



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Valoración económica de los efectos en la salud humana debidos a las emisiones de contaminantes a la atmósfera generados por camiones

Heliana Marcela Restrepo Peña

Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín

Facultad de Minas

Medellín, Colombia

2018

Valoración económica de los efectos en la salud humana debidos a las emisiones de contaminantes a la atmósfera generados por camiones

Heliana Marcela Restrepo Peña

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería – Infraestructura y sistemas de transporte

Director:

John Jairo Posada Henao, Ph,D

Línea de Investigación:

Vías y transporte

Grupo de Investigación:

Vías y Transporte (VITRA)

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Minas, Departamento de ingeniería civil

Medellín, Colombia

2018

“Cuando la tierra está enferma y contaminada, la salud humana es imposible. Para sanarnos a nosotros mismos, debemos sanar nuestro planeta y para sanar nuestro planeta, debemos sanarnos a nosotros mismos”

Bobby McLeod

Agradecimientos

A lo largo de este camino con subidas y bajadas, fueron muchas las personas que hicieron que este trabajo se llevara a cabo, más que una maestría fue una experiencia de paciencia, dedicación y conocimiento. Cada persona que me ayudó, me alentó y estuvo ahí sabe que le agradezco infinitamente su apoyo incondicional.

Gracias a mi director John Jairo Posada Henao quien me alentó inicialmente para comenzar este proceso y quien me ha ayudado a lo largo del tiempo a darle forma a algo que se veía abstracto; gracias por aclarar el panorama para orientar los resultados de este trabajo

Este trabajo fue apoyado por el Estudio de transporte de carga en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, contrato CI 0762 de 2017 Suscrito entre el Área Metropolitana del Valle de Aburrá y la Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín

Resumen

Las políticas públicas ambientales adoptadas por los gobiernos, en los últimos años, exigen disminuir la cantidad de los contaminantes atmosféricos, como los emitidos por las fuentes móviles incluyendo los del transporte de carga, ya que se han alcanzado altos niveles de emisiones, incumpliendo los valores máximos permitidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS).

En muchas ciudades, los problemas de calidad de aire son causados principalmente por las emisiones de los vehículos. El aumento vehicular, la congestión, la topografía, la malla vial, ha hecho cuestionar como se estima, que cantidad se estima y cuál es el comportamiento de las emisiones vehiculares.

Un alto porcentaje de camiones son impulsados por motores diésel. Durante la combustión de estos se genera alto contenido de azufre, además la ausencia de tecnologías de control de emisión, la antigüedad y el peso de la carga afecta el rendimiento del motor, generando mayor esfuerzo y por consiguiente mayor consumo de combustible y así mayor nivel de emisión.

Estas emisiones afectan la calidad del aire, y por ende la salud de las personas expuestas a ellas. Las emisiones de los camiones emiten material particulado, entre otros contaminantes, lo cual genera efectos negativos en la salud. La contaminación atmosférica generada por los vehículos para transporte puede ocasionar daños en el aparato respiratorio aumentando el riesgo de la mortalidad cardiopulmonar, la alteración de los lípidos de la mucosa bronquial, asma bronquial e incluso enfermedades cardiovasculares.

El estudio considera el uso de modelo HBEFA para estimar la cantidad de emisiones según diferentes parámetros relacionados con la circulación como la operación de los vehículos, tales como, Euro, tipo de combustible, velocidad y pendiente. Los resultados obtenidos, la velocidad de circulación y la aceleración de los camiones afectan la cantidad de emisiones de contaminantes. Al cambiar el horario de circulación de camiones se obtiene una disminución de 14% en las emisiones y un beneficio económico del 34% debido a que se reducen los efectos en la salud

Palabras clave: Emisiones, Camiones, Salud, Valoración económica, modelación.

Abstract

The public environmental policies adopted by the governments, in recent years, require the reduction of atmospheric pollutants, such as those emitted by mobile sources, including those of cargo transport, since high levels of emissions have been reached, failing to comply with the maximum values allowed by the World Health Organization (WHO).

In many cities, air quality problems are mainly from vehicle emissions. The vehicular increase, the congestion, the topography, the road network, has been questioned as it is estimated, the estimated amount and the behavior of the vehicular emissions.

A high percentage of trucks are driven by diesel engines, generating a high sulfur content, in addition the absence of emission control technologies, the age and weight of the load affects the performance of the engine, generating greater effort and consequently higher level of emission and fuel consumption.

These emissions affect the quality of the air, and therefore the health of the people exposed to them. The emissions of the trucks emit particulate matter, among other pollutants, which generates bad effects on health.

Air pollution generated by vehicles for transport can cause damage to the respiratory system increasing the risk of cardiopulmonary mortality, alteration of bronchial mucosa lipids, bronchial asthma and even cardiovascular diseases.

The study considers the use of HBEFA model to estimate the amount of emissions according to different parameters related to circulation such as the operation of vehicles, such as, EURO, fuel type, speed and slope. The results obtained, the speed of circulation and the acceleration of the trucks affect the amount of pollutant emissions. By changing the hours of truck circulation, a 14% decrease in emissions is obtained and an economic benefit of 34% is also detained due to the reduction in health effects.

Keywords: Emissions, Trucks, Health, Economic valuation, modelling.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
1.	OBJETIVOS, ALCANCE E HIPÓTESIS 3
1.1.	OBJETIVOS 3
1.2.	ALCANCE 3
1.3.	HIPÓTESIS 4
2.	MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE..... 4
2.1.	Impacto ambiental 4
2.2.	Contaminantes atmosféricos 4
2.2.1.	Hidrocarburos..... 5
2.2.2.	Metano (CH ₄) 7
2.2.3.	Monóxido de Carbono (CO) 8
2.2.4.	Compuestos Orgánicos Volátiles distintos del Metano (COVDM) 8
2.2.5.	Dióxido de Carbono (CO ₂) 9
2.2.6.	Óxido nítrico (NO) 10
2.2.7.	Dióxido de nitrógeno (NO ₂) 11
2.2.8.	Óxido Nitroso (N ₂ O) 11
2.2.9.	Óxidos de nitrógeno (NO _x) 12
2.2.10.	Dióxido de Azufre (SO ₂) 12
2.2.11.	Óxidos de azufre (SO _x) 13
2.2.12.	Ozono (O ₃) 14
2.2.13.	Partículas en suspensión 14
2.2.14.	Nitrógeno (N) 19
2.2.15.	Oxígeno (O)..... 19
2.2.16.	Vapor de agua..... 19
2.3.	Comparación de emisiones..... 19
2.4.	Transporte y combustibles 21
2.4.1.	Emisiones de gases contaminantes. 21
2.4.2.	Combustibles 22
2.5.	Modelos para la estimación de contaminantes 25
2.5.1.	Mobile 6.2 25
2.5.2.	EMFAC de California..... 26
2.5.3.	MOVES2014 26
2.5.4.	CMEM 27
2.5.5.	IVE 28
2.5.6.	COPERT..... 28
2.5.7.	LEAP 29
2.5.8.	MODEM..... 29
2.5.9.	PHEM 29
2.5.10.	HBEFA 31
2.5.11.	AERMOD 36
2.5.12.	Análisis modelos de emisiones 36

2.6.	Efectos de la contaminación en la salud	40
2.6.1.	Estudios epidemiológicos en la salud humana.....	46
2.6.1.1.	Ubicuidad de la exposición: una vez	47
2.6.1.2.	Variaciones individuales de la exposición.....	47
2.6.1.3.	Confusión importante por otros factores	47
2.6.2.	Estudios epidemiológicos por emisiones diésel	48
2.6.3.	Efectos en salud por contaminantes atmosféricos	49
2.6.4.	Exposición aguda a material particulado	49
2.6.4.1.	Contaminantes derivados de la combustión NO ₂ y O ₃	51
2.6.4.2.	Otros contaminantes.....	51
2.7.	Valoración económica de impactos ambientales	55
3.	METODOLOGÍA	58
3.1.	Revisión bibliográfica.....	58
3.2.	Trabajo de campo.....	58
3.3.	Procesamiento y análisis de información.	61
3.4.	Salud	62
3.5.	Valoración económica	63
4.	OBTENCIÓN DE DATOS Y DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA	64
4.1.	Revisión bibliográfica	64
4.2.	Identificación y caracterización zona de estudio	64
4.3.	Información recolectada y análisis de información	70
4.3.1.	Estimación de emisiones.....	70
4.3.2.	Trabajo de campo y resultados	79
4.3.3.	Velocidad	83
4.3.4.	Emisiones – Comportamiento general	96
4.3.5.	Emisiones por contaminante atmosférico	97
4.3.5.1.	Material Particulado (PM _{2.5})	98
4.3.5.2.	Monóxido de carbono (CO).....	105
4.3.5.3.	Dióxido de Carbono (CO ₂).....	110
4.3.5.4.	Hidrocarburos HC.....	112
4.3.6.	Vías y zonas con mayor índice de emisiones	113
4.3.7.	Velocidad y estimación de emisiones en HCON y HNC.....	115
4.3.8.	Emisiones por tipo de combustible.....	120
4.3.9.	Estimación de emisiones PM _{2.5} (mg/s) por zona SIT en HNC	122
4.3.10.	Comparación con piloto de cargue y descargue nocturno en AMVA	124
4.3.12.	Escenario A	127
4.3.13.	Escenario B	129
4.3.14.	Índice de calidad de aire (ICA) en Medellín	133
4.4.	Valoración económica	137
4.4.1.	Salud – Infección respiratoria aguda (IRA).....	138
4.4.1.1.	IRA en HCON	143
4.4.1.2.	IRA en HNC.....	146
4.4.2.	Características de la población	148
4.4.3.	Análisis de la valoración económica	149
4.4.4.	Análisis de casos IRA y emisiones por comuna.....	158
4.4.5.	Descripción y resultados con otros estudios	159
5.	CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO	161
5.2.	Trabajos futuros	163
6.	ANEXOS	164
	BIBLIOGRAFÍA.....	164

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Grupos de hidrocarburos.....	6
Figura 2 Muertes por contaminante.....	41
Figura 3 Muerte relacionada con la contaminación del aire	53
Figura 4 Efectos de la contaminación atmosférica durante la vida.....	54
Figura 5 Proceso para la realización de trabajo de campo	60
Figura 6 Procesamiento información población	62
Figura 7 Procesamiento Valoración económica	63
Figura 8 Distribución de la mortalidad atribuible a la contaminación atmosférica por municipio.....	67
Figura 9 Concentraciones de PM _{2.5} en estaciones de monitoreo con registro completo, 2013-2015	69
Figura 10 Dispositivo GPS	71
Figura 11 Parque automotor en Medellín 2018.....	72
Figura 12 Clasificación por tipo de camión 2018.....	73
Figura 13 Camión C2P y C2G	73
Figura 14 Composición vehicular por tipo de combustible	74
Figura 15 Localización zona de estudio.....	76
Figura 16 Malla vial Medellín	77
Figura 17 Distribución de camiones por modelo	81
Figura 18 Distribución camiones por recorrido y modelo.....	82
Figura 19 Distribución camiones por EURO	82
Figura 20 Número de recorrido por tipo de vehículo, tipo de combustible y tipo de tecnología EURO.....	83
Figura 21 Velocidad promedio de circulación por mes.....	84
Figura 22 Promedio de la velocidad por día en la semana	85
Figura 23 Velocidad promedio por día	85
Figura 24 Velocidad durante el día.....	89
Figura 25 Análisis procesamiento de información	89
Figura 26 Emisiones de CO ₂ (mg/s)	91
Figura 27 Emisiones de PM _{2.5} (mg/s)	92
Figura 28 Emisiones de CO (mg/s)	93
Figura 29 Emisiones de NOx (mg/s).....	94
Figura 30 Emisiones de HC (mg/s)	95
Figura 31 Promedio emisión CO ₂ de acuerdo a la velocidad.....	97
Figura 32 Emisión PM _{2.5} vs Velocidad	97
Figura 33 Emisión promedio de PM _{2.5} en los diferentes días	99
Figura 34 Emisión promedio de PM _{2.5} por horas	99
Figura 35 Emisión promedio por vehículo de PM _{2.5} por tipo de EURO	100
Figura 36 Emisión promedio por vehículo de PM _{2.5} por Tipo de Camión y EURO	101
Figura 37 Emisión promedio por vehículo de PM _{2.5} por tipo de vehículo.....	101
Figura 38 Emisión promedio por vehículo de PM _{2.5} por modelo del vehículo.....	102
Figura 39 Emisiones promedio por vehículo de PM _{2.5} (mg/s) por zona SIT en HCON.....	104
Figura 40 Emisión promedio por vehículo de CO en los diferentes días.....	105

Figura 41 Emisión promedio por vehículo de CO (g/km) por horas	106
Figura 42 Emisión promedio por vehículo de CO vs EURO	106
Figura 43 Emisión CO por tipo de clasificación del vehículo	107
Figura 44 Emisiones promedio por vehículo de CO vs modelo de los camiones	108
Figura 45 Emisiones CO por zona SIT en HCON (mg/s).....	109
Figura 46 Emisión promedio de CO ₂ en los diferentes días	110
Figura 47 Emisión promedio por vehículo de CO ₂ por horas.....	111
Figura 48 Emisión promedio por vehículo de CO ₂ por tipo de vehículo	111
Figura 49 Emisión promedio por vehículo de HC en los diferentes días	112
Figura 50 Emisión promedio por vehículo de HC por horas	113
Figura 51 Emisiones promedio por vehículos de PM _{2.5} (mg/s) por vías.....	114
Figura 52 Velocidad promedio de camiones en el AMVA según HCON y HNC	115
Figura 53 Velocidad promedio según el HCON y HNC.....	116
Figura 54 Emisiones de CO ₂ emitidas por euro en HCON y HNC	116
Figura 55 Estimación de emisiones de PM _{2.5} emitidas según EURO y horario.....	117
Figura 56 Emisión de CO ₂ por tipo de vehículo en HCON y HNC	117
Figura 57 Estimación de emisión promedio por vehículo de PM _{2.5} según tipo de vehículo y horario	118
Figura 58 Emisión de CO ₂ por tipo de combustible	121
Figura 59 Estimación de emisión de CO g/km	121
Figura 60 Estimación de emisiones PM _{2.5} por tipo de combustible	122
Figura 61 Estimación de emisiones PM _{2.5} (mg/s) por zona SIT en HNC.....	123
Figura 62 Emisión de PM ₁₀ , aceleración y velocidad media.....	125
Figura 63 Casos IRA por mes en Medellín año 2016.....	139
Figura 64 Casos IRA por edad, para el 2016.....	139
Figura 65 Casos de hospitalización por barrios en HCON	145
Figura 66 Casos de hospitalización por barrios en HNC.....	147
Figura 67 Población por Comunas 2007-2016.	148
Figura 68 Población de acuerdo al nivel de ingresos 2016.....	149
Figura 69 Casos IRA ves Emisión PM _{2.5}	159

