95	103.21	105.63	1.89	5.14	13.26	16.43
<i>Girardota</i>	17.57	35.62	63.88	69.83	2.58	2.83	9.03	12.29
<i>Copacabana</i>	37.78	46.10	79.10	73.06	3.60	3.67	12.88	13.72
<i>Bello</i>	31.52	53.51	77.43	75.51	4.04	3.68	11.70	12.35
<i>Medellín</i>	71.34	93.40	82.33	80.47	3.95	3.68	12.38	12.95
<i>Itagüí</i>	49.17	48.42	81.32	85.86	3.52	4.17	13.13	16.05
<i>Envigado</i>	19.89	37.81	85.67	86.91	3.49	4.04	14.97	15.61
<i>Sabaneta</i>	70.09	72.13	115.05	91.84	5.38	4.39	17.38	13.85
<i>La Estrella</i>	16.95	41.94	145.57	138.52	5.73	5.88	22.92	24.30
<i>Caldas</i>	11.25	44.06	76.18	89.43	5.53	4.55	11.37	13.84

5.4 ESCENARIOS DE SIMULACIÓN

Además de la línea base (año 2016), en la investigación se evaluaron tres escenarios proyectados a 2020 y 2030. Se realizó la simulación de la línea base de 2016, con las tasas de incidencia

correspondientes a dicho año, para establecer los casos de muertes asociados a la calidad del aire en términos de la concentración del PM_{2.5}.

Luego, para el escenario 1 (año 2020) se estimaron los casos de muertes asociados a las concentraciones proyectadas de PM_{2.5} para el año 2020 (utilizando las tasas de incidencia promedio anual), donde no se contempló la implementación de medidas de prevención o control de emisiones de este contaminante (comúnmente denominada Business as usual - BAU). Para ello, se generó una condición de calidad del aire considerando un aumento del 23.64% con relación a las concentraciones de PM_{2.5} registradas en el año 2016. Esta estimación fue realizada por la autoridad ambiental como parte del PIGECA, utilizando datos históricos e implementando un Sistema de Modelización Atmosférica (SMA), el cual está compuesto por el Modelo de Emisiones del Área Metropolitana (MODEAM), el modelo de emisiones Long-range Energy Alternatives Planning System (LEAP), el modelo meteorológico Brazilian Regional Atmospheric Modeling System (BRAMS) y el Comprehensive Air Quality Model with Extensions (CAMx) (AMVA, 2017a).

En el escenario 2 (año 2030), se estimaron los casos de muertes asociados a las concentraciones de PM_{2.5} proyectadas al año 2030 (utilizando las tasas de incidencia promedio anual). En este escenario se generó una condición de calidad del aire similar a la del escenario 1, considerando un incremento de 108.18% con relación a las concentraciones anuales de PM_{2.5} registradas en el año 2016 (AMVA, 2017a, Figura 138).

Para el caso del escenario 3, se estimaron los casos de muertes asociados con las concentraciones de PM_{2.5} para el año 2030 (utilizando las tasas de incidencia promedio anual); pero se consideró la implementación de las medidas de prevención más importantes del Eje Temático 3 del PIGECA (relacionado con la reducción del impacto ambiental de los viajes motorizados y la promoción de un modelo de movilidad más eficiente) el cual representaría una reducción de emisiones de 3413 toneladas de PM_{2.5} (78.5% de la reducción proyectada por estas fuentes de emisión). Esta estrategia cuenta con cuatro medidas principales: a) mejorar la calidad del combustible; b) implementar de estándares de emisión vehicular más estrictos; c) expandir, fortalecer, fomentar y modernizar el transporte público; y d) crear políticas para reducir el impacto ambiental del parque automotor (motocicletas, transporte de carga y volquetas) (AMVA, 2017b). La condición de calidad del aire para este tercer escenario incluyó una estimación de control de 46.06% en las concentraciones anuales de PM_{2.5} ingresado al modelo BenMAP. Este porcentaje de control se estableció con base en las estimaciones de emisiones de PM_{2.5} totales para dicho año y la reducción de emisiones esperada con la implementación de las medidas y la función lineal entre la emisión y la concentración (AMVA, 2017c, Figura 36 de la referencia).

En todos los escenarios se seleccionó en el modelo BenMAP la metodología de simulación numérica Monte Carlo, generando intervalos con 95% de confianza alrededor del promedio de los casos de muertes calculados para los criterios de valoración. Cada causa de mortalidad del modelo elige valores aleatorios de la distribución de probabilidad de los parámetros de las FIS (β y error estándar de β), para finalmente calcular el número de casos. Este proceso se realiza 5000 veces,

generando una distribución de los casos de muertes asociados a contaminación atmosférica (Chen et al., 2017b). Los casos de mortalidad fueron estimados considerando un valor límite admisible anual de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que corresponde con el valor mínimo para el cual las causas de mortalidad evaluadas han evidenciado incrementos con más del 95% de confianza en respuesta a la exposición a largo plazo (WHO, 2006). Por lo anterior, se consideró únicamente la fracción de las concentraciones anuales por encima de este valor.

6 RESULTADOS

6.1 CALIDAD DEL AIRE: CONCENTRACIONES DE PM_{2.5}

A partir del método de interpolación de Thiessen se identificó, de acuerdo a la cantidad de estaciones de monitoreo de calidad del aire en un mismo municipio cual era el área de influencia correspondiente a cada una de las estaciones, en Medellín, el método arrojó tres polígonos de la siguiente manera, el polígono ubicado en la zona norte del municipio corresponde al área de influencia de la estación Universidad Nacional, y corresponde al 48.81% % del área Urbana de este municipio, el polígono central corresponde a la estación Museo de Antioquia con el 36.08% del territorio, y el polígono de la zona sur a la estación Tanques la Ye con el 15.11% del territorio, siendo el polígono de la zona centro el que presentó el promedio anual más alto de PM_{2.5} en este municipio para la línea base, mientras que el municipio de Itagüí se dividió en dos polígonos, el noroccidental, el cual abarca el 66.24% del área de estudio de este municipio y está asociado a los datos de calidad del aire de la estación Casa de Justicia Itagüí, y el segundo con el 33.76% del área de estudio de este municipio que corresponde al área de influencia de la estación Colegio Concejo de Itagüí, la cual presentó un promedio anual de PM_{2.5} para la línea base más bajo que la otra estación.

En la Tabla 6 se presenta las relaciones PM_{2.5}/PM₁₀ calculadas para los municipios de Barbosa, Copacabana y Sabaneta, y los respectivos coeficientes de correlación Pearson (r) y determinación (R^2). En todos los casos el coeficiente de Pearson (r) fue superior a 0.83 y el coeficiente de determinación (R^2) superior a 0.69, lo que indica que para los tres municipios se tuvo una correlación lineal positiva, estadísticamente significativa, entre las concentraciones de PM_{2.5} y PM₁₀. Basado en lo presentado por Echeverri y Maya (2008), puede afirmarse que ambos contaminantes obedecen al mismo fenómeno y que los valores de PM_{2.5} podrían estimarse mediante las relaciones calculadas y los registros observados de PM₁₀. Las fracciones PM_{2.5}/PM₁₀ encontradas en el análisis estadístico, están dentro del intervalo 0.5 a 0.8, establecido en la Guía de Calidad del Aire de la OMS para atmósferas urbanas (OMS, 2006), y concuerda con el valor utilizado por Larsen (PM_{2.5}/PM₁₀ = 0.6) para el AMVA en el año 2004.