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 Emisiones de CO ₂ por tipo de combustible	10
Tabla 2 Emisión PM _{2.5} /PM ₁₀	16
Tabla 3 Relación PM por Ciudad	18
Tabla 4 Emisión de contaminantes por tipo de combustible	19
Tabla 5 Comparación entre modelos	37
Tabla 6 Impactos en la salud evaluados internacionalmente	50
Tabla 7 Contaminantes atmosféricos y su efecto en la salud	52
Tabla 8 Parque automotor en Medellín y AMVA 2018	71
Tabla 9 Clasificación por tipo de camión 2018	72
Tabla 10 Tamaño muestral para toma de datos para población 100.000.....	75
Tabla 11 Tamaño muestral para toma de datos, para población 200.000.....	75
Tabla 12 Recorridos empresas	80
Tabla 13 Velocidad promedio de circulación por mes	84
Tabla 14 velocidad promedio de circulación por día	85
Tabla 15 Estimación de emisión promedio de PM _{2.5} según camión en HCON	118
Tabla 16 Estimación de emisión promedio de PM _{2.5} según tipo de camión en HNC	120
Tabla 17 Tiempos de recorrido	124
Tabla 18 Velocidad promedio de recorrido	124
Tabla 19 Velocidad promedio de recorrido	126
Tabla 20 Escenario A con sus respectivos supuestos	128
Tabla 21 Estimación de emisión por vehículo de PM _{2.5} de acuerdo a la tecnología Euro	129
Tabla 22 Escenario B, estimación emisión PM _{2.5} por tecnología EURO	131
Tabla 23 Niveles de contingencia atmosférica en el Valle de Aburrá.....	133
Tabla 24 Estimación emisiones PM _{2.5} por Barrio en HCON	135
Tabla 25 Estimación de emisiones de PM _{2.5} (µg/m ³) por barrio en HNC y HCON.....	136
Tabla 26 Casos de IRA por barrios	140
Tabla 27 Atenciones por IRA en Barrios con mayores niveles de emisiones de PM _{2.5} en HCON	143
Tabla 28 Atenciones IRA en Barrios con mayores niveles de emisiones de PM _{2.5} en HNC	146
Tabla 29 Costos por hospitalización para los años 2016-2017-2018	151
Tabla 30 Valoración económica en Escenario A	151
Tabla 31 Concentraciones PM _{2.5} (µg/m ³) del 2018 al 2030	153
Tabla 32 Casos de enfermedad por IRA en los diferentes barrios entre el 2018 - 2030	155

Tabla 33 valoración económica por hospitalización IRA en HCON entre 2018-2030.....	157
Tabla 34 Valoración económica entre supuesto 5 y proyección al 2030	158

Lista de Símbolos y abreviaturas

Abreviatura	Término
ACPM	Aceite Combustible Para Motores
AMVA	Área Metropolitana del Valle de Aburrá
APHEA	Air pollution and health, a european approach
APHEIS	Air pollution and health: a european information system
C2G	Camión de dos ejes grande
C2P	Camión de dos ejes pequeño
C3	Camión de tres ejes
C4	Camión de 4 ejes
C5	Camión de 5 ejes
CE	Carbono elemental
CMEM	Comprehensive Modal Emissions Model
CMSI	Iones solubles en agua
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CONPES	Consejo nacional de política económica y social
CORELS	Comisión para la reglamentación de la ley Sanitaria
COVS	Compuestos Orgánicos Volátiles
ED	Emissiones diésel
EPA	Environmental Protection Agency.
GAM	Modelo Aditivo Generalizado
GEI	Gas de Efecto Invernadero
GNV	Gas Natural Vehicular
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
HCON	Horario convencional
HNC	Horario no convencional
HBEFA	Handbook Emission Factors for Road Transport
HNO ₃	Ácido nítrico
HPA	Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos
ICA	Indicador de Calidad de Aire
MD	Motores diésel
ME	Modelo lineal generalizado
MN	Modelo no paramétrico
MOVES	Motor Vehicle Emission Simulator
N ₂	Ditrógeno
NO _x	Óxidos de nitrógeno

Abreviatura	Término
O ₂	Oxígeno diatómico
O ₃	Ozono
OC	Carbono orgánico
OMS	Organización Mundial de la Salud
PIB	Producto Interno Bruto
PM _{0.1}	Material particulado de 0,1 micras
PM ₁₀	Material particulado de 10 micras
PM _{2.5}	Material particulado de 2,5 micras
PST	Total Suspended Particles
SIT	State Inventory Tool
SO ₂	Dióxidos de azufre
SO _x	Óxidos de azufre
TPD	Tránsito Promedio Diario
UPB	Universidad Pontificia Bolivariana.
µg	Microgramos
WTP	Willingness to pay

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica no sólo es un problema ambiental que disminuye la calidad del aire, sino también un problema social por las externalidades negativas que genera en el bienestar de las comunidades. En general los gases contaminantes que se esparcen en el ambiente son respirados por las personas, las cuales no sólo aspiran oxígeno y nitrógeno, sino la mezcla de componentes químicos generados por los gases emitidos de acuerdo al tiempo de exposición, la circulación de aire, la presión atmosférica, disipación de contaminantes, cantidad de gases emitidos, tipo de contaminantes, topografía del terreno, entre otras. De esta manera, se convierte en una problemática de salud pública, en la cual los costos directos e indirectos son asumidos por diversos actores y se calcularán con base en el tratamiento médico a corto, mediano y largo plazo al cual la persona se somete para mejorar su estado de salud.

La alteración de la atmósfera producto de las emisiones de gases y partículas contaminantes, proviene tanto de fuentes fijas como móviles, estas últimas son generadas por el parque automotor, y la variación en los niveles de emisión va a depender de diversas variables, dentro de las cuales se pueden identificar el tipo de vehículo, su estado, tipo de motor y combustible con el cual éste opera, velocidad y congestión, entre otros; por esto, es posible afirmar que la emisión de grandes volúmenes de emisión con efecto nocivo para la salud en vehículos livianos, se da por el gran número de éstos, mientras que para camiones está sujeto principalmente al trabajo del motor y al tipo de combustible con el cual operan.

En general, dentro de la circulación de vehículos es posible reconocer externalidades positivas como disminución en los tiempos de recorridos entre un lugar y otro, desarrollo en una localidad, entre otros, y externalidades negativas como accidentalidad, contaminación visual, contaminación atmosférica, contaminación auditiva, disminución de calidad de vida generada por el estrés y enfermedades, entre otras. Este tipo de externalidades genera unos costos indirectos, algunos

cualitativos y otros cuantitativos, que permiten estimar una valoración económica ambiental, mediante la transformación de las emisiones de gases contaminantes a términos monetarios.

En Colombia han aumentado los efectos que la contaminación causa sobre la salud de las personas y al ambiente, más aún cuando es conocido que las pérdidas causadas anualmente en el país por la contaminación local del aire ascienden a 1.500 billones de pesos (Ministerio de Ambiente-Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010, p. 23). Cerca de 5.000 muertes prematuras son atribuibles a la contaminación del aire en las ciudades colombianas como Bogotá y Medellín, las cuales representan más del 75 por ciento de la mortalidad atribuible. Cada año, cerca de 4.700 nuevos casos de bronquitis crónica son atribuidos a la contaminación del aire urbano en Colombia. La mortalidad representa cerca de la mitad de la carga de morbilidad atribuible a la contaminación atmosférica y la morbilidad constituye la otra mitad. (Ministerio de Ambiente-Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010, p. 23).

Analizando la problemática en un lugar específico, como lo es Medellín y los municipios circundantes que conforman el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), los impactos ambientales causados por las emisiones de contaminación atmosférica han venido generando una preocupación debido a que es un valle estrecho, cóncavo, donde el régimen de viento no permite una adecuada dispersión de contaminantes y las fuentes móviles crecen en el tiempo (Rave et al, 2008).

En las últimas décadas el parque automotor ha venido creciendo aceleradamente principalmente los vehículos privados (autos), los cuales corresponden al 50% del parque automotor en el AMVA y son la principal fuente de emisiones. Sin embargo, los camiones son los segundos generadores de contaminantes y corresponden únicamente al 4% del total del parque automotor matriculado en el AMVA, esto se debe a que los estudios demuestran que por el tipo de combustible con el que trabaja, impulsa grandes cantidades de azufre y demás gases contaminantes, ocasionando externalidades negativas.

1. OBJETIVOS, ALCANCE E HIPÓTESIS

1.1. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Valorar económicamente la afectación en la salud humana debida a los contaminantes que emiten los camiones a la atmósfera.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar los contaminantes emitidos por los camiones a la atmósfera, y métodos para su estimación.
- Identificar los efectos que estos contaminantes causan en la salud humana.
- Estimar la valoración económica de estos efectos.
- Identificar los cambios que se logran al variar la circulación de camiones en zona de estudio.

1.2. ALCANCE

La valoración económica se realizará con información secundaria epidemiológica y con los costos médicos generados por la afectación en la salud humana, la cual se da por la aspiración de material particulado emitidos por la circulación de camiones; tales emisiones serán estimadas con modelos ya desarrollados por otros estudios.

Se evaluarán dos escenarios (Escenario 1: condiciones actuales de circulación, Escenario 2: Condiciones bajo cambios en la circulación) en la zona de estudio para estudiar el efecto de cambios en las condiciones de operación de los camiones.

La investigación se realiza en la ciudad de Medellín.

1.3. HIPÓTESIS

Es posible valorar económicamente la afectación de salud debidos a las emisiones de contaminantes en la atmósfera generada por camiones.

2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

2.1. Impacto ambiental

El impacto ambiental se puede definir como las variaciones o efectos colaterales que genera la actividad humana en un medio natural (Certuche, Tapias, y Pelaez, 2009). De esta manera, uno de los impactos más significativos dentro de una urbe es la contaminación atmosférica, la cual es generada principalmente por el uso amplio de combustibles fósiles, ya que algunos son de mala calidad y la demanda del transporte ha crecido en los últimos años. Las concentraciones de gases contaminantes presentes en el aire en las principales ciudades han demostrado ser un peligro para la salud humana y, por ende, han contribuido a aumentar las tasas de morbilidad y mortalidad por enfermedades respiratorias y cardiovasculares. La evidencia de numerosos estudios en diferentes regiones del planeta relaciona las altas concentraciones de contaminantes del aire con efectos agudos y crónicos en la salud humana. El incremento en el número de muertes por causas cardiovasculares, respiratorias, cáncer de pulmón e infecciones respiratorias agudas ha sido recientemente asociado con los altos de niveles de contaminantes que exceden las normas de calidad del aire (López et al., 2007).

2.2. Contaminantes atmosféricos

La contaminación atmosférica es la presencia en el aire de elementos contaminantes que afectan su composición normal y alteran a cualquier componente del ecosistema (Oyarzún, 2010). De acuerdo a su origen los contaminantes se clasifican en antropogénicos, derivados de la actividad humana, o naturales resultantes de procesos de la naturaleza (Ávila y Lora, 2015).

A su vez los contaminantes atmosféricos se clasifican en primarios y secundarios, los primeros son aquellos que permanecen en la atmósfera tal y como fueron emitidos desde la fuente, como las

partículas MP, Monóxido de carbono (CO), Dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), óxidos de azufre (SO_x) y los hidrocarburos (HC). Los secundarios son los que han estado sujetos a cambios químicos o son el producto de reacciones de dos o más contaminantes primarios en la atmósfera como ácido sulfúrico (H₂SO₄), ácido nítrico (HNO₃), ozono (O₃), el smog fotoquímico y los compuestos orgánicos volátiles (VOC) (Bedoya y Martínez, 2008).

Generalmente la contaminación del aire se vuelve más crítica en los centros urbanos, donde factores como el crecimiento de las industrias, el número de vehículos, construcciones, quemas, mal manejo de desechos sólidos, entre otros, generan consecuencias irreversibles (Londoño y Palacio, 2011)

La generación de gases contaminantes es inherente a todo proceso de combustión, las características del ciclo empleado en el motor y las propiedades físico-químicas del combustible influyen directamente en las emisiones que se producen durante el funcionamiento. (Martín y Sala, 2004). Las emisiones relacionadas con el uso de la energía incluyen las emisiones de CO₂, metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), NO_x, CO y los compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (COVDM), así como las emisiones de dióxido de azufre (SO₂).

En la combustión encontramos varios compuestos, algunas inofensivas y otras nocivas para la salud, entre las inofensivas encontramos: nitrógeno (N), oxígeno (O), CO₂, hidrógeno (H₂) y vapor de agua; nocivas: CO, HC, NO_x, plomo (Pb) y compuestos de plomo, SO₂, hollín, material particulado (PM), entre otros.

De acuerdo a lo anterior, los principales contaminantes atmosféricos son:

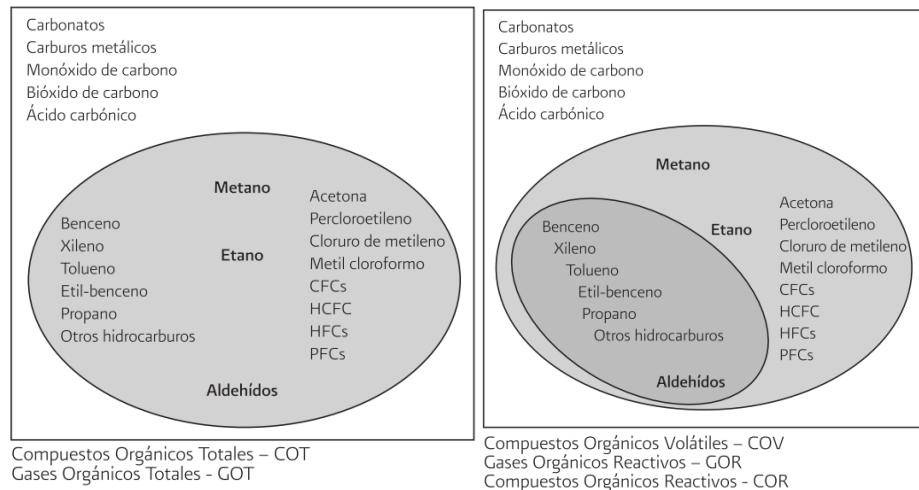
2.2.1. Hidrocarburos

Las emisiones de hidrocarburos resultan cuando no se quema completamente el combustible en el motor (Instituto Nacional de Ecología y cambio climático, 2012). Son una mezcla de compuestos que se producen por falta de oxígeno o exceso de combustible para realizar la combustión completa. Provocan niebla fotoquímica que produce turbidez y suciedad atmosféricas y riesgos para la salud (Martín y Sala, 2004). En conjunto, los gases considerados como hidrocarburos son conocidos como compuestos orgánicos totales (COT). Este concepto incluye a todos los compuestos carbonados excepto los carbonatos, carburos metálicos, monóxido de carbono y bióxido de carbono.

En gestión de la calidad del aire, los COT también son conocidos como gases orgánicos totales (GOT) o como hidrocarburos totales (HCT o HC). Desde un punto de vista de calidad del aire, es importante señalar que algunos de los COT emitidos a la atmósfera tienen una reactividad fotoquímica muy baja, o carecen de ella. Por otra parte, los compuestos considerados fotoquímicamente reactivos son denominados compuestos orgánicos volátiles (COV) o gases orgánicos reactivos (GOR).

Otras definiciones de hidrocarburos que en ocasiones aparecen en la literatura de calidad del aire y de factores de emisión incluyen: gases orgánicos no metánicos (GONM), hidrocarburos no metánicos (HCNM), hidrocarburos totales (HCT), e hidrocarburos. La consideración de diferentes subcategorías de hidrocarburos es importante en la definición de contaminantes a inventariar a fin de evitar confusiones. Por ello, en la Figura 1 se ilustra la relación entre las diversas definiciones de hidrocarburos. Las áreas sombreadas indican los compuestos incluidos en cada definición (Instituto Nacional de Ecología y cambio climático, 2012).

Figura 1 Grupos de hidrocarburos.



Fuente: Tomado de (Comisión Nacional de Medio Ambiente, 2009.)

Los carbonatos han estado presentes en la atmósfera a lo largo de la historia debido a que son compuestos naturales, sin embargo, con el crecimiento urbano, el desarrollo de la industria ha aumentado considerablemente los contaminantes de este tipo.

La gasolina, el ACPM y el Gas Licuado de Petróleo; todos son subproductos de los hidrocarburos. Las emisiones de HC de los vehículos son provenientes en su mayor parte del combustible que no ha logrado quemarse en el interior del cilindro y sale al exterior del motor por los conductos de escape, los hidrocarburos son el contaminante más importante y en mayor cantidad que produce un vehículo durante su vida útil (Castro y Escobar, 2006).

Analizando los hidrocarburos, específicamente el ACPM, tenemos que éstos constituyen una mezcla de diversas sustancias orgánicas e inorgánicas en forma de gases y partículas finas, Alonso y Aristizabal, (2008) afirman que el diésel es el principal promotor de formación de material particulado por el contenido de azufre, el contenido de hidrocarburos aromáticos policíclicos, el contenido de hidrocarburos aromáticos entre otros; García y Falcón, (2003) identificaron muchos de los compuestos de las emisiones diésel, éstas dependen del tipo de motor, condiciones de funcionamiento, combustible, aceite lubricante y del sistema de control de las emisiones; Los principales compuestos tóxicos de las ED son: Acetaldehído, Acroleína, Anilina, Antimonio, Berilio, Bifenilo, Bis (2-etilexil), phthalato 1-3, Cloruros, Clorobenceno, Cobalto, Creosol, Cianuro, Dibutilphthalato, Dioxinas y Fenol, Fósforo, Manganeso, Materiales orgánicos, policíclicos, incluyendo hidrocarburos aromáticos, policíclicos (C14-C35), Naftaleno, 4-Nitrobifenilo, Propionaldehído Selenio Stireno Tolueno Xilenos: o- xilenos, m- xilenos; p- xilenos.

2.2.2. Metano (CH₄)

Se produce en pequeñas cantidades en la quema de combustibles debido a la combustión incompleta de los hidrocarburos del mismo. Las emisiones de metano indican en general una ineficiencia en el proceso de combustión.

La producción de CH₄ depende de la temperatura de la caldera/horno/estufa. En el caso de las instalaciones de combustión eficientes y de gran envergadura, de las aplicaciones industriales, la tasa de emisión es muy baja. En fuentes menores de combustión, las tasas de emisión son, en general, más altas sobre todo cuando se produce combustión sin llama. Las mayores tasas de emisión de CH₄ se producen en aplicaciones residenciales (estufas pequeñas y quema a cielo abierto).

Las emisiones de CH₄ a partir de fuentes móviles son una función del contenido de metano en el combustible para motores, la cantidad de hidrocarburos que pasa por el motor sin ser quemada, el tipo de motor y los controles posteriores a la combustión. En vehículos sin controles de emisión, la cantidad de CH₄ emitida es mayor a bajas velocidades y cuando el motor se encuentra en reposo. Los motores en mal estado pueden producir una emisión de CH₄ particularmente alta (GCE, 2000).

2.2.3. Monóxido de Carbono (CO)

Es un gas tóxico e insípido que se produce por falta de la cantidad de O₂ necesaria que permita completar la reacción de combustión. La generación de CO se produce en un paso previo a la creación de CO₂, por lo tanto, primero se genera todo el CO y a continuación el CO₂ que sea posible según la cantidad de O₂ disponible. Por un lado, provoca la destrucción del ozono estratosférico lo que conlleva riesgos para la salud (asociados a la radiación ultravioleta) y puede producir alteraciones en la fauna y flora. Por otro lado, provoca la formación de ozono troposférico, lo que contribuye al efecto invernadero alterando la calidad de la atmósfera y de los ecosistemas (Martín y Sala, 2004).

Es un gas de efecto invernadero indirecto. La mayor parte de las emisiones de CO de la quema de combustibles procede de los vehículos motorizados (GCE, 2000).

Este gas se produce cuando la combustión de gasolina y diésel es incompleta. Los escapes del motor contienen ciertas cantidades de monóxido de carbono, pero estas concentraciones suben si el motor del vehículo tiene un mal mantenimiento (Castro y Eugenia, 2005).

2.2.4. Compuestos Orgánicos Volátiles distintos del Metano (COVDM)

Son gases de efecto invernadero indirectos. Las emisiones de COVDM (p. ej. olefinas, cetonas y aldehídos) son producto de la combustión incompleta. Las fuentes más importantes de COVDM a partir de actividades de quema de combustibles son las fuentes móviles y la combustión residencial, especialmente la combustión de biomasa (p. ej., leña).

Las emisiones de COVDM están directamente influenciadas por el combustible usado, los patrones de uso, el tipo y tamaño del equipo, antigüedad, mantenimiento y funcionamiento de la tecnología en cuestión. Las emisiones de las plantas de combustión a gran escala son muy bajas y tienden a disminuir a medida que aumenta el tamaño de la planta y la eficiencia del proceso de combustión. Puede haber una diferencia de varios órdenes de magnitud en las tasas de emisión si se trata de instalaciones mal gestionadas o cuyo estado de mantenimiento es deficiente, como podría ser el caso de las unidades más antiguas (GCE, 2000).

2.2.5. Dióxido de Carbono (CO₂)

En todo proceso de combustión se produce CO₂. El CO₂ es un gas incoloro, inodoro y de sabor agrio que tiende a depositarse en las zonas bajas por ser más pesado que el aire. Tiene una densidad de 1,98 kg/m³ y al ser un gas no combustible posee un poder antidetonante muy elevado. No es un gas tóxico, pero al reducir la proporción de oxígeno en el aire se convierte en un elemento perjudicial para la salud, además es el principal responsable del efecto invernadero por la cantidad que se genera participando directamente en el cambio climático del planeta (Martín y Sala, 2004)

Las emisiones de CO₂ proceden de la oxidación de carbono de los combustibles durante la combustión. Como la combustión no es perfecta se producen cantidades de carbono parcialmente oxidado y no oxidado. La oxidación incompleta se produce como consecuencia de ineficiencias en la combustión, la mayor parte de carbono liberado se forma como CO₂, una pequeña fracción del carbono no se oxida inmediatamente como CO₂.

La mayor parte de esta fracción de emisión se emite en forma de gases distintos del CO₂ tales como CH₄, CO) y los COVDM. El resto del carbono permanece sin quemar (es decir, no oxidado) en forma de hollín y ceniza, la cual, se supone permanece almacenada indefinidamente (es decir, no se emite en forma gaseosa). El factor de oxidación por omisión del IPCC es de 99,5 %. En el caso del petróleo, alrededor del 1,5 ± 1 % del carbono pasa a través de los quemadores sin oxidarse.

En la Tabla 1 se muestra las emisiones de CO₂ de acuerdo al tipo de combustible. Esta información se basa en un estudio comparativo entre los combustibles tradicionales y las nuevas tecnologías,

para obtener estos valores se conoce la cantidad estequiométrica de CO₂ que se produce al quemar el combustible con el oxígeno contenido en el aire. Para poder cuantificar la emisión de este gas se analiza independientemente del resto de contaminantes, se debe destacar que el hidrogeno tiene una emisión nula, ya que no contiene carbono en su composición.

Tabla 1 Emisiones de CO₂ por tipo de combustible

Combustible	Emisiones CO₂ (g/kWh)
Gasolina	264,44
Diésel	267,8
Biogás	189,11
Biodiesel	272,58
Etanol	257,42
Metanol	248,78
Propano	233,19
Butano	239,01
Gas Natural	154,8
Hidrogeno	0

Fuente: Martín, Sala (2004)

2.2.6. Óxido nítrico (NO)

Es un gas inodoro e incoloro que se forma por la unión de dos átomos uno de N y otro de O. La combinación es NO.

Los óxidos de nitrógeno son degradados rápidamente en la atmósfera al reaccionar con otras sustancias comúnmente presentes en el aire. La reacción del dióxido de nitrógeno con sustancias químicas producidas por la luz solar lleva a la formación de ácido nítrico, el principal constituyente de la lluvia ácida. Pequeñas cantidades de óxidos de nitrógeno pueden evaporarse desde el agua, pero la mayor parte reaccionará con el agua formando ácido nítrico (Prieto, 2010).

Los niveles bajos de óxidos de nitrógeno en el aire pueden irritar los ojos, la nariz, la garganta, los pulmones, y posiblemente causar tos y una sensación de falta de aliento, cansancio y náusea. Respirar altos niveles de óxidos de nitrógeno puede rápidamente producir quemaduras, espasmos y dilatación de los tejidos en la garganta y las vías respiratorias superiores, reduciendo la oxigenación

de los tejidos del cuerpo, produciendo acumulación de líquido en los pulmones y la muerte (University of Southern California, 2007).

2.2.7. Dióxido de nitrógeno (NO₂)

Es un gas pardo rojizo, no es inflamable, pero es tóxico y se caracteriza por un olor muy asfixiante. El NO₂ aparece debido a la reacción del NO y el O₂, pero esto sucede a bajas temperaturas (menos de 150°C); por lo tanto, podemos decir que se encuentra muy poco NO₂ en la mezcla gaseosa a temperaturas de combustión y podemos decir que el 90% del NO_x es NO en la atmósfera.

La exposición aguda al NO₂ puede incrementar las enfermedades respiratorias, especialmente en niños y personas asmáticas. La exposición crónica a este contaminante puede disminuir las defensas contra infecciones respiratorias (Instituto Nacional de Ecología y cambio climático, 2012).

2.2.8. Óxido Nitroso (N₂O)

Se produce directamente a partir de la quema de combustible. Se ha determinado que, en general, las temperaturas de combustión más bajas producen mayores emisiones de N₂O. Si bien se conocen con relativa exactitud los mecanismos químicos del N₂O, los datos experimentales disponibles son limitados.

El estudio detallado de las emisiones de óxido nitroso de los vehículos es reciente. Los controles de emisión de los vehículos (especialmente los catalizadores de los vehículos de carretera) pueden aumentar la tasa de generación de N₂O. El grado de aumento (o disminución) de las emisiones de N₂O depende de factores tales como las prácticas de conducción (p. ej., la cantidad de arranques en frío) y el tipo y antigüedad del catalizador. Por lo tanto, las emisiones de óxido nitroso de fuentes móviles en países con gran cantidad de vehículos de carretera con controles de emisión pueden ser significativas (GCE, 2000).

2.2.9. Óxidos de nitrógeno (NO_x)

La emisión de este contaminante es independiente al proceso de combustión. Debido a las altas presiones y temperaturas que se generan en la cámara de combustión el nitrógeno y el oxígeno presentes en el aire reaccionan dando lugar a los óxidos de nitrógeno. Las altas temperaturas y el exceso de O₂ favorecen la aparición de estos gases.

Los NO_x son sustancias muy perjudiciales para el medio. Son responsables del efecto invernadero y provocan la destrucción del ozono estratosférico, lo que lleva a riesgos en la salud asociados a la radiación ultravioleta y alteraciones en la fauna y la flora de los ecosistemas. A su vez, contribuyen a la formación de ozono troposférico provocando pérdidas en la calidad de la atmósfera y de los ecosistemas y convirtiéndose en un riesgo adicional para la salud. (Martín, Sala, 2004).

Estas se producen bajo las condiciones de alta temperatura y presión que imperan en el motor, los átomos de nitrógeno y oxígeno del aire reaccionan para formar NO, NO₂ y otros óxidos de nitrógeno menos comunes, que se conocen de manera colectiva como NO_x. Los óxidos de nitrógeno, al igual que los hidrocarburos, son precursores de ozono. Así mismo, con la presencia de humedad en la atmósfera se convierten en ácido nítrico, contribuyendo de esta forma al fenómeno conocido como lluvia ácida (Zamboni, Roveda y Capobianco, 2015).

Son gases de efecto invernadero indirecto. Las actividades de quema de combustible son las fuentes antropogénicas más significativas de NO_x. En el ámbito de la quema de combustibles, las fuentes más importantes son las industrias energéticas y las fuentes móviles (Elliott, Nebel, y Rounds, 2012).

2.2.10. Dióxido de Azufre (SO₂)

Es un gas incoloro de fuerte olor, que se produce debido a la presencia de azufre en el combustible. Al oxidarse en la atmósfera produce sulfatos, que forman parte del material particulado. Este compuesto es irritante para los ojos, nariz y garganta, y agrava los síntomas del asma y la bronquitis. La exposición prolongada al dióxido de azufre reduce el funcionamiento pulmonar y causa enfermedades respiratorias (Instituto Nacional de Ecología y cambio climático, 2012).

Es un precursor de aerosoles cuya presencia en la atmósfera puede tener un efecto de enfriamiento climático. El SO_2 puede reaccionar con una gran variedad de oxidantes producidos fotoquímicamente para formar aerosoles de sulfato. La concentración de estas partículas aumenta con la quema de combustibles fósiles que contienen azufre. Las emisiones de SO_2 están íntimamente relacionadas con el contenido de azufre de los combustibles (GCE, 2000).