Tabla 6. Relaciones PM_{2.5}/ PM₁₀ y coeficientes de correlación para los municipios de Barbosa, Copacabana y Sabaneta

<i>Municipio</i>	<i>Estación PM_{2.5}</i>	<i>Estación PM₁₀</i>	<i>Relación PM_{2.5}/ PM₁₀</i>	<i>Coficiente Pearson (r)</i>	<i>R²</i>
Barbosa	Torre Social - TS	Hospital San Vicente de Paul - HSP	0.584	0.840	0.705
Copacabana	Ciudadela Educativa la Vida - CELV	Hospital Santa Margarita - HSM	0.549	0.832	0.693
Sabaneta	I.E José Félix Restrepo - IEJ	Centro Administrativo Municipal - CAMS	0.513	0.845	0.715

Las concentraciones de $PM_{2.5}$ registradas en las estaciones de Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Envigado, Sabaneta y la Estrella fueron inferiores al nivel máximo permisible ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ promedio anual) establecido en la Resolución 2254 de 2017 (MinAmbiente, 2017). Las demás estaciones superaron este nivel. En el escenario 1 (2020), Barbosa y La Estrella presentan concentraciones anuales menores a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y para el escenario 2 (2030) ninguna de las estaciones evaluadas cumplió con el límite permisible establecido para este contaminante en Colombia (MinAmbiente, 2017). Los dos municipios que presentaron las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$ en los tres escenarios evaluados fueron: Medellín (zona centro y norte) y Caldas. El municipio de Medellín presentó en la zona centro concentraciones de $39.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2016), $48.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2020) y $82.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2030); y en la zona norte $33.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2016) $41.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2020) y $69.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2030). Estos niveles están relacionados con la localización de las estaciones evaluadas (la primera ubicada en el centro de la capital del departamento de Antioquia, el cual es altamente concurrido con aproximadamente 1'354,000 visitantes al día y la segunda cerca de una vía de alto flujo vehicular). Por su parte, Caldas presentó concentraciones de $33.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2016) $41.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2020) y $70.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2030), condición que se debe a las emisiones generadas en la zona de influencia de la estación y al transporte de este contaminante desde municipios vecinos ubicados vientos arriba (norte) del AMVA (Ver Figura 10).

Por otro lado, las menores concentraciones se registraron en La Estrella, localizada en el sur, con: $18.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2016), $22.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2020) y $38.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2030); y Barbosa ubicada en el extremo norte del Valle de Aburrá arrojó concentraciones de $19.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2016), $23.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2020) y $39.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2030). Según la clasificación de la estación adoptada en el PIGECA (estación de fondo) y debido a su ubicación vientos arriba de las principales fuentes de contaminación, las concentraciones registradas en Barbosa son bajas respecto a los otros municipios de Valle de Aburrá (Ver Figura 10). En el escenario 3 (año 2030), en el cual se evaluó la reducción del 46.06% de las concentraciones de este contaminante en relación con el escenario 2, se observa que las 13 estaciones de monitoreo evaluadas superan el nivel máximo permisible para $PM_{2.5}$, con una concentración promedio anual máxima registrada en el centro del municipio de Medellín ($48.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

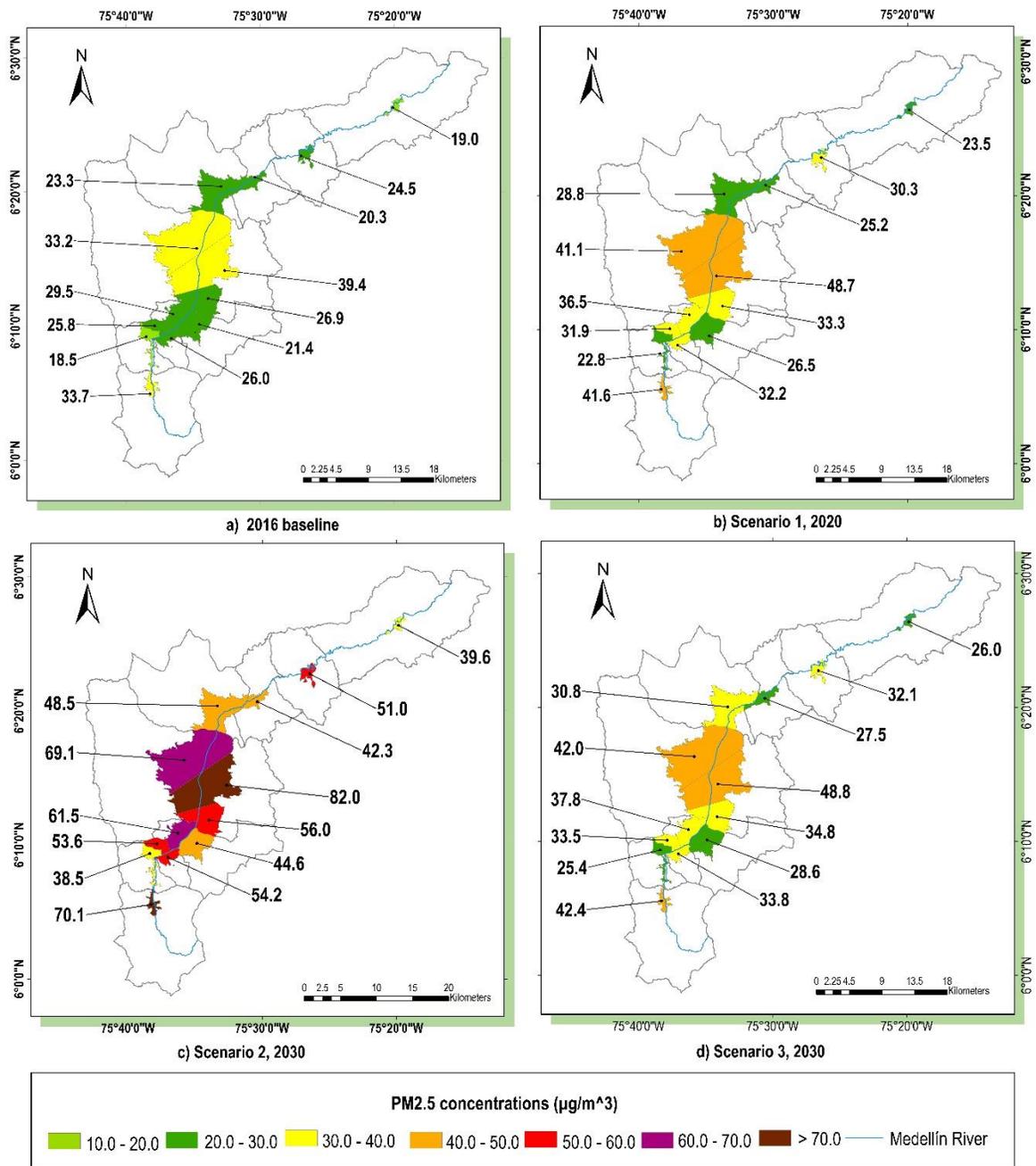


Figura 10. Concentraciones promedio anuales de PM_{2.5}: A) Línea base 2016; B) Escenario 1, 2020; C) Escenario 2, 2030; y D) Escenario 3, 2030.

6.2 Impactos en la salud

En las Figura 11, Figura 12 y Figura 13 se presentan los resultados para la línea base 2016 y los tres escenarios evaluados, en términos de los casos de mortalidad asociados a las concentraciones de PM_{2.5} en cada municipio del AMVA, por TC (en niños entre 0 y 1 año y adultos entre 30 y 99

años), EIC y CP (en adultos entre 30 y 99 años), respectivamente. Así mismo la Figura 14 presenta la totalidad de muertes asociadas a $PM_{2.5}$ en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá por tipo de mortalidad.

De acuerdo con los resultados calculados a partir de la suma de las estimaciones entregadas por el modelo BenMap para cada municipio que compone el Área Metropolitana, del total de muertes (264 casos) por todas las causas (TC) en menores de 1 año presentadas en el año 2016 en el AMVA, el 12.55 % (33 casos) estuvieron relacionadas con las concentraciones de $PM_{2.5}$. Asimismo, de 16,899 muertes en adultos mayores de 30 años, el 11.66% (1,971 casos) están asociados al contaminante $PM_{2.5}$. El porcentaje de casos de mortalidad por CP y EIC asociados a $PM_{2.5}$ fueron 24.10% (194 casos) y 36.12% (932 casos), respectivamente (Ver Figura 14).

Consecuente con los resultados presentados en numeral 6.1, Medellín (zonas centro y norte) y Caldas que arrojaron las concentraciones de $PM_{2.5}$ promedio anuales más altas, presentaron el mayor porcentaje de casos de mortalidad en las tres causas estudiadas y asociadas a la exposición a este contaminante. En la zona centro de Medellín de las 4,307 muertes en adultos por todas las causas 15.70% (676 casos; Intervalo de Confianza -IC: 470.29 - 873.06) estuvieron asociadas a la contaminación por $PM_{2.5}$. En la zona norte de este mismo municipio de las 5,826 muertes por AC en adultos, 12,63% (736 casos; IC: 508.65 - 954.76) estuvo relacionada con contaminación atmosférica. En el municipio de Caldas, de las 248 muertes por AC en adultos, 12.90% (32 casos; IC: 22.04-41.34) estuvieron asociadas a $PM_{2.5}$. La contaminación en Caldas estuvo asociada a mortalidad por LC en 27.78% de los casos (5 casos; IC: 2.25-6.92) y a IHD en 40.54% de los casos (15 casos; IC: 12.52-16.77). De todos los municipios, La Estrella tuvo los porcentajes de asociación más bajos, con 4.72% (12 casos; IC: 8.33-16.07) de AC, 10.00% (1 caso; IC:0.47-1.6) de LC y 17.50% (7 casos; IC:5.51-7.79) para IHD.