SO_2 y el trióxido de azufre (SO_3) son dos tipos de óxidos de azufre. El SO_2 tiene relación directa como componente de la lluvia ácida, cuyos efectos son nocivos tanto en las grandes ciudades, acelerando la corrosión de edificios y monumentos y reduciendo significativamente la visibilidad, como en el campo, produciendo la acidez de lagos, ríos y suelos. El SO_3 es un agente deshidratante, se obtiene por oxidación del SO_2 . Por calentamiento de ácido sulfúrico se desprende SO_3 . El dióxido de azufre es un gas incoloro, irritante, con sabor amargo, que se disuelve en el agua para formar el ácido sulfuroso. Bajo presión es un líquido y no entra en combustión, este gas incoloro y con sabor ácido picante, es percibido por el olfato en concentraciones hasta de 3 ppm (0,003%) a 5 ppm (0,005%). Cuando se encuentra en niveles de 1 a 10 ppm induce al aumento de la frecuencia respiratoria y del pulso (Bedoya y Martínez, 2008).

Los óxidos de azufre son un grupo de gases compuestos por trióxido de azufre (SO_3) y SO_2 . El más común es el SO_2 , ya que el SO_3 es solo un intermediario en la formación del ácido sulfúrico (H_2SO_4).

El dióxido de azufre es un gas irritante y tóxico. Afecta sobre todo las mucosidades y los pulmones provocando ataques de tos, si bien éste es absorbido por el sistema nasal. La exposición de altas concentraciones durante cortos períodos de tiempo puede irritar el tracto respiratorio, causar bronquitis, reacciones asmáticas, espasmos reflejos, parada respiratoria y congestionar los conductos bronquiales de los asmáticos.

2.2.11. Óxidos de azufre (SO_x)

Los óxidos de azufre son una fuente importante de contaminantes atmosféricos que son producidos por los gases de los escapes de los automóviles, las refinerías de petróleo, los procesos de fabricación del papel y las industrias químicas.

Los efectos de los SOx empeoran cuando el dióxido de azufre se combina con partículas o con la humedad del aire ya que se forma ácido sulfúrico, y produce lo que se conoce como lluvia ácida, provocando la destrucción de bosques, vida salvaje y la acidificación de las aguas superficiales (Zavala, et al, 2013).

2.2.12. Ozono (O₃)

Es un contaminante secundario; es decir, se forma en la atmósfera a partir de emisiones de otros contaminantes precursores. Es por ello que, en las zonas donde se emite la contaminación, sus niveles son bajos y éstos aumentan a medida que nos alejamos de los focos emisores y los gases precursores comienzan a reaccionar para generarlo (Ballester, et al 2014).

El ozono es una molécula gaseosa formada por tres átomos de oxígeno. El que está situado en la capa de aire más cercana a la tierra (tropósfera) forma, junto a otros tóxicos, una mezcla de gases contaminantes conocida como "smog fotoquímico" dañina para la salud. El ozono situado en la estratosfera protege la vida en la tierra al absorber parte de los rayos ultravioleta del sol. El O₃ es un gas incoloro cuyo olor se detecta a niveles muy bajos. Se forma como resultado de la interacción entre compuestos orgánicos como cetonas, aldehídos e hidrocarburos no saturados y óxidos de nitrógeno en presencia de la luz solar. También es formado por cualquier otra fuente de energía de gran capacidad, como rayos, equipos eléctricos de alto voltaje y dispositivos para la purificación del aire y el agua. El ozono es uno de los principales contaminantes atmosféricos presentes en las zonas altamente industrializadas y en las ciudades con un número alto de automóviles. Más de la mitad de los ingredientes necesarios para producir el ozono provienen de los gases de escape de los automóviles. La formación del ozono tiene lugar más frecuentemente en las horas de la mañana y al mediodía y empieza a disminuir al finalizar la tarde y al llegar el anochecer (Muñoz, Paz, y Quiroz, 2007).

2.2.13. Partículas en suspensión

De acuerdo a Parra, Vargas y Martínez, (2010) la contaminación ambiental por material particulado (PM) es uno de los mayores problemas presentes en la atmósfera, principalmente por los vehículos

automotores (Rojas, 2004). La contaminación con estas partículas es causada por diferentes fuentes de origen natural o antropogénico como, por ejemplo, polvo (proviene de la erosión de los suelos o de la actividad volcánica), polen, residuos de combustión incompleta, procesos industriales, tala de árboles, incineradores de residuos tanto sólidos como hospitalarios y la combustión vehicular.

Las partículas se clasifican en primarias y secundarias, según la fuente que las origina. Las primeras son emitidas a la atmósfera, como el polvo en suspensión o partículas emitidas por una chimenea, mientras las secundarias son formadas en la atmósfera por transformaciones de las emisiones gaseosas como los óxidos de azufre, nitrógeno y los compuestos orgánicos volátiles (Pilinis y Seinfeld, 1987).

Los principales componentes del material particulado atmosférico (MP) son sulfato, nitrato, amonio, ión hidrógeno, agua adherida a las partículas, carbono elemental, una gran variedad de compuestos orgánicos y elementos de la corteza terrestre. La mayoría de los estudios de especiación química del MP evidencian una dependencia entre composición química y tamaño de las partículas. (Parra; Quijano y Martínez, 2010).

Algunas partículas atmosféricas son higroscópicas. El conocimiento de la composición química de las partículas que se encuentran en el aire es de interés desde el punto de vista epidemiológico debido a que es importante determinar el potencial efecto en la salud humana por la presencia de sustancias tóxicas y cancerígenas adheridas a este diminuto material (Rosales, et al, 2001).

Uno de los factores que afecta el nivel de las emisiones es la calidad del combustible. La concentración de azufre en el ACPM está relacionado directamente con las emisiones de Material Particulado, con respecto a la composición del combustible, los principales promotores de la formación de partículas en combustión diésel son: el contenido de azufre, el contenido de hidrocarburos aromáticos policíclicos, el contenido de hidrocarburos aromáticos (Rojas, 2004). La caracterización del material particulado corresponde a una mezcla compleja de compuestos orgánicos, inorgánicos y biológicos tales como metales, sales, material carbonáceo, compuestos orgánicos volátiles (VOC), hidrocarburos aromáticos polinucleados (PAH), endotoxinas que pueden interactuar y potencialmente absorberse como un núcleo de condensación (Parra et al, 2010). La

composición elemental del material particulado incluye diferentes elementos, unos livianos como el aluminio, silicio, potasio, calcio, y otros pesados como hierro, zinc, vanadio, titanio, cadmio, plomo, mercurio y antimonio además compuestos orgánicos de elevada toxicidad y potencial efecto cancerígeno y asma (Arnedo-Pena et al., 2009). Cerca de un 75 a 90% de metales como Cobre, Cadmio, Níquel, Zinc y Plomo se encuentran en la fracción de PM₁₀ (Parra et al, 2010); algunos de estos fragmentos son emitidos por el escape del motor, en cambio otros se forman en la atmósfera como consecuencia de reacciones químicas entre varios contaminantes que salen del escape. (Castro y Eugenia, 2005).

- **PM₁₀. y PM_{2.5}**

Las partículas respirables se han clasificado en PM₁₀ y PM_{2.5} de acuerdo con el tamaño de éstas: Las primeras son aquellas partículas gruesas en su mayoría con pH básico producto de la combustión no controlada (Martínez, et al. (2011); algunas están relacionadas con la desintegración mecánica de la materia o la resuspensión de partículas en el ambiente. El segundo grupo consideran aquellas con tamaño 2.5 micras generalmente ácidas, que contienen hollín y otros derivados de las emisiones vehiculares e industriales, y corresponde a la fracción más pequeña y agresiva debido a que éstas son respirables en un 100% y por ello se alojan en bronquios, bronquiolos y alvéolos (Larsen, 2003). La Tabla 2 presenta las fuentes relacionadas con la emisión de partículas finas (PM_{2.5}) y PM₁₀. Se observa que en general la relación entre partículas es muy similar entre sí, solo se presenta diferencia en la quema de residuos orgánicos.

Tabla 2 Emisión PM_{2.5}/PM₁₀

FUENTES DE EMISIÓN	RELACIÓN PM_{2.5}/PM₁₀
Fuentes estacionarias	
Combustión de combustibles	0,96
Procesos industriales	0,56
Fuentes fugitivas	
Calles pavimentadas	0,25
Calles no pavimentadas	0,15
Construcción y demolición	0,15
Operaciones agrícolas (cultivos, etc)	0,2
Procesos varios	

Quema de desechos	0,96
Quema de residuos agrícolas	0,93-0,96
Incendios forestales	0,93
Fuentes móviles	
En carretera	0,98

Fuente: Rojas, (2004)

Existen relaciones entre el tamaño de las partículas y sus fuentes. Las partículas con diámetros superiores a $10\mu\text{m}$, es decir, mayores a PM_{10} provienen de procesos mecánicos como la erosión, trituración, molienda y la dispersión producida por el viento, así como la pulverización de materia sólida debido a la acción de vehículos. Las partículas entre 1 y $10\mu\text{m}$ (PM_1 y PM_{10}) de diámetro incluyen por lo común productos de combustión. Las partículas con diámetro comprendido entre 0.1 y $1\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{0.1}$ y PM_1) son principalmente productos de combustión y aerosoles fotoquímicos. Las partículas menores de $0.1\mu\text{m}$ de diámetro no han sido bien identificadas desde el punto de vista químico. Parecen originarse casi por completo a partir de fuentes de combustión.

En la atmósfera, las partículas menores de $0.1\mu\text{m}$ muestran un comportamiento similar al de las moléculas. Su movimiento es aleatorio con frecuentes colisiones con las moléculas gaseosas. Además, chocan a menudo entre sí, se agrupan y forman agregados mayores en un proceso denominado coagulación.

Las partículas mayores de $1\mu\text{m}$ se comportan de una manera muy distinta debido a que sufren una significativa deposición gravitacional. La tasa de coagulación de estas partículas es baja. Las partículas mayores de $10\mu\text{m}$ permanecen en suspensión en el aire durante períodos de tiempo relativamente cortos, como consecuencia de elevadas tasas de sedimentación gravitacional. Como resultado de los procesos de coagulación y sedimentación, las partículas que permanecen suspendidas en la atmósfera durante prolongados períodos, se encuentran predominantemente en la gama de tamaños comprendida entre 0.1 y $10\mu\text{m}$. El tamaño de las partículas es un factor muy importante en la determinación de los efectos sobre la salud.

En general aquellas de diámetro aerodinámico entre 2 y 5 micrómetros no penetran muy profundamente en los pulmones pues son interceptadas por los pelos nasales o se quedan en las membranas mucosas de los pasajes orales o en la tráquea, y son después tragadas o expectoradas.

Las partículas muy pequeñas entre 0.1 a 3 μm tienden a depositarse en el árbol traqueo-bronquial por difusión, y entonces son removidas de la misma manera que las partículas grandes. Pero las partículas en el intervalo menores que 0.1 μm de tamaño de pueden penetrar muy profundo en los pulmones y después son depositadas en los bronquiolos respiratorios o en los sacos alveolares. Muchos estudios epidemiológicos indican una alta correlación entre las partículas y enfermedades respiratorias como bronquitis, asma, enfisema, pulmonía y enfermedades cardíacas (Navarro, 1981). Partículas menores de 10 micrómetros de diámetro (PM_{10}) pueden entrar y quedar atrapadas en las vías respiratorias. Las partículas de diámetro mayor son generalmente producidas por procesos mecánicos de abrasión o fractura de sólidos, y en condiciones de poco viento se precipitan rápidamente al suelo.

La relación $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ ha sido determinada en numerosos estudios llevados a cabo en diferentes ciudades. Como es predecible, existe diversidad en los valores encontrados, debido a las diferencias geológicas, climatológicas, atmosféricas, y en las fuentes de emisión de contaminantes, que influyen en la distribución de tamaños de las partículas en cada sitio de monitoreo (Rojas y Galvis, 2005). La Tabla 3 presenta algunos de los valores encontrados por varios autores para la relación $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ en diferentes ciudades del mundo (Rojas y Galvis, 2005) y (Larsen, 2004).

Tabla 3 Relación PM por Ciudad

CIUDAD	RELACIÓN $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$
Ciudad de México, México	0.50-0.70
Santiago, Chile	0.40-0.70
Birminham, Reino Unido	0.50-0.80
Sydney, Australia	0.29-0.53
Hong Kong, China	0.53-0.78
Bogotá, Colombia*	0.19-0.73
Bogotá, Colombia**	0.60
Bucaramanga, Colombia**	0.61
Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Colombia**	0.60
Cali, Colombia**	0.59
Notas: *Valores obtenidos y reportados por Rojas Rojas, (2004)	
** Valores estimados por Larsen, (2004)	

Fuente: Elaboración propia con base en Rojas,(2004), Larsen, (2004)

2.2.14. Nitrógeno (N)

Es un gas inerte que se encuentra presente en el aire en una concentración aproximada del 78%. Debido principalmente a las altas temperaturas existentes en el motor, el nitrógeno se oxida formando pequeñas cantidades de distintos óxidos de nitrógeno, que son muy tóxicos aunque el nitrógeno puro sea un gas inerte (Ambiente y Gubernors 2007).

2.2.15. Oxígeno (O)

Es uno de los elementos indispensables para la combustión y se encuentra presente en el aire en una concentración aproximada del 21%. Si la mezcla aire carburante es demasiado rica o demasiado pobre, el oxígeno no podrá combinarse con los hidrocarburos y será expulsado con el resto de los gases de escape (Ambiente y Gubernors 2007).

2.2.16. Vapor de agua

Se produce como consecuencia de la combustión, mediante la oxidación del hidrógeno. Es el que existe en mayor proporción y de la apariencia de humo a los gases de escape (Vieira et al., 2012).

2.3. Comparación de emisiones

Los contaminantes más significativos se encuentran en la Tabla 4 donde se presentan las emisiones de contaminantes de acuerdo al combustible, tomando como base algunos estudios; Martín y Sala, (2004) realizan un comparativo entre los combustibles tradicionales (gasolina y diésel) y las comparan con (Biogás, Etanol, Metanol, propano, butano, gas natural e hidrogeno) .

Tabla 4 Emisión de contaminantes por tipo de combustible

Contaminante	Combustible								
	Gasolina	Diésel	Biogás	Bioetanol	Biodiesel	Propano	Butano	Gas Natural	Hidrogeno
CO	Alto	Medio	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	NA
CO ₂	Medio	Medio	Alto	Medio	Medio	Medio	Medio	Medio	NA

Contaminante	Combustible								
	Gasolina	Diésel	Biogás	Bioetanol	Biodiesel	Propano	Butano	Gas Natural	Hidrogeno
HC	Alto	Medio	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	NA
NO ₂	Alto	Alto	Medio	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	NA
NO _x	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Medio	Medio	Alto	Medio
CH ₄	Bajo	Bajo	Bajo	Medio	Medio	Bajo	Bajo	Alto	NA
PM	Bajo	Alto	Bajo	Medio	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
SO ₂	Medio	Alto	Bajo	Bajo	Medio	Bajo	Bajo	Bajo	NA
SO _x	Medio	Alto	Bajo	Bajo	Medio	Bajo	Bajo	Bajo	NA

Fuente: Severiche y Acevedo (2013), Sivalingam, et al. , (2015), Boldo et al., (2014)

Se observa claramente que el combustible más limpio es el Hidrógeno, emitiendo de manera singular contaminación de óxidos de Nitrógeno; la emisión de este contaminante se debe a factores relacionados con las temperaturas que se generan en la cámara de combustión, por esta razón se producen con cada uno de los combustibles.

Con el fin de reducir las emisiones de material particulado, se han realizado estudios para analizar combustibles alternativos; uno de ellos es el biodiesel, que puede ser usado como único combustible o se puede mezclar con ACPM de petróleo. Rojas, (2004) analiza algunos estudios realizados y afirma que el biodiesel emite menos cantidad de material particulado, esto puede ser principalmente por el contenido de oxígeno de la mezcla de biodiesel, el cual sustituye al oxígeno del aire en las regiones de mezcla ineficiente del combustible con el aire; con respecto a los demás contaminantes, al comparar el biodiesel con el diésel no se observan cambios significativos. Elliott, Nebel, y Rounds, (2012) estudiaron la composición del diésel, gasolina y propano, y analizan las muestras de gases de escape en ralentí, crucero, aceleración y desaceleración del vehículo. Las muestras de contaminantes analizadas fueron monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, formaldehído y los hidrocarburos, además midieron la velocidad de las emisiones de contaminantes. Concluyeron que la diferencia de las emisiones de estos componentes en estos tres tipos de combustibles es mínima, todos se comportan de forma similar, solo fue menor el CO para el diésel.

Se han realizado algunos estudios donde se investiga cuáles son los principales factores que aumentan las emisiones de contaminantes vehiculares. Clark, et al, (2002) concluyen que las emisiones de contaminantes vehiculares no solo dependen del combustible con el que trabaja, sino que hay otros factores como clase del vehículo y peso, ciclo de conducción, la vocación de vehículo, tipo de combustible, el motor, la antigüedad del vehículo y el terreno recorrido; Zhao y Sadek, (2013) realizan un estudio sobre la sensibilidad de la velocidad y la pendiente de la vía en la emisión de contaminantes en el cual se concluye que las emisiones de contaminación depende de la velocidad en la que circula el vehículo y la pendiente de la vía; Holmén, (2014), Correa-Espinal, Cogollo Flórez, y Salazar López, (2010) analizan como la forma de conducción aumenta o disminuye las emisiones de contaminación, los estudios concluyen que la forma de conducción si afecta la cantidad de emisiones de contaminación emitidas en el ambiente, Zamboni, André, Roveda, y Capobianco, (2015) analizan la relación de la forma de conducir con la velocidad en la que circula los vehículos, en este estudio se concluye que la forma de conducir afecta las emisiones de contaminantes atmosféricos emitidos por los vehículos.

2.4. Transporte y combustibles

Los vehículos emiten diversos contaminantes a la atmósfera, la concentración de contaminantes de estos gases depende del tipo de combustible utilizado (gasolina, ACPM, GNV) y el estado en el que se encuentre el motor. El régimen de marcha influye notablemente en la cantidad y composición de los escapes, de acuerdo al tipo de circulación y topografía del terreno. Las emisiones producto de los vehículos pueden ser emisiones de gases contaminantes, emisiones evaporativas y emisiones por el tubo de escape.

2.4.1. Emisiones de gases contaminantes.

De acuerdo al Instituto Nacional de Ecología y cambio climático (2012) los vehículos propulsados por motores de combustión interna producen, en general 2 tipos de emisiones de gases contaminantes: emisiones evaporativas y emisiones por tubo de escape.

2.4.1.1. Emisiones evaporativas

Según Lara, et al, (2009) las emisiones causadas por la evaporación de combustible pueden ocurrir cuando el vehículo se encuentra en reposo o en circulación; la magnitud depende de las características del vehículo, topografía y factores meteorológicos (altura, temperatura del ambiente y presión de vapor de combustible).

2.4.1.2. Emisiones por el tubo de escape

Las emisiones por el tubo de escape se generan por la quema del combustible y comprenden una serie de contaminantes como el monóxido de carbono y bióxido de carbono, bióxido de azufre, amoníaco, los hidrocarburos, los óxidos de nitrógeno y las partículas. Algunos componentes presentes en el combustible como el azufre, se liberan al ambiente a través del proceso de combustión. Las emisiones por el tubo de escape dependen de las características del vehículo, su tecnología y su sistema de control de emisiones. De acuerdo al tipo de vehículo se tienden a generar mayores emisiones dependiendo de los kilómetros recorridos, el estado de mantenimiento del vehículo, la velocidad de circulación, la frecuencia e intensidad de las aceleraciones y las características del combustible (como contenido de azufre) (Ambiente y Governors, 2007).

2.4.2. Combustibles

2.4.2.1. Gasolina

Los gases que son emitidos por un motor de combustión interna son de tres tipos: no contaminantes (Nitrógeno, oxígeno y vapor de agua), contaminantes no tóxicos (dióxido de carbono) y contaminantes tóxicos (Monóxido de carbono e hidrocarburo).

El ACPM y la gasolina contienen átomos de hidrogeno y carbono. Si la combustión en un motor fuera perfecta, el oxígeno en el aire convertiría todo el hidrogeno del combustible en agua y todo el carbono en dióxido de carbono, pero no es lo que sucede y por eso los vehículos emiten varios tipos de contaminantes (Ambiente y Governors, 2007).

2.4.2.2. ACPM

Rudolf Diésel en 1892 patentó el motor diésel; la mayoría de camiones, autobuses, trenes, maquinaria de construcción y agrícola, barcos y automóviles de gran cilindraje, están equipados con Motores

Diésel (MD), los cuales al compararlos con los motores a gasolina son más económicos con respecto al combustible y la durabilidad. Las Emisiones Diésel (ED) son más contaminantes que los motores a gasolina, éstas generan contaminación al ambiente afectando la salud humana, especialmente entre las poblaciones expuestas de acuerdo a la concentración en grandes urbes, aumento del número de vehículos con MD y congestión vehicular en las grandes y medianas ciudades (García y Falcón, 2003).

Las ED constituyen una mezcla entre diversas sustancias orgánicas e inorgánicas en forma de gases y partículas finas (compuestas por materiales sólidos y líquidos).

Muchos de los constituyentes individuales de las ED están sin identificar y la composición varía dependiendo del tipo de motor, condiciones de funcionamiento, combustible, aceite lubricante y del sistema de control de las emisiones.

“Los principales compuestos tóxicos de las ED son: Acetaldehído, Acroleína, Anilina, Antimonio, Berilio, Bifenilo, Bis (2-etilexil), phthalato 1-3, Cloruros, Clorobenceno, Cobalto, Creosol, Cianuro, Dibutylphthalato, Dioxinas y Fenol, Fósforo, Manganeso, Materiales orgánicos, policíclicos, incluyendo hidrocarburos aromáticos, policíclicos (C14-C35), Naftaleno, 4-Nitrobifenilo, Propionaldehído Selenio Stireno Tolueno Xilenos: o- xilenos; m- xilenos; p- xilenos.

También están las sustancias que no presentan efectos adversos en la salud humana como: Arsénico, Benceno, Butadieno, Cadmio, Cromio, dibenzofuranos, Etilbenceno, Níquel, Formaldehído, Plomo inorgánico ” (García y Falcón, 2003).

De acuerdo a un estudio realizado en China la composición química del PM_{2.5} incluye el OC, CE, CMSI que generan afectación en la salud (Vieira et al., 2012).

Motores y transformaciones atmosféricas de las emisiones diésel

Los motores a gasolina comprimen ésta y finalmente la mezcla entre aire y gasolina se enciende mediante una chispa eléctrica, los MD funcionan, para encender el combustible, usando el calor generado por el aire comprimido (25-30 partes de aire y 1 de combustible), en los MD únicamente se comprime el aire en la cámara de combustión y cuando el combustible se introduce en la cámara se

enciende por el calor del aire comprimido, estos funcionan con combustibles menos refinados, consumen menos por unidad de trabajo realizado y su duración es muy superior a los de gasolina (U.S. Environmental Protection Agency, 2002). Los MD emiten más partículas que los de gasolina equipados con motores catalíticos. Por su excelente rendimiento, todas las máquinas que superan los 5.000 CV (Caballo de Vapor) están dotadas con MD, pero recientemente también va aumentando su presencia en motores de menor potencia, especialmente en el sector de vehículos de pasajeros con mayor ímpetu en los EE.UU (García y Falcón, 2003).

La mayor relación aire/combustible produce una combustión más completa a mayores temperaturas con menores concentraciones de monóxido de carbono e hidrocarburos. Sin embargo, generan mayores niveles de óxidos de nitrógeno (NOx), partículas y compuestos sulfurosos. *“Los MD ligeros emiten 50- 80 veces más partículas que los homólogos de gasolina, y los pesados de 100-200 veces más, aunque las diferencias van disminuyendo con los nuevos modelos. Las ED están constituidas por compuestos químicos en fase gaseosa y particulada, cada una de las cuales contiene centenares de sustancias diferentes. La porción de gas o fase de vapor contiene primariamente N₂, O₂, CO, CO₂, NOx, SO₂ e hidrocarburos, incluidos los HPA que se generan por la pirolisis durante la combustión de cualquier combustible fósil, incluido el diésel, y del aceite lubricante. La porción particulada, también conocida como hollín, está compuesta principalmente de carbono elemental, sustancias orgánicas, incluidos los HPA, y restos de compuestos metálicos. Por tanto los HPA están presentes tanto en la fase de gas como en la particulada”* (García y Falcón, 2003, p. 134).

2.4.2.3. Gas Natural Vehicular (GNV)

La base de este gas es metano con un alto índice de hidrógeno (CH₄). Se utiliza básicamente como combustible para todo tipo de vehículos, es mucho menos contaminante al compararlo con los combustibles derivados del petróleo (Sociedad Nacional de Minería, 2011).

El GNV emite un 30% menos de dióxido de carbono (CO₂) y un 65% menos del peligroso monóxido de carbono (CO). También su emisión de óxidos nitrosos es baja, con la ventaja de no producir azufre o metales pesados y reduciendo en gran medida los efectos contaminantes y su impacto en el medio ambiente; sin embargo, al provenir del Metano es un gas de efecto invernadero que afecta directamente la atmósfera (Bedoya et al, 2007).

Una característica esencial del GNC es su forma de almacenamiento. Habitualmente, se comprime en cilindros especialmente diseñados para esta aplicación a presiones entre los 200 y 250 bar (g). Esto es debido a que se requiere de una gran acumulación de gas en un espacio reducido, con el objetivo de facilitar una gran autonomía a los vehículos sin que los depósitos ocupen mucho espacio en su interior.

En particular el combustible ACPM al contener altos niveles de azufre (Khan et al., 2006) emite altos niveles de PM y SO_x principalmente, con respecto al CO los vehículos a gasolina son los que más emiten este tipo de contaminante.

Con base en lo anterior, para disminuir los niveles de azufre en el ACPM, se creó una norma europea sobre emisiones contaminantes esta normativa es un conjunto de requisitos que regulan los límites aceptables para las emisiones de gases de combustión de los vehículos que entran en circulación; es decir, la reducción catalítica selectiva o (SCR) por sus siglas en inglés, es un sistema que, con la ayuda de un agente reductor y un catalizador, reduce químicamente las emisiones de Óxidos de Nitrógeno (NO_x) y de partículas al ambiente (Gallus et al., 2016).

2.5. Modelos para la estimación de contaminantes

Para estimar emisiones móviles en las diferentes ciudades generalmente se han usado modelos matemáticos, algunos de estos son:

2.5.1. Mobile 6.2

Este modelo fue diseñado para estimar factores de emisión y las emisiones en general; tanto las emisiones provenientes del escape como las emisiones evaporativas para los vehículos de carga que circulan en vías urbanas y rurales. El modelo considera los impactos de los factores de emisiones, tales como los cambios en las normas de emisión de los vehículos, cambios en las poblaciones, actividad de los vehículos, y la variación de las condiciones locales, como la temperatura, la humedad y la calidad de los combustibles.

Los resultados de MOBILE se utilizan para calcular las existencias actuales y futuras de estas emisiones a nivel nacional y local; no incluye, dentro de sus categorías vehiculares, vehículos fabricados con normas de países como Japón o la Comunidad Europea, sino sólo vehículos construidos bajo estándares estadounidenses (US EPA, 2004).

La última versión de MOBILE, MOBILE6.2, tiene capacidad de estimar las emisiones de material particulado y tóxicos de fuentes vehiculares, contiene modificaciones de menor importancia, comparado contra MOBILE6, para las partes del modelo que estiman emisiones de hidrocarburos, óxidos de nitrógeno y monóxido de carbono (Ambiente y Governors, 2007).

2.5.2. EMFAC de California

Modelo Desarrollado por la Junta de Recursos del Aire de California, éste calcula el inventario de emisiones para los vehículos de motor que circule en las vías de California. Este modelo se puede utilizar para mostrar cómo las emisiones de los vehículos han cambiado con el tiempo y calcula una aproximación del cambio en el futuro. Incluye los últimos datos sobre vehículos de California, flotas de camiones y actividad de los viajes.

Los nuevos métodos de predicción han sido constituidos para el desarrollo de distribuciones de edad del vehículo y la estimación de millas recorridas por vehículo. En un estudio realizado en California se estiman las emisiones de tráfico de camiones por hora usando los modelos MOVES y EMFAC, los resultados muestran buen comportamiento de estos modelos(Liu, Ge, y Gao, 2014).

2.5.3. MOVES2014

Es un modelo desarrollado por la Oficina de Transporte y Calidad del Aire (OTAQ), de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA). Permite estimar emisiones para un amplio rango de contaminantes como compuestos orgánicos volátiles (VOCs), NO_x, material particulado (PM_{2.5} y PM₁₀), CO, y otros contaminantes precursores provenientes de vehículos livianos, camiones, camionetas y motocicletas. El modelo puede ser usado tanto para vehículos que circulan en carretera como para vehículos fuera de ella. (EPA, 2014).

Swanson, Talbot, y Dumont (2010) analizan las emisiones de contaminantes vehiculares por medio de los modelos CMEM y MOVES, donde este último realiza un análisis de las emisiones mediante el uso de velocidades promedio, en el desarrollo de los cálculos de emisiones están asociados los horarios de conducción con el perfil de velocidad y tipo de carretera. MOVES utiliza modos de funcionamiento, los cuales son determinados por varios factores tales como velocidad crucero, acelerando, por inercia, frenado, al ralentí, y el desgaste de los neumáticos. Cada uno de estos factores se divide en clases definidas por la potencia específica del vehículo, la velocidad y la aceleración del vehículo.