Los demás municipios tuvieron porcentajes de asociación por debajo de 10.70%, 25.00%, 33.94% para TC, CP y EIC, respectivamente (Ver Tabla A.1 Material Suplementar).

6.2.1 Escenario 1 (año 2020)

Sumando los resultados promedio de cada municipio arrojados por el modelo BenMAP, se encontró que el porcentaje de muertes infantiles (0 y 1 año) por TC asociadas a las concentraciones de $PM_{2.5}$ en 2020 en todo el AMVA, sería de 15.82%, lo cual corresponde a 56 casos. Es importante resaltar que, según las estimaciones del DANE para el año 2020, la población en este grupo etario disminuirá aproximadamente de 5.6% en Copacabana, 5.4% en Medellín, 1.6% en Sabaneta y 1,5% en Caldas. Al establecer que las tasas de incidencia para año 2020 corresponden al promedio de los últimos 10 años, las muertes totales en adultos en el AMVA estarían dadas por: TC 17,962 casos, CP 834 casos y EIC 2,957 casos, de los cuales, de acuerdo a la sumatoria de los promedios de cada municipio estimados por BenMAP, el 15.30% por TC, 30.46% por CP y 45.01% por EIC, estas muertes estarían asociadas a las concentraciones de $PM_{2.5}$ (Ver Tabla A.2. Material Suplementar).

Igual que en la línea base 2016, para el año 2020 los municipios de Medellín (zona centro y norte) y Caldas presentarán los mayores porcentajes de casos de mortalidad (en las tres causas estudiadas) asociados a la exposición a $PM_{2.5}$. En la zona centro de Medellín de las 4,504 muertes en adultos por todas las causas 20.14% (907 casos; IC: 636.24 – 1161.89) estarán asociadas a la contaminación por $PM_{2.5}$. Del total de muertes por LC y IHD, 39.32% (81 casos; IC: 40.42-112.83) y 56.41% (409 casos; IC: 356.27-455.22) estarán asociadas a la exposición a $PM_{2.5}$. En la zona norte de este mismo municipio de las 6,094 muertes por todas las causas en adultos, 16.51% (1,006 casos; IC: 701.22-1297.87) estuvo relacionada con contaminación atmosférica. En el municipio de Caldas los porcentajes de asociación para TC en adultos, LC y IHD serán 16.83% (53 casos; IC: 36.89-68.22), 31.25% (5 casos; IC: 2.63-7.67) y 48.98% (24 casos; IC: 20.71-27.03), respectivamente. La Estrella tendrá los porcentajes de asociación más bajos para TC y IHD, con 7.19% (20 casos; IC: 13.72-26.23) y 24.49% (12 casos; IC: 9.81-13.65) respectivamente. Para CP Copacabana presentará el menor porcentaje (14.29%, correspondiente a 2 casos; IC:1.13-3.7) (Ver Tabla A.2. Material Suplementar).

6.2.2 Escenario 2 (año 2030)

De acuerdo con los resultados arrojados por el modelo, los porcentajes de asociación de los niveles de contaminación por $PM_{2.5}$ con las muertes en adultos para el año 2030 serían; TC: 27.01% (5,867 casos), CP: 49.31 % (497 casos) y EIC: 67.53 % (2,415 casos). En los casos de mortalidad por TC en niños, el porcentaje de asociación arrojó como resultado 24.58% (59 casos).

Nuevamente, los municipios con mayor porcentaje de muertes asociadas a $PM_{2.5}$ en 2030 serían Medellín y Caldas. Según las estimaciones realizadas en la presente investigación para el escenario 2 (año 2030), en la zona centro de Medellín de las 5,313 muertes por AC en adultos que ocurrirán, 34.11% (1,812 casos; IC: 1,310.82-2,263.12) podrían estar asociados a las concentraciones de $PM_{2.5}$. Del total de muertes por LC y IHD, 59.67% (145 casos; IC: 81.13-187.43) y 78.60% (672 casos; IC: 612.13-719.31) estarán asociadas a la exposición a $PM_{2.5}$

En este escenario, los porcentajes de asociación para el municipio de Caldas serían de 29.27% (113 casos; IC: 81.21-142.99), 50% (10 casos; IC: 5.65-13.92) y 71.67% (43 casos; IC: 38.79-46.82), para mortalidad por AC, LC y IHD, respectivamente. La Estrella tendrá los porcentajes de asociación más bajos para TC, con 15.12% (62 casos; IC: 43.43-80.75). Para LC, Barbosa presentaría los porcentajes más bajos (25.00%, correspondiente a 2 casos; IC: 1.16-12.82).

Finalmente, para EIC, La Estrella y Barbosa tendrán los menores 45.83% (11 casos; IC:9.76-12.82) y 45.83% (33 casos; IC:28.16-37.14), respectivamente (Ver Tabla A.3 Material suplementar).

6.2.3 Escenario 3 (año 2030 con medidas de prevención PIGECA)

En este escenario, en el AMVA se podrían evitar 55.93% de los casos de mortalidad infantil por TC asociados al PM_{2.5} con la implementación de las medidas descritas en el apartado 5.4. y 50.33%, 55.73% y 60.87% de los casos de mortalidad en adultos por TC, CP y EIC, respectivamente, en relación a los casos evidenciados en el escenario 2 (año 2030) (Ver Figura 14).

Los casos de muertes por EIC podrían evitarse desde un 52.94% (18 casos; IC: 15.43-21.31) en Copacabana y 52.94% (9 casos; CI: 7.93-10.8), hasta un 64,73% (435 casos; IC: 376.06-488.6) en el centro de Medellín, siendo este el mayor porcentaje de muertes evitadas en adultos. Asimismo, para mortalidad por CP, el porcentaje de casos que podrían ser evitados estarán entre 33.33% (1 caso; IC: 0.66-2.09) en Girardota y 60.00% en la Estrella (3 casos; IC: 1.24-4.1) y 60.00% en Caldas (6 casos; IC: 2.84-8.51). Para TC en adultos, se evitarían entre el 48.00% (12 casos; IC: 8.12-15.50) en Babosa y 51.38% (931 casos; IC: 649.99-1,198.61) en el centro de Medellín. (Ver Figura 14 y Tabla A.3 Material suplementar).

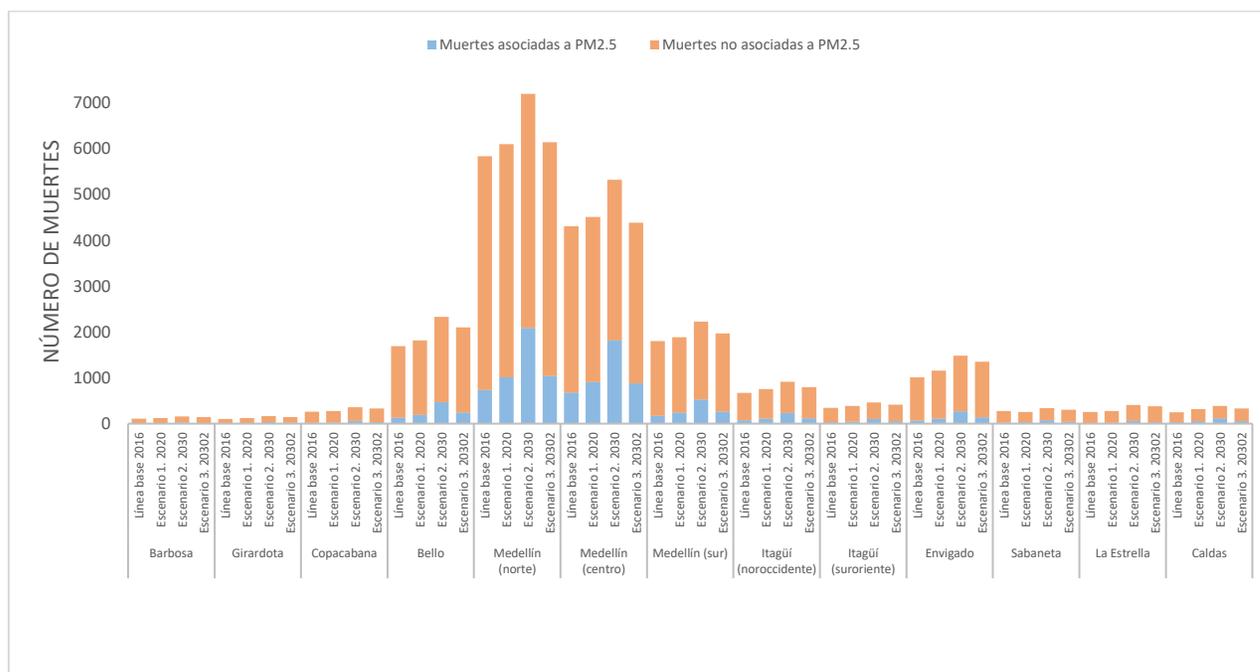


Figura 11. Casos de mortalidad por TC en adultos asociados a PM_{2.5}

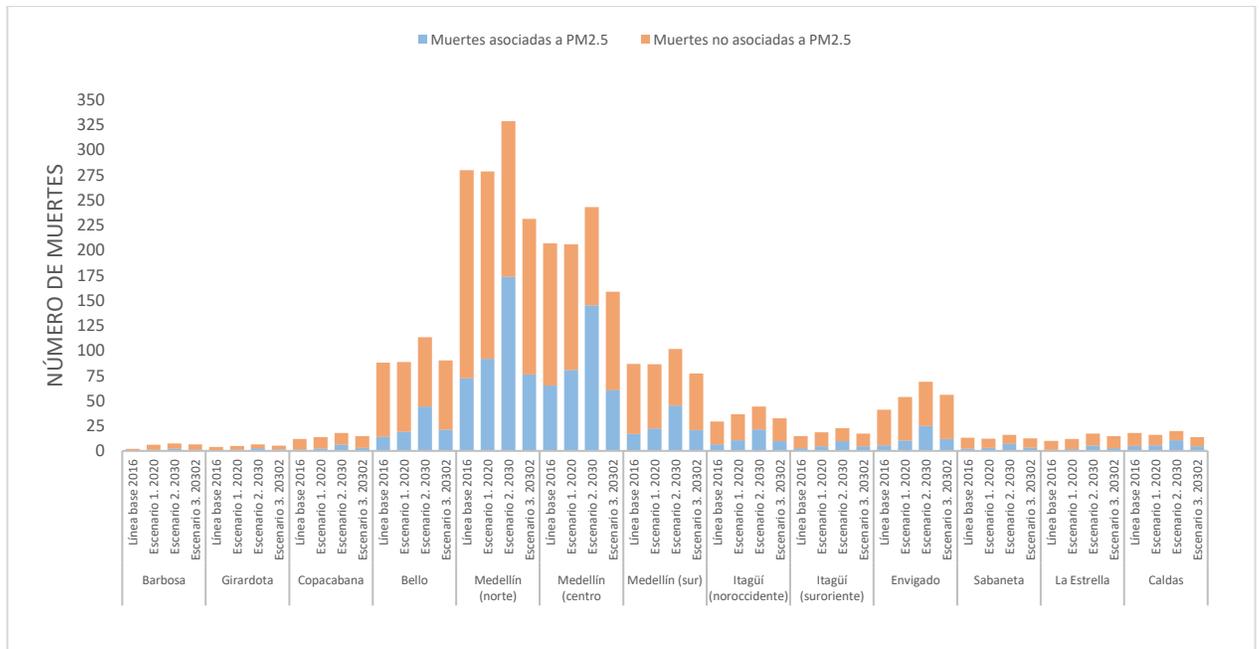


Figura 12. Casos de mortalidad por CP asociados a PM_{2.5}

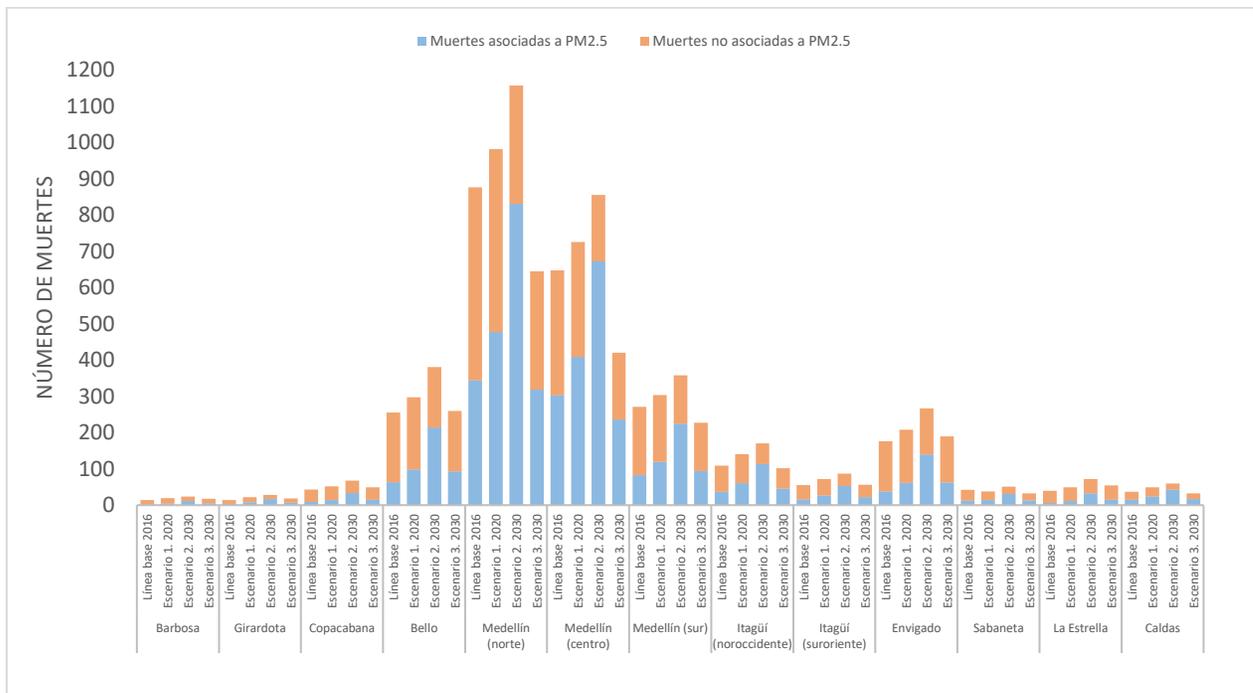
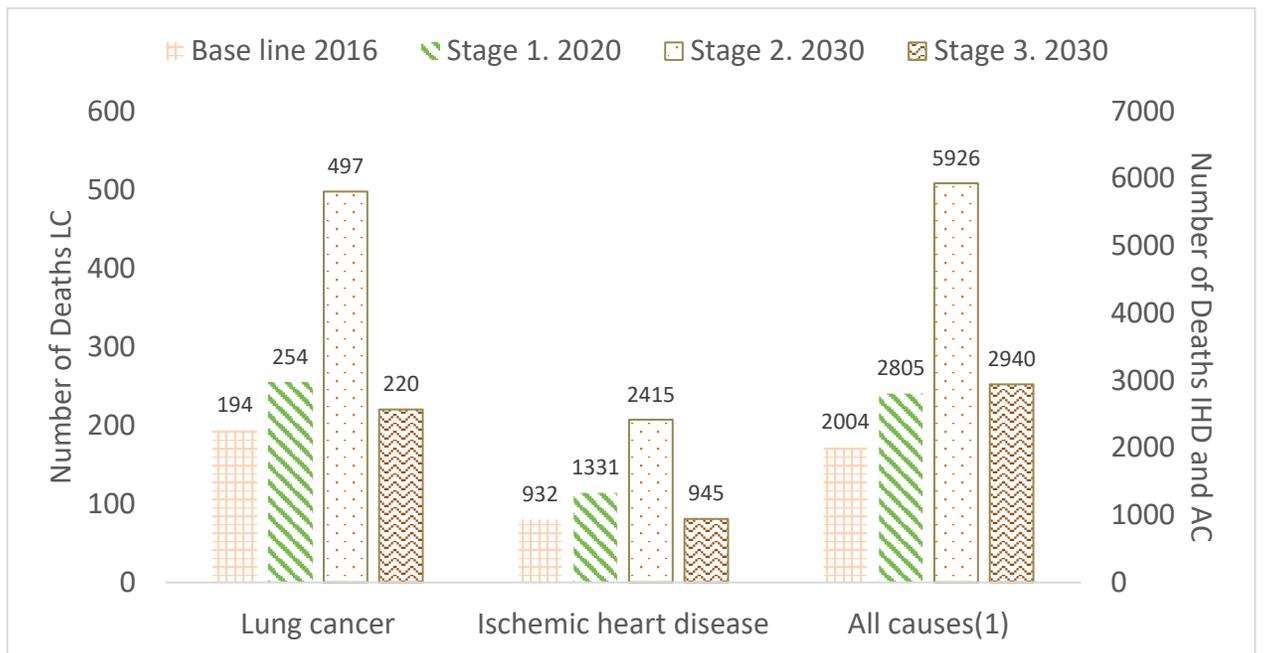