2.5.4. CMEM

CMEM fue desarrollado en la década de 1990 con el patrocinio del Programa Nacional Cooperativo de Investigación de Carreteras (NCHRP) y la Agencia de Protección Ambiental (EPA) para cumplir con la necesidad de modelar las emisiones microscópicas (Swanson et al., 2010). CMEM es microscópico en el sentido de que predice segundo a segundo las emisiones de escape y el consumo de combustible basado en diferentes operaciones de la flota de vehículos en uso (Borrego et al., 2016). En este tipo de modelo, el proceso de consumo de combustible y las emisiones se descompone en elementos que corresponden a fenómenos físicos asociados con la operación del vehículo y la producción de emisiones.

Una desventaja del modelo CMEM es que no estima las emisiones del PM, creando un vacío en los resultados de los contaminantes atmosféricos calculados.

Los insumos necesarios para CMEM incluyen la actividad del vehículo (velocidad segundo a segundo) y la composición de la flota de tráfico que se está modelando. Se pueden considerar en el modelo 23 categorías de vehículos, normas de certificación de emisiones, el kilometraje y la relación potencia-peso de tales vehículos (Barth, Younglove, y Scora, 2005).

Swanson, Talbot, y Dumont (2010) estudiaron CMEM y MOVES en intersecciones, para lo cual observaron dos características claves de CMEM primero es la escala de tiempo de resolución fina, que lleva información sobre la velocidad y aceleración para cada vehículo, y de esta manera crear una demanda de energía de ciclo de conducción. Este modelo ha establecido la mejora de predicción

de las emisiones con precisión mediante la estimación de un componente temporal de las emisiones en base a recientes registros de actividad del consumo de combustible.

2.5.5. IVE

El modelo Internacional de Emisiones Vehiculares (IVE) permite la estimación de las emisiones de contaminantes, contaminantes tóxicos y gases de efecto invernadero provenientes de vehículos automotores que circulan por vías urbanas como vías rurales considerando tanto las emisiones provenientes del escape como las evaporativas (Londoño, Correa, y Palacio, 2011).

El concepto de desarrollo del modelo IVE fue el de proveer a países en vías de desarrollo de una herramienta de estimación rápida del inventario de emisiones; el inventario de emisiones es un recuento de la cantidad de contaminantes liberados a la atmósfera. Por lo general, un inventario de emisiones contiene las emisiones totales de uno o más gases de efecto invernadero o contaminantes del aire en específico en este caso provenientes de fuentes móviles en una determinada área geográfica y durante un lapso de tiempo establecido, por lo general un año específico; por medio de un inventario de emisiones se puede evaluar estrategias de control y planeación de transporte. Considerando la insuficiente disponibilidad de datos en algunos países en vías de desarrollo y la falta de experiencia para usar de manera apropiada los modelos de emisiones más complejos (Ambiente y Governors, 2007).

2.5.6. COPERT

El sistema de modelación de emisiones vehiculares llamado Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport (COPERT) fue desarrollado como herramienta europea para calcular las emisiones provenientes tanto de vehículos en vías urbanas y rurales como fuera de ella (equipos con motores de combustión interna empleados en agricultura, silvicultura, residencial, industria, barcos y ferrocarriles). Es importante destacar que COPERT fue diseñado específicamente para estimar emisiones de vehículos fabricados de acuerdo con la legislación europea (Zamboni et al., 2015).

2.5.7. LEAP

El sistema de Planificación de Alternativas Energéticas de Largo Alcance (LEAP) es una herramienta tipo software de uso habitual para el análisis de la política energética y la evaluación de la mitigación del cambio climático desarrollada en el Instituto Ambiental de Estocolmo. Ha sido adoptado por cientos de organizaciones en más de 150 países de todo el mundo. Sus usuarios incluyen agencias gubernamentales, académicos, organizaciones no gubernamentales, empresas consultoras y empresas de servicios públicos de energía, y se ha utilizado en escalas que van desde ciudades y estados a las solicitudes nacionales, regionales y mundiales (Elkin y Ramos, 2008).

2.5.8. MODEM

Es un software especializado que permite calcular las emisiones de contaminantes atmosféricos generados por actividad vehicular en zonas urbanas. El cálculo se realiza a partir de información vial generada por modelos de transporte, la cual se combina con factores de emisión, obteniéndose altos niveles de desagregación espacial y temporal (Osses, 2003).

La metodología considera los principales tipos de emisiones producidas por las fuentes móviles, conocidas como emisiones por tubo de escape, emisiones en el momento de encendido y las emisiones evaporativas, además, estima las emisiones de polvo resuspendidas, las emisiones por desgaste de frenos y neumáticos, la suma de ésta constituye las emisiones totales de las fuentes móviles de una determinada área de estudio. Para llevar a cabo estos cálculos se utilizan distintos factores de emisiones por tipo de vehículos y por contaminante (PM, PTS, CO, NO_x, HCT, SO_x, CO₂, N₂O, NH₃ y CH₄) - basados en factores aplicados en el continente europeo - así como, los factores de consumo de combustibles (Osses, 2003).

2.5.9. PHEM

El modelo europeo PHEM (*Passenger car y Heavy-duty vehicle Emission Model*) es un modelo de emisión instantánea del vehículo desarrollado por TU Graz desde 1999. Calcula el consumo de combustible y las emisiones de los cambios instantáneos de velocidad y aceleración de los vehículos,

el cálculo está relacionado con la potencia del motor en 1 Hz en función de la velocidad del vehículo y la pendiente de la carretera, las resistencias de conducción y las pérdidas en el sistema de transmisión. Para tener en cuenta las influencias transitorias en los niveles de emisión, los resultados de los mapas de emisión se ajustan mediante funciones de corrección transitorias. La base de datos de PHEM se ha derivado de mediciones del mundo real de más de mil vehículos, compilados en categorías de vehículos promedio que representan automóviles de pasajeros, vehículos de servicio liviano y vehículos pesados con motores Otto (motor alternativo; esto quiere decir de que se trata de un sistema pistón-cilindro con válvulas de admisión y válvulas de escape) y Diesel de emisión europea estándar EURO 0 a EURO 6. PHEM ha sido desarrollado y mejorado en diferentes proyectos, por ejemplo, el proyecto ARTEMIS y para HBEFA (Emission Factors for Road Transport)(Zamboni et al., 2015) . Los resultados del modelo representan 1 Hz de potencia del motor, velocidad del motor, consumo de combustible y emisiones de CO, CO₂, HC, NO_x, NO, PM y número de partículas (Sarrazola, 2018). El modelo también incluye una herramienta de arranque en frío que se basa en balances de calor simplificados y mapas de emisiones para emisiones adicionales de arranque en frío (Hausberger, Rexeis, Zallinger, y Luz, 2009). Del modelo PHEM se destaca lo siguiente (Zamboni et al., 2015).

- PHEM tiene una gran base de datos para las emisiones de vehículos pesados y livianos (HBEFA 1.2, ARTEMIS, COST 346, HBEFA 3).
- Los datos de entrada desde el banco de pruebas del chasis, las pruebas del motor y PEMS se pueden compilar de forma consistente en una calidad similar. Se alcanza una buena precisión para la mayoría de los componentes del gas de escape. Sin embargo, se requiere mejoras para la simulación de CO y HC de los automóviles modernos.
- La interfaz con micro simulación de tráfico puede proporcionar una herramienta poderosa para la optimización del tráfico local hacia bajas emisiones.
- PHEM no puede reemplazar los modelos para la estimación de inventario de emisiones, pero puede proporcionarles factores de emisión.

Se basa en pruebas con dinamómetro realizadas sobre diferentes vehículos para 15 ciclos de conducción y PL (número de ciclo de conducción). Ha sido desarrollado en numerosos proyectos nacionales e internacionales, Este modelo trabaja en conjunto con el modelo HBEFA.

2.5.10. HBEFA

Es un modelo que estima las emisiones para todas las categorías actuales de vehículos en circulación (vehículos de pasajeros, livianos, pesados y motocicletas). Estima las emisiones de algunos contaminantes como CO₂, CO, NO_x, HC y PM (Hausberger et al., 2009).

El HBEFA se utiliza para estimar las emisiones del transporte por carretera en diferentes niveles de agregación espacial desde el nivel nacional hasta el nivel de calle (recorrido de una ruta de vehículo) (Keller y Consulting, 2014).

HBEFA se desarrolló originalmente para las Agencias de Protección Ambiental de Alemania, Suiza y Austria, por otra parte, los países (Suecia, Noruega, Francia) y el CCI (Centro Común de Investigación de la Comisión Europea) lo apoyan.

Fue el resultado de una cooperación conjunta entre Alemania y Suiza a fines de la década de 1980, que pretendía unir las actividades de investigación en el campo de las mediciones de emisiones de los vehículos de carretera y aumentar la calidad de la base de datos de emisiones (Sarrazola, 2018). Adicionalmente, representa una base de datos que contiene información sobre los contaminantes atmosféricos regulados y no regulados, los gases de efecto invernadero y el consumo de combustible de todos los usuarios relevantes de la carretera en la mayor diferenciación. Este modelo está actualmente integrado al simulador de tráfico SUMO.

PHEM se desarrolló principalmente para simular los factores de emisión de HDV en HBEFA 2.1 y el modelo de inventario ARTEMIS. En estas aplicaciones hubo que simular factores de emisión para más de 600.000 combinaciones de segmentos de vehículos HD (separados según categorías de vehículos, clases de peso de vehículos y tecnologías de motores) con diferentes cargas de vehículos basadas en ciclos de conducción representativos en diferentes pendientes de carretera. En consecuencia, en el HBEFA V3.1, el modelo PHEM se aplicó no solo para los factores de emisión de

vehículos pesados (Heavy-Duty Vehicle (HDV)), sino también para la elaboración de factores de emisión de vehículos de pasajeros y vehículos comerciales ligeros (Keller y Consulting, 2014). El modelo HBEFA proporciona la emisión para todas las categorías actuales de vehículos: vehículos de pasajeros, vehículos livianos y pesados, motocicletas y autobuses eléctricos. Estos se dividen en segmentos y subsegmentos, de los cuales un segmento es un grupo de vehículos con el mismo tipo de motor (por ejemplo, diésel, gasolina, etc.) y el tamaño (desplazamiento / masa del vehículo), y esto se diferencia aún más por su sub-segmento, que describe el nivel de emisión de este vehículo (Hausberger et al., 2009). HBEFA cuenta con una versión actualizada 3.3 (2017) y se centra en las emisiones de NO_x de los vehículos Diesel de pasajeros. Las otras partes de HBEFA 3.2 permanecen sin cambios (Hausberger et al, 2009) (Sarrazola, 2018).

HBEFA incluye factores de emisión para vehículos de categorías de gasolina y Diesel, con estándares de emisión desde EURO 0 hasta EURO 6, cuenta con 272 situaciones de tráfico que están relacionadas con factores de emisión y consumo de combustible para cada segmento y subsegmento de vehículo. Además, tiene en cuenta la pendiente de las vías para valores de -6 %, -4 %, -2 %, 0 %, +2 %, +4 %, +6 %, calcula el consumo de combustible y siete componentes de escape (CO₂, NO_x, NO₂, HC, CO, PM, PN) con la unidad g/km a cada uno de ellos (Keller y Consulting, 2014) (Zamboni et al, 2015). La emisión y el consumo de combustible de un vehículo dependen de numerosos parámetros, como la velocidad del vehículo y las condiciones de carga, la pendiente longitudinal de la carretera y los parámetros dinámicos de conducción. Para describir el comportamiento de emisión de un vehículo, es necesario tener información sobre las emisiones y el consumo de combustible para sus patrones de conducción típicos en situaciones reales de tráfico. Un patrón de conducción describe el curso de la velocidad a lo largo del tiempo (ciclo de conducción), que rastrea el comportamiento de conducción de un vehículo para una determinada situación de conducción, cuatro de los cuales se definen en HBEFA (“flujo libre”, “tráfico saturado”, “tráfico pesado”, “ Stop + Go ”) (Keller y Consulting, 2014).

Derivación inicial del modelo HBEFA: El modelo se implementó extrayendo los datos de HBEFA y ajustándolos a una función continua que se obtuvo al simplificar la función de la potencia que el motor de un vehículo debe producir para superar la fuerza de resistencia de conducción. La función

simplificada para calcular en consecuencia la tasa de consumo de energía e es dada por Behrisch, Weber, y Conference, (2015).

Donde:

$$e(v, a) = c_0 + c_1 va + c_2 va^3 + c_3 v + c_4 v^2 + c_5 v^3$$

Ecuación 1

$e =$ *emisión*

$v =$ *Velocidad (m/s)*

$a =$ *aceleración (m/s²)*

$c_i =$ *Coefficientes de calibración*

Esta función se ha utilizado para todos los contaminantes, solo los coeficientes cambian por clase de emisión y contaminante. Los coeficientes c_0 hasta c_5 son ajustados previamente en el modelo.

La falta de dependencia de HBEFA en la aceleración se compensó mediante el uso de la información contenida sobre la dependencia de las emisiones en la pendiente de la carretera. Pero debe tenerse en cuenta que solo los valores de hasta $\pm 0,6 m/s^2$ se pueden determinar de esta manera, la dependencia de una mayor aceleración y desaceleración se obtuvo extrapolando los valores dados (Behrisch, Weber, y Conference, 2015).

En su implementación actual, el modelo incluye 45 clases de emisiones totales para los tipos de vehículos que considera el modelo: vehículos ligeros (LDV) y automóviles (PC), ambos subdivididos por tipo de combustible y norma europea, vehículos pesados (HDV) subdivididos por norma europea; sin embargo, como es un modelo con código abierto se puede ajustar las características a vehículos diferentes a la norma europea. Además, existen clases promedio para LDV, PC, Buses, autos y HDV. Se pueden agregar otras clases si es necesario, ajustando los datos de emisión deseados a la función y asignando los coeficientes que ya son obtenidos en el simulador de tráfico SUMO. El modelo y

todos los coeficientes obtenidos están disponibles públicamente como parte de la versión de fuente abierta de SUMO (Behrisch, Weber y Conference, 2015)(Sarrazola, 2018).