Figura 13. Casos de mortalidad por EIC asociados a PM_{2.5}



(1) Se refiere a mortalidad por Todas las Causas en niños entre 0 y 1 año y en adultos entre 30 y 99 años

Figura 14. Número de muertes asociadas a $PM_{2.5}$ en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, estimadas en el año 2016 y en los 3 escenarios planteados.

7 CONCLUSIONES

En el AMVA ninguna de las estaciones de monitoreo, para la línea (2016) y para los escenarios objeto de estudio (2020 y 2030), cumple con el valor establecido en la guía de la OMS para concentración promedio anual de $PM_{2.5}$ ($10 \mu g/m^3$) (OMS, 2006).

Los resultados del modelo BenMap permiten estimar, que en el AMVA el número de muertes entre el año 2016 (línea base) respecto al escenario 2 (2030 sin medidas de control) tendrían un incremento de 156% en casos por CP, asociadas a niveles de $PM_{2.5}$ en el aire. Situación similar se presenta en los casos de muerte por EIC, donde el incremento sería de 159%, entre los años 2016 y 2030.

De acuerdo a los resultados calculados a partir de la suma de las estimaciones entregadas por el modelo BenMap para cada municipio que compone el Área Metropolitana, en el año 2016 (línea base), de las 17,163 muertes ocurridas por TC, 2004 estuvieron relacionadas a la contaminación atmosférica ($PM_{2.5}$). Igualmente, de las 805 por CP y de las 2580 por EIC, se estimó que 194 y 932 fueron asociadas a $PM_{2.5}$, respectivamente. Para el año 2030 (escenario 2), de las 21,958 muertes que podrían ocurrir en el AMVA, 5,926 estarían asociadas a $PM_{2.5}$. Con un decrecimiento del 78.5% en la emisión de $PM_{2.5}$ proveniente de fuentes móviles (correspondiente a una reducción estimada de 46.06% en las concentraciones ambientales), 2,896 muertes por TC podrían evitarse, así como 1,470 muertes por EIC y 277 por CP.

Entre los diez municipios del AMVA, Medellín y Caldas tuvieron los mayores porcentajes de asociación de todas las causas de mortalidad evaluadas en la línea base 2016 y los 3 escenarios de modelación. Por otro lado, los municipios de La Estrella, Barbosa y Copacabana, tuvieron los menores porcentajes de asociación entre la exposición a $PM_{2.5}$ y mortalidad.

Si bien es cierto, en esta investigación sólo fueron estimados los beneficios de reducir las emisiones de $PM_{2.5}$ primario proveniente de las fuentes móviles, la reducción de los precursores de este contaminante (principalmente dióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COVs) y amoníaco (NH_3)), se traduciría también en el mejoramiento de la calidad del aire por $PM_{2.5}$. Especialmente, estrategias para el control de emisiones de NO_x provenientes de fuentes móviles, significarían una disminución mayor a las esperadas con la reducción de emisiones de $PM_{2.5}$ primario, correspondiente con lo encontrado por Zawacki et al., 2018; Hodan y Barnard, en 2004.

Los resultados de este estudio representan un análisis de la influencia del $PM_{2.5}$, en la salud de la población del Valle de Aburrá en términos de mortalidad. En nuestro caso de estudio, así como lo reporta, según lo reportado por Davinson et al., (2007) las estimaciones de los beneficios anuales generados por el BenMAP y las FIS, deben considerarse representativas de la magnitud de los beneficios esperados y no como los beneficios reales. Lo anterior se debe tanto a la incertidumbre asociada con las funciones de impacto en la salud y el parámetro beta, como a la incertidumbre

relacionada con la información de población, tasas de incidencia y calidad del aire que fue ingresada al modelo (Andreão et al., 2018). Por lo anterior, se plantean trabajos futuros que incluyan el uso de modelos de dispersión y transformación química de contaminantes como CMAQ y WRF-Chem. Del mismo modo se resalta la importancia de realizar estudios epidemiológicos de cohorte que permitan determinar parámetros de las funciones de impacto en la salud para la región y el país.

8 REFERENCIAS

1. Álvarez, L., Salazar A., 2013. Respiratory Symptoms and Lung Function in Children Aged 6-14 Years and Their Relationship with Particulate Matter PM10 in Santa Marta, Colombia. *Revista Española de Salud Pública*, 87(3), 239-246. Available in. http://scielo.isciii.es/pdf/resp/v87n3/03_original2.pdf. Accessed in March/2018.
2. Andrade-Flores, M., Rojas, N., Melamed, M.L., Mayol-Bracero, O.L., Grutter, M., Dawidowski, L., Antuña-Marrero J.C., Rudamas, C., Gallardo, L., Mamani-Paco, R., Andrade M.F., Huneus, N., 2016. Fostering a collaborative atmospheric chemistry research community in the Latin America and Caribbean Region. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 97, 1929-1939. <http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00267.1>
3. Andreão, W.L., Albuquerque, T.T.A., Kumar, P., 2018. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmospheric Environment*, 194, 71-78 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.034>.
4. Apte, J.S., Brauer, M., Cohen, A.J., Ezzati, M., Pope, C.A., 2018. Ambient PM2.5 Reduces Global and Regional Life Expectancy. *Environmental Science & Technology Letters*, 5(9), 546-551. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00360>
5. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2013. Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá, año base 2011. Informe final. Convenio de Asociación No. 243 de 2012. Available in. <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/Inventario-de-emisiones-atmosfericas.pdf>. Accessed in March/2018.
6. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2016. Acuerdo Metropolitano N° 15. Por el cual se aprueba y se adopta el Protocolo del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica en la jurisdicción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Available https://www.medellin.gov.co/normograma/docs/a_amva_0015_2016.htm
7. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2016a. Plan de Gestión 2016-2019: Territorios Integrados. Primera edición. Medellín. Available in. <https://www.metropol.gov.co/area/Documents/Planes%20de%20gestion/Plan%20de%20Gestion%202016-2019.pdf>. Accessed in March/2018.
8. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2017a. Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire para el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (PIGECA 2017 – 2030). Documento final del PIGECA. Washington D.C. Available in. <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Paginas/Gestion-integral/PIGECA.aspx>. Accessed in March/2018.
9. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2017b. Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire para el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (PIGECA 2017 – 2030). Anexo 3. Documento con las memorias de cálculos y bases técnicas para la evaluación del impacto del PIGECA. Washington D.C. Available in. <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Paginas/Gestion-integral/PIGECA.aspx>. Accessed in March/2018.

10. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2018a. Actualización Inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá – año 2016. Informe Final. Convenio de Asociación No. CA 583 de 2017. Available in. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/Inventario-de-emisiones/Inventario_FuentesM%C3%B3viles2016.pdf. Accessed in September/2018.
11. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2018b. Informe Anual 2017 Calidad del Aire, [En línea]. Available: <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/Informe%20Anual%20Aire%202017.pdf>
12. Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA),, 2018b. Contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de los habitantes del Valle de Aburrá, 2008-2015. Medellín. Diciembre 2018
13. Banco Mundial, «Prioridades ambientales para la reducción de la pobreza en Colombia,» 2006. [En línea]. Available: <http://documentos.bancomundial.org/curated/es/539291468027601756/pdf/386100SPANISH0101OFFICIAL0USE0ONLY1.pdf>.
14. Badyda, A.J., Grellier, J., Dąbrowiecki, P., 2016. Ambient PM_{2.5} Exposure and Mortality Due to Lung Cancer and Cardiopulmonary Diseases in Polish cities. In: Pokorski M. (eds) Respiratory Treatment and Prevention. Advances in Experimental Medicine and Biology. 944, 9-17. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/5584_2016_55.
15. Baklanov A., Molina L.T., Gauss M., 2016. Megacities, air quality and climate. Atmospheric Environment. 126, 235-249. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.059>
16. Barnett, A.G., Williams G.M., Schwartz J, Best T.L., Neller A.H., Petroeschovsky, A.L., Simpson, R.W., 2006. The Effects of Air Pollution on Hospitalizations for Cardiovascular Disease in Elderly People in Australian and New Zealand Cities. Environmental Health Perspectives, 114(7), 1018–1023. <https://doi.org/10.1289/ehp.8674>.
17. Barry, R.G., 2008. Mountain Weather and Climate. Third Edition. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754753>.
18. Bentayeb, M., Wagner, V., Stempfelet, M., Zins, M., Goldberg, M., Pascal, M., Larrieu, S., Beaudeau, P., Cassadou, S., Eilstein, D., Filleul, L., Tertre, A., Medina, S., Pascal, L., Prouvost, H., Quénel, P., Zeghnoun, A., Lefranc, A., 2015. Association between long- term exposure to air pollution and mortality in France: a 25-year follow-up study. Environment International. 85, 5-14. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.08.006>.
19. Blanco-Becerra, L. C., Miranda-Soberanis, V., Hernández-Cadena, L., Barraza-Villarreal, A., Junger, W., Hurtado-Díaz, M., & Romieu, I. (2014). Effect of particulate matter less than 10 μ m (PM₁₀) on mortality in Bogotá, Colombia: a time-series analysis, 1998-2006. Salud Pública de México, 56, 363-370.
20. Boldo, E., Linares, C., Lumbreras, J., Borge, R., Narros, A., García-Pérez, J., Fernández-Navarro, P., Pérez-Gómez, B., Aragonés, N., Ramis, R., Pollán, M., Moreno, T., Karanasiou, A., López-Abente, G., 2011. Health impact assessment of a reduction in ambient PM_{2.5} levels in Spain. Environment International, 37(2), 342-348. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.10.004>.

21. Broome, R.A., Fann, N., Cristina, T.J.N., Fulcher, C., Duc, H., Morgan, G.G., 2015. The health benefits of reducing air pollution in Sydney, Australia. *Environmental Research*, 143, 19-25. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.09.007>.
22. Cakmak, S., Hebbern, C., Pinault, L., Lavigne, E., Vanos, J., Crouse, D.L., Tjepkema, M., 2018. Associations between long-term PM 2.5 and ozone exposure and mortality in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CANCHEC), by spatial synoptic classification zone. *Environment International*, 111, 200-211. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.11.030>.
23. Chen, L., Shi, M., Gao, S., Li, S., Mao, J., Zhang, H., Sun, Y., Bai, Z., Wang, Z., 2017a. Assessment of population exposure to PM2.5 for mortality in China and its public health benefit based on BenMAP. *Environmental Pollution*, 221, 311-317. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.080>.
24. Chen, L., Shi, M., Li, S., Bai, Z., Wang, Z., 2017b. Combined use of land use regression and BenMAP for estimating public health benefits of reducing PM2.5 in Tianjin, China. *Atmospheric Environment*, 152, 16-23. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.023>.
25. Consejo Nacional de Política Económica y Social, 2005. Documento CONPES 3344. Lineamientos para la formulación de la Política de Prevención y Control de la Contaminación del Aire
26. Correa, M., Zuluaga, C., Palacio, C., Pérez, J., Jiménez, J., 2009. Surface wind coupling from free atmosphere winds to local winds in a tropical region within complex terrain. Case of study: Aburra Valley Antioquia, Colombia. *Dyna*, 76(158), 17-27. Available in. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0012-73532009000200002&lng=en&nrm=iso. Accessed in. March/2018
27. Davidson, K., Hallberg, A., McCubbin, D., Hubbell, B., 2007. Analysis of PM2.5 Using the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70(3), 332-346. <https://doi.org/10.1080/15287390600884982>.
28. De Nevers, N., 1997. *Ingeniería de Control de la Contaminación del aire*. Mexico: McGRAW-HILL.
29. Departamento Nacional de Estadística (DANE), 2005. Proyecciones por el método de los componentes a nivel Nacional y Departamental por sexo y edad del período 2005-2020. Available in. <http://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>. Accessed in June/2018
30. Departamento Nacional de Planeación (DNP), 2018a. Documento CONPES 3943. Política para el mejoramiento de la calidad del aire, Bogotá, Colombia [En línea]. Available <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/3943.pdf>
31. Departamento Nacional de Planeación (DNP). 2018b Presentación de la Política para el Mejoramiento de la calidad del aire. Bogotá, Colombia.,
32. Ding, D., Zhu, Y., Jang, C., Lin, C.J., Wang, S., Fu, J., Gao, J., Deng, S., Xie J., Qiu, X., 2016. Evaluation of health benefit using BenMAP-CE with an integrated scheme of model and monitor data during Guangzhou Asian Games. *Journal of Environmental Sciences*, 42, 9-18. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.06.003>.

33. Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G., Speizer, F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six US cities. *The New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753-1759. <https://doi.org/10.1056/NEJM199312093292401>.
34. Domicini, F., Peng, R.D., Bell, M.L., Pham, L., McDermott, A., Zeger, S.L., Samet, J.M., 2006. Fine Particulate Air Pollution and Hospital Admission for Cardiovascular and Respiratory Diseases. *JAMA*, 295(10), 1127-1134. <https://doi.org/10.1001/jama.295.10.1127>.
35. Echeverri C.A., Maya G.J., 2008. Relation Between Fine Particles (PM_{2.5}) and Breathable Particles (PM₁₀) in Medellín City. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 7(12), 23-42. Available in. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242008000100003&lng=en&tlng=es. Accessed in March/2018.
36. Eftim, S., Dominici, F., 2005. Multisite Time-Series Studies Versus Cohort Studies: Methods, Findings, and Policy Implications. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 68(13-14), 1191–1205. <https://doi.org/10.1080/15287390590936076>
37. Gallardo, L., Escribano, J., Dawidowski, L., Rojas, N., Andrade M.F., M., Osses, M., 2012. Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for Bogotá, Buenos Aires, Santiago, and São Paulo. *Atmospheric Environment*, 47, 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.051>.
38. Gopalakrishnan, V., Hirabayashi, S., Ziv, G., Bakshi, B.R., 2018. Air quality and human health impacts of grasslands and shrublands in the United States. *Atmospheric Environment*, 182, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.039>.
39. Goto, D., Ueda, K., Ng, C.F.S., Takami, A., Ariga, T., Matsushashi, K., Nakajima, T., 2016. Estimation of excess mortality due to long-term exposure to PM_{2.5} in Japan using a high-resolution model for present and future scenarios. *Atmospheric Environment*. 140, 320-332. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.015>.
40. Gouveia, N., Mascoll, M.A., 2018. Air pollution: an important threat to infant health. *BJOG: An International Journal of Obstetrics & Gynaecology*. 125(10), 1272-1278. <https://doi.org/10.1111/1471-0528.15305>.
41. Heo, J., Adams, P.J., Gao, H.O., 2016. Reduced-form modeling of public health impacts of inorganic PM_{2.5} and precursor emissions. *Atmospheric Environment*. 137, 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.026>.
42. Herrera, A.M., Echeverri, C.A., Maya G.J, Ordóñez, J.E., 2011. Respiratory pathologies in preschool children and their association to air pollutant concentration in Medellín city (Colombia). *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(19), 21-31. Available in. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242011000200003&lng=en&tlng=es. Accessed in March/2018.
43. Hernández-Flórez, L. J., Aristizabal-Duque, G., Quiroz, L., Medina, K., Rodríguez-Moreno, N., Sarmiento, R., & Osorio-García, S. D. (2013). Contaminación del aire y enfermedad respiratoria en menores de cinco años de Bogotá, 2007. *Revista de Salud Pública*, 15(4), 503-516. <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/revsaludpublica/article/view/38719/44829>