A nivel mundial el modelo HBEFA ha sido empleado para diferentes estudios, entre los que se encuentra, Zamboni et al., (2015) los cuales presentan una comparación de los factores de emisión mediante mediciones de gases en el túnel Gubrist, Suiza; y basado en mediciones de pruebas dinamométricas y mapas de motores en diferentes condiciones, los factores de emisión de vehículos individuales se combinan con el modelo HBEFA. Los resultados demuestran un buen comportamiento para las tendencias de las mediciones de series de tiempo. Sin embargo, una desviación para los factores de emisión absolutos de NO_x se observa para vehículos ligeros y pesados. Las estimaciones derivadas de HBEFA, 2004 son superiores al 50% para LDV y el 15% para HDV en comparación con los factores de emisión derivado del estudio de túnel. La desviación es aún más importante para las emisiones de CO (75% de sobreestimación para LDV y 130% de sobreestimación para HDV). Las emisiones de COV solo se pudieron comparar para LDV.

Franco, Fontaras y Dilara, (2012) compara dos enfoques para estimar las emisiones de tráfico en Madrid (España): se calculan las Emisiones del Transporte por medio del COPERT4 v.8.1 y el HBEFA v.3.1, de acuerdo a la "velocidad media" y "situación del tráfico". Se calcularon las emisiones por hora para casi 15.000 tramos viales distribuidos en 9 áreas de gestión que cubren la ciudad de Madrid y sus alrededores. Las emisiones de NO_x estimadas por HBEFA fueron un 21% más alta que las de COPERT. Las discrepancias para NO₂ fueron más bajas (13%). Las diferencias más grandes están relacionadas con las emisiones de vehículos diésel en condiciones de tráfico "stop y go", muy comunes en las calles distribuidoras/secundarias del área metropolitana de Madrid.

Con el fin de comprender la representatividad de estos resultados, las emisiones resultantes se integraron en un inventario a escala urbana utilizado para conducir simulaciones de calidad del aire de mesoescala con el sistema de modelado de calidad de aire multiescala comunitaria. Al estimar las emisiones de NO₂ no hay diferencias notables entre ambas ejecuciones del modelo, los resultados sugieren que HBEFA puede sobreestimar las emisiones del tráfico. Sin embargo, los resultados están fuertemente influenciados por problemas metodológicos y limitaciones del modelo.

Las emisiones de CO₂ y contaminantes regulados (NO_x, HC, CO, PM) de trece vehículos de transporte pasajeros que cumplen con Euro 5 (siete de gasolina, seis de Diesel) se midieron en un dinamómetro de chasis. Las emisiones medidas con HBEFA y COPERT se mantuvieron por debajo de los límites legales de emisión cuando se utilizó el ciclo de conducción de homologación de tipo europeo. Durante los ciclos más dinámicos, las emisiones fueron consistentemente más altas. Las emisiones medidas de NO_x excedieron los límites establecidos (hasta 5 veces en casos extremos) y presentaron valores promedio significativamente 0,35 g/km para conducción urbana y 0,56 g/km para conducción en autopista. La comparación con los modelos de referencia mostró una buena correlación en todos los casos, un hallazgo positivo considerando la importancia de estas herramientas en el monitoreo de emisiones y los procesos de formulación de políticas (Krecl, et al, 2017)

Fontaras, et al, (2014), desarrolla una evaluación de la dispersión de contaminantes en un Escenario de movilidad urbana en Medellín. La simulación se realizó con el software de dinámica de fluidos computacional (CFD) y Herramienta de simulación de tráfico SUMO integrada con HBEFA modelo de emisiones. El escenario de emisiones se evalúa para verificar las condiciones de dispersión de contaminantes por la construcción de un escenario vecinal para detectar posibles puntos de alta concentración de contaminantes. El estudio concluye que CFD es una herramienta viable para evaluar diferentes características de un escenario de movilidad, se puede mostrar la cantidad de contaminantes emitidos por una determinada demanda móvil, por lo tanto es posible evaluar áreas de alta concentración de emisiones; si los modelos empleados se validan se puede evaluar acciones o coordinación que podría minimizar los niveles de concentración de contaminantes.

Sarrazola et al, (2018) presenta una estrategia de control ambiental para generar un equilibrio entre la gestión del tráfico vista desde la longitud de la cola y las emisiones debidas a fuentes móviles mediante el modelo HBEFA. El desempeño de esta estrategia se demostró y comparó mediante porcentajes de mejora para cada uno de los contaminantes y el consumo de combustible de un caso práctico básico para ingresar a una flota de vehículos mixtos. La respuesta obtenida de la señal de control, para ambos experimentos a través de la estrategia GreenMOSTRO y MOSTRO, respondió de una manera que fue posible identificar claramente la diferencia entre ambos objetivos de control,

con los cuales es posible demostrar que las estrategias propuestas en el literatura enfocada en mejorar la movilidad vial, no pueden garantizar una reducción considerable de las emisiones generadas por fuentes móviles, la estrategia diseñada puede implementarse de manera más extensa redes de tráfico, en las que se pueden optimizar las emisiones

Sarrazola, (2018) para las estrategias MOSTRO y GreenMOSTRO realizó la medición de las emisiones mediante el modelo de emisión HBEFA. Se comparan ambas estrategias ya que GreenMOSTRO fue planteada como la versión ambiental de la estrategia de control MOSTRO, por tanto con dicho análisis de gases contaminantes se verificará el cumplimiento del objetivo de control de GreenMOSTRO. Los valores de emisión fueron hallados para los gases de CO₂, CO, HC, NO_x, PM y consumo de combustible. Se concluye que en la estrategia de control ambiental GreenMOSTRO se utilizaron factores de emisión aproximados para los tipos de vehículos usados mediante el modelo de emisión HBEFA. Es posible, que estos factores sean reemplazados por valores reales que respondan a las condiciones de operación de los vehículos en un área de tráfico determinada.

2.5.11. AERMOD

Es un modelo de estudio para evaluar la capacidad de los modelos de dispersión de Gauss en estado estacionario con el fin de capturar cerca de la carretera dispersión de contaminantes.

Las medidas de rendimiento del modelo se calculan utilizando las concentraciones (observados y estimados) que están emparejados en el tiempo y en el espacio, ya que muchas de las cuestiones relacionadas con la salud implican resultados asociados con las actividades humanas distribuidos espacialmente y temporalmente (Zhang y Batterman, 2010).

2.5.12. Análisis modelos de emisiones

En la Tabla 5 se exponen las ventajas y desventajas de algunos modelos para estimación de emisiones.

Tabla 5 Comparación entre modelos

MODELO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
MOBILE6,2	Se ha diseñado de tal forma de predecir tasas de emisión de una flota futura para entender como cambiarán las emisiones a través del tiempo a medida que los vehículos envejecen (US EPA, 2004)	Este modelo está dotado para enfocarse en la situación vehicular y de políticas de los Estados Unidos, y muy probablemente no sea aplicable en otros lugares. MOBILE es un software basado en FORTRAN, el cual necesita de modificaciones al código fuente del modelo para realizar los cambios(Wallace et al, 2012)
EMFAC DE CALIFORNIA	El modelo EMFAC estima tanto la tasa de emisión como las emisiones globales provenientes de cualquier área en California debido a que posee información auto contenida acerca de la actividad de vehículos localizados en este estado (<i>EMFAC2014 Volume I - User's Guide</i> , 2014).	El modelo solo puede ser utilizado en California, fue diseñado exclusivamente para esta región de la USA (<i>EMFAC2014 Volume I - User's Guide</i> , 2014).
MOVES2014	Incorpora la medición de patrones de conducción, lo cual permite corregir las emisiones por los hábitos de manejo locales. Se puede utilizar en conjunto con otros programas.	Es muy sensible el uso del modelo, con respecto a la velocidad y la pendiente de la vía, al momento de alimentar el modelo se debe ser preciso con esa información
IVE	Incorpora la medición de patrones de manejo, lo cual permite corregir las emisiones por los hábitos de manejo locales (Wallace et al., 2012).	Modelo de código cerrado; estima la emisión promedio de recorrido.
COPERT	Fue diseñado específicamente para estimar emisiones de vehículos fabricados de acuerdo con la legislación europea(Zamboni et al., 2015)	El modelo solo puede ser utilizado en países europeos debido a que la tecnología utilizada es con base en vehículos que circulan allá
HBEFA	Es un modelo de código abierto Permite estimar las emisiones de contaminantes como PM _{2.5} . CO ₂ , CO,	No se puede estimar las emisiones de combustibles como el GNV.

	HC y NOx, además permite estimar el consumo de combustible. Se pueden estimar las emisiones segundo a segundo de estos contaminantes debido a que la emisión se estima con el ciclo de conducción	
--	--	--

Fuente: Elaboración propia

Algunos modelos descritos anteriormente, presentan algunas similitudes: requieren como insumos información que caracterice a la flota vehicular, la actividad vehicular y los factores de emisión de acuerdo a las condiciones de manejo en la región de interés; sin embargo, también existen diferencias, como por ejemplo algunos modelos como MOBILE6 sólo permiten estimar factores de emisión, mientras que modelos como MOVES, IVE y COPERT, permiten estimar de manera directa los inventarios de emisiones de fuentes vehiculares con diferentes niveles de resolución. Igualmente, los modelos como MOBILE6, y MOVES se desarrollaron para atender especialmente las características tecnológicas de la flota vehicular de Estados Unidos, mientras que COPERT considera la tecnología y los estándares de emisión en la Unión Europea HBEFA e IVE puede incluir ambos, adicionalmente este último se creó para que se aplique en países en desarrollo (Brom, 2011)(Wu, Song, y Yu, 2014).

Los modelos MOBILE y COPERT, analizan el cambio en los factores de emisión asociado a las diferentes condiciones de operación del motor, mediante la velocidad promedio de acuerdo al tipo de vía. Mientras que, en modelos como MOVES e IVE, emplea la velocidad promedio por tipo de vía, se define una matriz de esfuerzo del motor contra velocidad, lo que permite captar el manejo transitorio con mayor precisión. Los modelos HBEFA, MOBILE6.2 y EMFAC se basan en pruebas de laboratorio de las emisiones de vehículos medidos durante ciclos de conducción normalizados para representar los patrones típicos de conducción sobre las diferentes vías; De acuerdo a Zhang y Batterman, (2010) los modelos de simulación tienen varias limitaciones. En algunos casos los modelos de emisión macroscópicos subestiman las tasas de emisión, ya que no tienen en cuenta directamente las condiciones de enlace específico, como la aceleración, desaceleración, la conducción agresiva, y los vehículos con emisiones elevadas, además, estos modelos incluyen sólo las fuentes locales

(carretera), y "fondo" y los niveles de contaminantes "regionales" deben ser manipulados por separado.

A pesar de los avances en los modelos de calidad del aire, las emisiones de tráfico siguen siendo una variable importante en la precisión global de las simulaciones, especialmente a escala urbana. Mientras que los modelos de emisiones instantáneas CMEM y HBEFA se basan en estimar las emisiones segundo a segundo donde se incluye la congestión (Swanson et al., 2010).; las tasas de emisión utilizados por los modelos de velocidad media COPERT se calculan en base estandarizada ciclos de conducción, algunos estudios señalan que el uso de modelos de emisiones instantáneas es el método más apropiado para evaluar diferentes escenarios de tráfico, las emisiones, la calidad del aire y la exposición humana a escala urbana utilizan por lo general modelos de emisión con base únicamente a la velocidad (Demir et al, 2015).

En general los modelos de transporte y emisiones de contaminantes son con código cerrado, es decir, no se puede realizar modificaciones al código creado y por lo tanto es difícil emplear estos modelos como MOVES, MOBILE, COPERT en lugares diferentes al diseñado de acuerdo a las condiciones del lugar, en cambio HBEFA es con código abierto, es fácilmente empleado en otros lugares, ya que permite adecuarlo a las condiciones que se quieren simular (Hausberger et al, 2009).

El modelo MOBILE6.2 da factores de emisión para la proyección de emisiones de hidrocarburos, CO, NO_x, CO₂ y PM generados por autos, camiones y motocicletas en diversas condiciones. Las tasas de emisión se calculan con base en ciclos fijos de manejo que representan distintas condiciones de tráfico en diversos tipos de camiones. En el MOBILE6.2 las tasas de emisión de CO₂ y las PM no toman en cuenta la velocidad (Wallace et al, 2012).

Por su parte MOVES, se diseñó para sustituir el MOBILE6.2. Esta estima emisiones de contaminantes atmosféricas de los vehículos de las autopistas, proporcionando análisis en múltiples escalas para un número de contaminantes y de fuentes de contaminantes mayor. La ventaja de MOVES con respecto a MOBILE6.2 es que en el primero el CO₂, el consumo de combustible y las emisiones de PM dependen de la velocidad y del año del modelo, mientras que el MOBILE6.2 las tasas eran sólo una función de la clasificación del vehículo (Wallace et al., 2012).

Algunas diferencias a nivel operativo, entre estos modelos se dan en la forma de caracterizar tanto a la flota vehicular como su actividad. Por ejemplo, entre más elementos o criterios se consideren en la caracterización de la flota, mayor precisión se tendrá en la estimación del inventario de emisiones. Modelos como COPERT, MOVES e IVE pueden dar paso a la integración de inventarios de emisiones más confiables y precisos que los generados con base en MOBILE y EMFAC (Brom, 2011).

El modelo MOVES se puede integrar con algunos softwares de transporte para simular de forma más aproximada el comportamiento de los vehículos y de esta forma conocer las emisiones de contaminación; De acuerdo a Xie et al (2012) se estudia la eficiencia del Modelo MOVES al integrarlo con el modelo PARAMICS el cual es un modelo de transporte, al analizar los resultados, se concluye que el modelo MOVES se integra de forma correcta y aproximada a la realidad y funciona correctamente al integrarlo con otros software (Zhao y Sadek, 2013).

2.6. Efectos de la contaminación en la salud

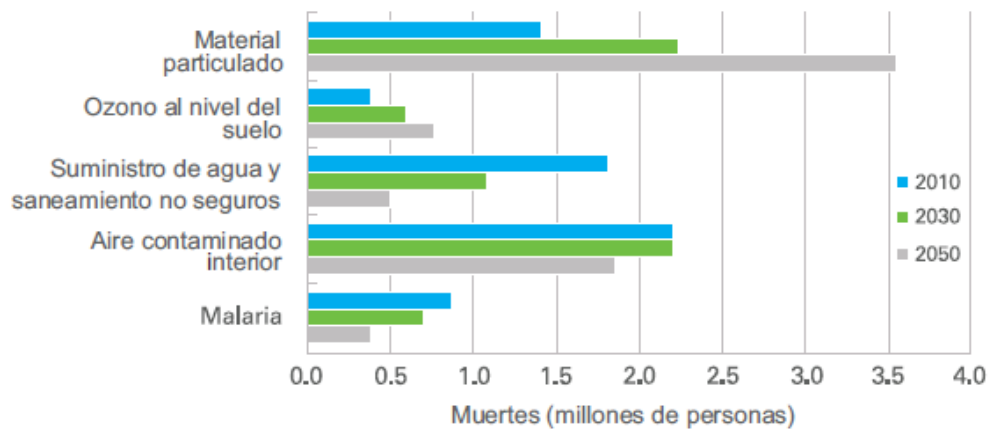
La contaminación atmosférica ha representado en los últimos años una preocupación para los gobiernos, debido a que está afectando la salud pública, estimaciones recientes muestran que las emisiones de contaminantes en el aire se han elevado globalmente en un 8% entre 2008 y 2013. Así mismo, la urbanización aumenta y para el 2050 se espera que dos tercios de la población viva en áreas urbanas (Ramos, 2008).