44. Hodan, W.M., Barnard, W.R., 2004. Evaluating the Contribution of PM_{2.5} Precursor Gases and Re-entrained Road Emissions to Mobile Source PM_{2.5} Particulate Matter Emissions. MACTEC Under Contract to the Federal Highway Administration, p. 53. Available in: <https://www3.epa.gov/ttnchie1/conference/ei13/mobile/hodan.pdf>. Accessed in June/2018.
45. Hu, L. W., Qian, Z. (Min), Bloom, M. S., Nelson, E. J., Liu, E., Han, B., ... Dong, G. H. (2018). A panel study of airborne particulate matter concentration and impaired cardiopulmonary function in young adults by two different exposure measurement. *Atmospheric Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.001>
46. Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).2016a «Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2011 – 2015,» [En línea]. Available: <http://documentacion.ideam.gov.co/cgi-bin/koha/opac-imageviewer.pl?biblionumber=38104>.
47. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), 2016b. «Informe del Estado del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables».. [En línea] Available at: http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023834/INFORME_E.A_2016.pdf
48. Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), 2017. «Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016,» [En línea]. Available: <http://www.ideam.gov.co/documents/51310/68521396/3.+Informe+del+Estado+de+la+Calidad+del+Aire+en+Colombia+2016.pdf/fb3eee92-6bcf-4979-9ea2-de0101496a2f?version=1.0>.
49. Inche, J. L. *transporte y dispersion de contaminantes*. 2008. . [En línea]. Available: http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/libros/geologia/gestion_calidad/Cap07.pdf.
50. Karagulian, F., Belis, C.A., Dora, C.F., Prüss-Ustün, A.M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H., Amann, M., 2015. Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, 120, 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>
51. Karr, C., Lumley, T., Schreuder, A., Davis, R., Larson, T., Ritz, B., Kaufman, J., 2006. Effects of Subchronic and Chronic Exposure to Ambient Air Pollutants on Infant Bronchiolitis. *American Journal of Epidemiology*, 165(5), 553-560. <https://doi.org/10.1093/aje/kwk032>.
52. Krewski, D., Burnett, R.T., Goldberg, M.S., Hoover, K., Siemiatycki, J., Jerrett, M., Abrahamowicz, M., White, W.H., 2000. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Special Report. Health Effects Institute, Cambridge, MA. Available in: <https://www.healtheffects.org/publication/reanalysis-harvard-six-cities-study-and-american-cancer-society-study-particulate-air>. Accessed in March/2018.
53. Krewski, D., Jerrett, M., Burnett, R.T., Ma, R., Hughes, E., Shi, Y., Turner, M.C., Pope C.A., Thurston, G., Calle, E.E., Thun, M.J., 2009. Extended follow-up and spatial analysis

- of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. HEI Research Report 140. Health Effects Institute, Boston.
54. Kota, S. H., Zhang, H., Chen, G., Schade, G. W., & Ying, Q. 2014a. Evaluation of on-road vehicle CO and NO_x national emission inventories using an urban-scale source-oriented air quality model. *Atmospheric Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.020>
 55. Kota, S. H., Park, C., Hale, M. C., Werner, N. D., Schade, G. W., & Ying, Q. 2014b. Estimation of VOC emission factors from flux measurements using a receptor model and footprint analysis. *Atmospheric Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.052>
 56. Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F.E., Dockery, D.W., 2006. Reduction in Fine Particulate Air Pollution and Mortality: Extended Follow-up of the Harvard Six Cities Study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 173(6), 667–672. <https://doi.org/10.1164/rccm.200503-443OC>.
 57. Lanzaco, B.L., Olcese, L.E., Querol, X., Toselli, B.M., 2017. Analysis of PM_{2.5} in Córdoba, Argentina under the effects of the El Niño Southern Oscillation. *Atmospheric Environment*, 171, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.10.001>.
 58. Larsen, B., 2004. Cost of Environmental Damage: A Socio-Economic and Environmental Health Risk Assessment. Final Report. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá.
 59. Larsen, B., Skjelvik, J.M., 2014. Environmental health in Colombia: An economic assessment of health effects and their costs. Prepared for the World Bank. Washington, D.C., USA.
 60. Lazcano-Ponce, E., Salazar-Martínez, E., Hernández-Avila, M., 2001. Estudios epidemiológicos de casos y controles. Fundamento teórico, variantes y aplicaciones. *Salud pública de México*, 43(2), 135-150. Available in. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10643211>. Accessed in March/2018.
 61. Lepeule, J., Laden, F., Dockery, D., Schwartz, J., 2012. Chronic Exposure to Fine Particles and Mortality: An Extended Follow-up of the Harvard Six Cities Study from 1974 to 2009. *Environmental Health Perspectives*, 120(7), 965. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104660>.
 62. Li, T., Zhang, Y., Wang, J., Xu, D., Yin, Z., Chen, H., Lv, Y., Luo J., Zeng, Y., Liu, Y., Kinney, P.L., Shi. X., 2018. All-cause mortality risk associated with long-term exposure to ambient PM_{2.5} in China: a cohort study. *The Lancet Public Health*. 3, 470-477. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30144-0](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30144-0).
 63. Lin, H., Liu, T., Xiao, J., Zeng, W., Li, X., Guo, L., Xu, Y., Zhang, Y., Vaughn, M.G., Nelson, E.J., Qian, Z., Ma, W., 2016a. Quantifying short-term and long-term health benefits of attaining ambient fine particulate pollution standards in Guangzhou, China. *Atmos. Environ.* 137, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.037>.
 64. Lin, H., Liu, T., Xiao, J., Zeng, W., Li, X., Guo, L., Zhang, Y., Xu, Y., Tao, J., Xian, H., Syberg, K.M., Qian, Z., Ma, W., 2016b. Mortality burden of ambient fine particulate air pollution in six Chinese cities: Results from the Pearl River Delta study. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.09.007>.

65. Loomis, D., Castillejos, M., Gold, D.R., McDonnell, W., Borja-Aburto, V.H., 1999. Air Pollution and Infant Mortality in Mexico City. *Epidemiology*, 10(2), 118-123. Available in. <https://www.jstor.org/stable/3703084>. Accessed in June/2018.
66. Maystre, L. Y. & Spiegel, J. (2013). *Control de la Contaminación Ambiental*. Lima.
67. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MinAmbiente), 2017. Resolución 2254 del 01 de noviembre de 2017. “Por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones”. Colombia. Available in. <http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/96-res%202254%20de%202017.pdf>. Accessed in June/2018.
68. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), «Política de Prevención y Control de la Contaminación del Aire,» 2010. [En línea]. Available: <http://www.minambiente.gov.co/index.php/asuntos-ambientales-sectorial-y-urbana/gestion-del-aire/politica-de-prevencion-y-control-de-la-contaminacion-del-aire-ppcca#>. Accessed in april/ 2019.
69. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), 2010a. Resolución 610 del 24 de marzo de 2010. “Por la cual se modifica la Resolución 601 del 4 de abril de 2006”. Colombia. Available in. <http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/bf-Resoluci%C3%B3n%20610%20de%202010%20-%20Calidad%20del%20Aire.pdf>. Accessed in March/2018.
70. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), 2010b. Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire. Manual de Diseño de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire. Bogotá. Available in. http://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/contaminacion_atmosferica/Protocolo_Calidad_del_Aire_-_Manual_Dise%C3%B1o.pdf. Accessed in June/2018.
71. Ortiz-Durán, E.Y., Rojas-Roa, N.Y., 2013. Estimating air quality change-associated health benefits by reducing PM10 in Bogotá. *Revista de Salud Pública*, 15(1), 90-102. Available in. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-00642013000100009&lng=en&nrm=iso. Accessed in June/2018.
72. Ostro, B. D., Roth, L., Malig, B., Marty, M., 2009. The Effects of Fine Particle Components on Respiratory Hospital Admissions in Children. *Environmental Health Perspectives*, 117(3), 475-480. <https://doi.org/10.1289/ehp.11848>.
73. Ostro, B.D., Broadwin, R., Lipsett, M.J., 2000. Coarse and fine particles and daily mortality in the Coachella Valley, California: a follow-up study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 10, 412-419. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500094>.
74. Pope, C.A., 1989. Respiratory Disease Associated with Community Air Pollution and a Steel Mill, Utah Valley. *American Journal of Public Health*, 79(5), 623-628.
75. Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Kazuhiko, I., Thurston, G.D., 2002. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine

- Particulate Air Pollution. JAMA, 287(9), 1132–1141. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>.
76. Pope, C.A., Burnett, R.T., Thurston, G.D., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Godleski, J.J., 2004. Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease. *Circulation*, 109, 71-77. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F>.
 77. Pope, C.A., Muhlestein, J. B., May, H. T., Renlund, D. G., Anderson, J. L., Horne, B. D., 2006. Ischemic Heart Disease Events Triggered by Short-Term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *Circulation*, 114(23), 2443-2448. <https://doi.org/10.1161/CIRCULATIONAHA.106.636977>.
 78. Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath, C.W., 1995. Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151(3), 669-674. https://doi.org/10.1164/ajrccm/151.3_Pt_1.669.
 79. Riojas-Rodríguez, H., Soares da Silva, A., Texcalac-Sangrador, J.L., Moreno-Banda, G.L., 2016. Air pollution management and control in Latin America and the Caribbean: implications for climate change. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 40(3), 150-159. Available in. https://www.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1020-49892016000900150&lng=en&nrm=iso&tlng=en#. Accessed in March/2018.
 80. Rodríguez-Villamizar, L. A., Rojas-Roa, N. Y., & Fernández-Niño, J. A. 2018a. Short-term joint effects of ambient air pollutants on emergency department visits for respiratory and circulatory diseases in Colombia, 2011–2014. *Environmental Pollution* <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.028>
 81. Rodríguez-Villamizar, L. A., Rojas-Roa, N. Y., Blanco-Becerra, L. C., Herrera-Galindo, V. M., & Fernández-Niño, J. A. 2018b. Short-term effects of air pollution on respiratory and circulatory morbidity in Colombia 2011–2014: A multi-city, time-series analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. <https://doi.org/10.3390/ijerph15081610>
 82. Sacks, J.D., Lloyd, J.M., Zhu, Y., Anderton, J., Jang, C.J., Hubbell, B., Fann, N., 2018. The Environmental Benefits Mapping and Analysis Program–Community Edition (BenMAP–CE): A tool to estimate the health and economic benefits of reducing air pollution. *Environmental Modelling & Software*, 104, 118-129. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.02.009>.
 83. Secretaría Seccional de Salud y Protección Social Antioquia (DSSA), 2016. Secretaría Seccional de Salud y Protección Social Antioquia. Estadísticas. Available in. <https://www.dssa.gov.co/>. Accessed in February/2018.
 84. Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (SIATA), 2016. Geoportal. Available in. https://siata.gov.co/siata_nuevo/. Accessed in August/2018.
 85. Sosa, B.S., Porta, A., Lerner, J.E.C., Noriega, R.B., & Massolo, L., 2017. Human health risk due to variations in PM10-PM2.5 and associated PAHs levels. *Atmospheric environment*, 160, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.004>.
 86. Subsistema de Información sobre Calidad del Aire (SISAIRE), 2016. Redes y estaciones - Estaciones. Available in.

<http://www.sisaire.gov.co:8080/faces/redesEstaciones/redesEstaciones.jsp>. Accessed in December/2017

87. Toro Gómez, M. V., Molina Vásquez, E., Serna Patiño, J., Fernández Gómez, M., & Ramírez Casas, G. E. 2010. Plan de descontaminación del aire en la región metropolitana del Valle de Aburrá. *Producción más limpia*, 3.
88. Thurston G.D., Burnett R.T., Turner M.C., Shi, Y., Krewski, D., Lall, R., Ito, K., Jerrett, M., Gapstur, S.M., Diver, W.R., Pope, C.A., 2016. Ischemic Heart Disease Mortality and Long-Term Exposure to Source-Related Components of U.S. Fine Particle Air Pollution. *Environmental Health Perspective*. 124(6) 785–94. <https://doi.org/10.1289/ehp.1509777>.
89. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (UN), 2018. World Urbanizations Prospects: The 2018 Revision. Online Edition. Available in. <https://population.un.org/wup/>. Accessed in June/2018.
90. United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2013. Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality - the Air Quality Index (AQI). North Carolina. Available in. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100V9T3.PDF?Dockey=P100V9T3.PDF>. Accessed in March/2018.
91. United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2017a. Environmental Benefits Mapping and Analysis Program – Community Edition. User’s Manual. Available in. <https://www.epa.gov/benmap/manual-and-appendices-benmap-ce>. Accessed in December/2017
92. United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2017b. Environmental Benefits Mapping and Analysis Program – Community Edition. BenMAP User’s Manual Appendices. PROJECT in a Box. Available in. <https://www.epa.gov/benmap/manual-and-appendices-benmap-ce>. Accessed in December/2017
93. United States Environmental Protection Agency (US EPA), «Basic Information about Carbon Monoxide (CO) Outdoor Air Pollution,» [En línea]. Available: <https://www.epa.gov/co-pollution/basic-information-about-carbon-monoxide-co-outdoor-air-pollution#Effects>. [Último acceso: 23 marzo 2019].
94. United States Environmental Protection Agency (US EPA), «Basic Information about NO2,» [En línea]. Available: <https://www.epa.gov/no2-pollution/basic-information-about-no2#Effects>. [Último acceso: 23 marzo 2019].
95. United States Environmental Protection Agency (US EPA), «Ground-level Ozone Basics,» [En línea]. Available: <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/ground-level-ozone-basics#effects>. [Último acceso: 23 marzo 2019].
96. United States Environmental Protection Agency (US EPA), «Particulate Matter (PM) Basics,» [En línea]. Available: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#effects>. [Último acceso: 23 marzo 2019].
97. Voorhees, A.S., Wang, J., Wang, C., Zhao, B., Wang, S., Kan, H., 2014. Public health benefits of reducing air pollution in Shanghai: A proof-of-concept methodology with application to BenMAP. *Science of the Total Environment*, 485–486, 396–405. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.113>.

98. 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*, 114(5), 786. <https://doi.org/10.1289/ehp.8484>.
99. World Bank Group, 1999. *Pollution Prevention and Abatement Handbook. Sulfur Oxides*. [En línea] Available at: <http://documents.worldbank.org/curated/en/758631468314701365/pdf/multi0page.pdf> [Último acceso: 23 marzo 2019].
100. World Health Organization (WHO), 2006. World Health Organization. Air Quality Guidelines: Global Update 2005. Available in. <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/Housing-and-health/publications/pre-2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter,-ozone,-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>. Accessed in March/2018.
101. World Health Organization (WHO), 2016a. Concentration of fine particle matter PM2.5. World Health Statistics data visualizations dashboard, SDG Target 11.6 | Clean cities, Ambient air pollution. Available in. <http://apps.who.int/gho/data/node.sdg.11-6-viz?lang=en>. Accessed in March/2018.
102. World Health Organization (WHO), 2016b. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. WHO, Geneva. Available in. <https://www.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment/en/>. Accessed in March/2018.
103. World Health Organization (WHO), 2018a. Air pollution and child health: Prescribing clean air. Advance-copy. WHO. Geneva. Available in. <https://www.who.int/ceh/publications/air-pollution-child-health/en/>. Accessed in January/2019.
104. World Health Organization (WHO), 2018b. Ambient (outdoor) air quality and health. Available in. [http://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](http://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). Accessed in June/2018.
105. World Meteorological Organization, International Global Atmospheric Chemistry Project (WMO/IGAC), 2012. WMO/IGAC Impacts of Megacities on Air Pollution and Climate (GAW report N° 205). Switzerland.
106. Yang, Y., Tang, R., Qiu, H., Lai, P.C., Wong, P., Thach, T.Q., Allen, R., Brauer, M., Tian, L., Barratt, B., 2018. Long term exposure to air pollution and mortality in an elderly cohort in Hong Kong. *Environment International*, 117, 99-106. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.034>.
107. Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2009). The effect of fine and coarse particulate air pollution on mortality: A national analysis. *Environmental Health Perspectives*. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800108>
108. Zardi, D., 2015. Mountain Meteorology | Valley Winds. *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Second Edition. James Holton, Judith Curry. Academic Press, 114-134. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00240-1>.

109. Zawacki, M., Baker, K.R., Phillips, S., Davidson, K., Wolfe, P., 2018. Mobile source contributions to ambient ozone and particulate matter in 2025. *Atmospheric Environment*. 188, 129-141. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.04.057>.