Adicionalmente, la contaminación ambiental en las grandes ciudades incluye gases de diversas composiciones y material particulado, producto de las actividades industriales, congestión vehicular, quema de materiales, etc., las cuales son transportadas por el viento hasta ser depositadas en alguna superficie (Vargas Marcos, 2005). La distribución de tamaños de estas partículas es muy diversa, en el rango entre 5 μm (menor a una célula de glóbulo rojo) y 100 μm (espesor de un cabello humano) (Arciniegas Suárez, 2012), Sin embargo, volumétricamente en las ciudades la mayor parte del material particulado presenta tamaños entre los 1 y 10 μm (Harrison y Yin, 2000).

Como se observa en la Figura 2 el material particulado podría generar para el 2050 cerca de 3.5 millones de muertes, estas partículas con los diferentes diámetros se encuentra en el ambiente y es fácilmente respirado lo que se vuelve un problema de salud pública; se genera más casos de muertes

por material particulado y aire contaminado en interiores que por suministro de agua y saneamiento no seguros, por lo que se debe poner especial cuidado al aire.

Figura 2 Muertes por contaminante.



Fuente: Ospina et al, (2010)

Parra et al, (2010) afirma que las ciudades industrializadas han mostrado que el material particulado contiene concentraciones considerables de elementos como C, Ni, Pb, Zn, Fe, Cu, Cr y en menores proporciones de Cd, Sn, Ce, Mo, W, Zr, Ca, As, Sb, Mn, Hg, Bi, Ti, Sr, Se y algunos elementos de las tierras raras (Eu, La, Y y Tb) (Ospina et al, 2010).

Los efectos en la salud son en general el aumento en las tasas de morbilidad y mortalidad, en particular el efecto de las PM se manifiesta desde una simple tos hasta bronquitis e infecciones severas. Adicionalmente se han identificado enfermedades cardiovasculares.

El tiempo de exposición es el principal argumento sobre problemas respiratorios, es decir, se identifica que lugares con altos niveles de contaminación atmosférica (generada por fuentes fijas o por fuentes móviles, o ambas) ocasionan problemas en la salud humana; el tiempo de exposición para manifestar un síntoma o enfermedad depende de algunos actores como sociales, de edad o económicos, a pesar de que algunos autores expresan que la exposición prolongada al PM y otros contaminantes como CO afecta la salud, no existe un valor exacto acerca del umbral de exposición que se requiere para tener un síntoma. La contaminación afecta a los individuos de forma heterogénea y depende de

diferentes variables como el tipo de contaminante, los grupos estudiados, la zona de estudio o el grado de exposición.

Un estudio de la OMS afirma que el 92% de la población mundial habita en lugares donde la calidad del aire excede los límites determinados; Así mismo, la OMS calcula que, en 2015, entre 3.7 y 4.2 millones de personas murieron debido a enfermedades relacionadas con la mala calidad del aire. China e India aportan el 55% de estas muertes a las estadísticas mundiales que han aumentado notablemente con respecto al año 2005 (OMS, 2005) .

La OMS considera la contaminación atmosférica como una de las más importantes prioridades mundiales con respecto a la salud (Ballester, 2005) debido a que anualmente mueren 12,6 millones de personas a causa de la insalubridad del medio ambiente, por vivir o trabajar en ambientes poco saludables, casi una cuarta parte del total mundial de muertes de acuerdo a nuevas estimaciones de la OMS; los factores de riesgo ambientales, como la contaminación del aire, el agua y el suelo, la exposición a los productos químicos, el cambio climático y la radiación ultravioleta, contribuyen a más de 100 enfermedades o traumatismos (OMS, 2005). Las muertes por enfermedades no transmisibles que pueden atribuirse a la contaminación del aire han aumentado hasta la cifra de 8,2 millones. Las enfermedades no transmisibles, como los accidentes cerebrovasculares, los cánceres y las neumopatías crónicas, constituyen actualmente casi dos terceras partes del total de muertes debidas la insalubridad del medio ambiente (Sivalingam et al, 2015).

La OMS ha estudiado la carga de mortalidad en diferentes regiones en los países de ingresos bajos y medianos en las Regiones de Asia Sudoriental y del Pacífico Occidental donde se tiene un total de 7,3 millones de muertes, la mayoría atribuibles a la contaminación del aire en espacios interiores o en el exterior, a continuación, se muestra la distribución de muertes contribuidas a la contaminación por regiones.

- 3,8 millones de muertes anuales en la Región de Asia Sudoriental
- 3,5 millones de muertes anuales en la Región del Pacífico Occidental
- 2,2 millones de muertes anuales en la Región de África

- 1,4 millones de muertes anuales en la Región de Europa
- 854 000 muertes anuales en la Región del Mediterráneo Oriental
- 847 000 muertes anuales en la Región de las Américas

Analizando un poco los antecedentes de los estudios realizados sobre contaminación atmosférica y efectos en la salud, se tiene que el primer caso de efectos severos, reconocido históricamente por contaminación atmosférica, fue el ocurrido en Londres en diciembre de 1952, donde los altos niveles de contaminantes se asociaron con un alarmante incremento en el número de muertes (alrededor de 4000). Otras ciudades donde se han presentado altos niveles de contaminantes del aire son: México, Río de Janeiro, Milán, Ankara, Melbourne, Búfalo, Tokio y Moscú, por nombrar algunas (Rosales-Castillo et al, 2001).

Algunos estudios de epidemiología analizan la relación entre los contaminantes generados por el parque automotor y la salud, en general se presentan efectos agudos, es decir, estos efectos se desarrollan rápidamente (dentro de pocas horas o días), y dependen de la exposición a una concentración elevada de contaminantes, esto puede agravar los síntomas en los cardiopáticos y en las personas que sufren problemas pulmonares.

Estudios científicos hechos en Canadá y en otros países han demostrado cómo los ingresos hospitalarios por problemas de respiración y cardíacos se incrementan cuando las partículas en suspensión aumentan. Y los efectos crónicos son aquellos que se desarrollan a lo largo del tiempo después de prolongadas exposiciones (meses o años). (Castro y Eugenia, 2005).

En particular, la contaminación atmosférica generada por el transporte puede ocasionar daños en el aparato respiratorio aumentando el riesgo de la mortalidad cardiopulmonar, la alteración de los lípidos de la mucosa bronquial, asma bronquial e incluso enfermedades cardiovasculares (Ministerio de Transporte, 2005).

Otros estudios, analizan, que la evaluación del impacto en salud generada por la contaminación atmosférica, llevada a cabo en Francia, Suiza y Austria, indica que el 6% de la mortalidad y un número muy elevado de nuevos casos de enfermedades respiratorias en estos países puede atribuirse a la

contaminación del aire. La mitad de este impacto se debe a la contaminación emitida por los vehículos a motor. "En términos de pérdida de esperanza de vida, el proyecto europeo APHEIS, en el que participan 5 ciudades españolas (Alonso Fustel et al, 2005), ha estimado que, manteniendo constantes el resto de condiciones, si la media anual de partículas finas no superase los 15 g/m³, los años potenciales de vida ganados para una persona de 30 años podría alcanzar una media de 2-13 meses, consecuencia de la reducción de la mortalidad por todas las causas. Un informe de la OMS estima que la contaminación atmosférica contribuye a la carga de enfermedad en España con unas 5.800 defunciones anuales" (Ballester, 2005).

Otro estudio demuestra que la carga de enfermedad atribuida a la contaminación atmosférica urbana está cerca de 800.000 muertes, valor similar al de las muertes por accidentes de tráfico en países en vía de desarrollo (alrededor de 1 millón). Estudios epidemiológicos realizados en diferentes países, han mostrado la asociación entre el material particulado menor a 10 μ (PM₁₀) y el riesgo para enfermedades respiratorias, muertes prematuras, agudización del asma bronquial, exacerbaciones de la enfermedad pulmonar obstructiva crónica y con ello un efecto negativo sobre las consultas al servicio de urgencia, hospitalizaciones e incluso, en la disminución del flujo respiratorio en el primer segundo y del crecimiento pulmonar en los niños (Villamizar, et al, 2010).

Las exposiciones altas de PM₁₀ producen exacerbaciones de los síntomas en pacientes con enfermedades respiratorias como el asma, así como con enfermedades coronarias y de los vasos sanguíneos, tanto en niños como en adultos (Chauhan y Johnston, 2003). De la misma manera, los estudios de serie de tiempo que han relacionado material particulado y la mortalidad proveen una fuerte asociación independiente, especialmente en áreas urbanas y con el menor tamaño de las partículas (Villamizar et al., 2010).

La mayor carga de morbilidad por razones ambientales recae sobre los países de ingresos bajos y medianos si se tienen en cuenta todos los tipos de enfermedades y lesiones; sin embargo, para determinadas enfermedades no transmisibles, como las enfermedades cardiovasculares y los

cánceres, la carga de morbilidad per cápita puede ser también relativamente alta en algunos países de ingresos altos.

Las principales causas de mortalidad vinculada al medio ambiente de acuerdo al informe (Vargas Marcos, 2005) se desprende, tras el análisis de más de 100 categorías de enfermedades y traumatismos, que la gran mayoría de muertes vinculadas al medio ambiente se deben a enfermedades cardiovasculares (2,5 millones de muertes anuales), Cardiopatía isquémica (2,3 millones de muertes anuales), Traumatismos involuntarios por ejemplo, muertes por accidente de tránsito (1,7 millones de muertes anuales), Neumopatías crónicas (1,4 millones de muertes anuales), Infecciones respiratorias (567 000 muertes anuales).

En Medellín y el AMVA, se han realizado múltiples estudios; La Contraloría de Medellín presentó un estudio que concluyó que cerca de 4.500 personas mueren cada año en la capital antioqueña por Enfermedades Respiratorias Agudas (ERA). Entre 2011 y 2016, la cifra total de fallecimientos superó los 22.900 (CIEA, , 2019). Según el DANE entre 1980 y 2012, en Medellín muere una persona cada tres horas por causas relacionadas con la contaminación del aire por enfermedades respiratorias crónicas, accidentes cerebrovasculares, cáncer de pulmón (Larsen, 2004). Igualmente, en los tres últimos años el AMVA enfrentó situaciones de emergencia por los niveles críticos alcanzados por concentraciones de $PM_{2.5}$ atribuidos a la poca dispersión de las nubosidades en las partes altas de la atmósfera por las condiciones meteorológicas de inversión de la temperatura en la que el aire relativamente caliente se superpone a una capa fría, originando turbulencia mínima y pronunciada inversión térmica estable en las mañanas, además el crecimiento desmesurado del parque automotor, asentamientos industriales, incrementan las concentraciones de gases impidiendo su dispersión, condición crítica para la salud de la población más vulnerable (Valencia y Gallo, 2010).

Medellín, registra un alto nivel de contaminación del aire por material particulado (medido por Redaire) y un considerable volumen de consultas externas y por urgencias a causa de enfermedades respiratorias, medidas por Metrosalud; la contaminación del aire por material particulado provoca

problemas respiratorios y, en consecuencia, es un problema de salud pública en Medellín (Rave et al., 2008).

Evaluaron las diferencias en las condiciones de salud entre grupos de trabajadores expuestos, no expuestos y menos expuestos a contaminación ambiental en el AMVA, Se realizó una revisión de las mediciones de contaminantes atmosféricos, se seleccionó aleatoriamente una población de 3.500 habitantes; se realizaron 400 espirometrías, los resultados muestran que no se encontraron diferente significativas entre los dos grupos en cuanto edad, sexo y consumo de cigarrillo, el material Particulado por debajo de PM₁₀ se encuentra por lo general por encima de lo establecido por la OMS, en el estudio las personas no expuestas tienen una mejor relación volumen expiratorio forzado en el primer segundo sobre capacidad vital forzado en 3,1%. Se evidencio un exceso de riesgo de sufrir afecciones obstructivas pulmonares entre los expuestos frente a los no expuestos de 68% (Muñoz et al., 2007).

A nivel normativo de acuerdo con el párrafo 1 del artículo 8 de la Resolución 610 del 24 de marzo de 2010, el Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, (2010), establece que “cuando las concentraciones de contaminantes en el aire pueden generar problemas en la salud de la población, se requiere que las autoridades ambientales informen a las autoridades de salud, y se deberá realizar monitoreo permanente de la calidad del aire”. De igual manera, establece los lineamientos y criterios a ser manejados en los casos de modelos de dispersión los cuales deben basarse en el protocolo de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (UEPA) así como la Norma Nacional de Modelación de Calidad del aire de MAVDT (Costa, 2010).

2.6.1. Estudios epidemiológicos en la salud humana

Los efectos en la salud relacionados con la exposición a la contaminación atmosférica son diversos; los más estudiados son aquellos que se producen a corto plazo (horas y días), también aquellos casos que se denominan hallazgo contingente, el cual es un aumento de la mortalidad total o por una causa específica, en el cual se debe esperar, salvo que ya estén hospitalizados o se presente un incremento en los ingresos hospitalarios. Si el hallazgo principal es un aumento en el número de

ingresos hospitalarios, se debe encontrar el incremento paralelo del número de visitas a urgencias. Este principio de coherencia es difícil de comprobar, ya que para demostrarlo en su totalidad deberían verificarse todos los hallazgos principales y sus efectos contingentes en la misma localización geográfica y en el mismo periodo de tiempo, pues el lugar y el tiempo pueden actuar como determinantes o al menos, matizar en gran medida los resultados.

Para medir la emisión de los contaminantes atmosféricos se utilizan datos de redes de vigilancia y tiempo de exposición, este último es complicado de medir ya que el estudio epidemiológico de los efectos sobre la salud de la contaminación atmosférica tiene una serie de características que lo distinguen de otras áreas de la epidemiología. Entre éstas se destacan:

2.6.1.1. Ubicuidad de la exposición: una vez

Los contaminantes son vertidos en el aire o se forman en el al mezclarse diferentes componentes, por lo que existe riesgo de la exposición; esto no ocurre igual en otros medios, como el agua, el suelo o los alimentos, Por este motivo, es difícil encontrar grupos no expuestos en los estudios epidemiológicos. Sin embargo, a pesar de su ubicuidad la contaminación atmosférica no se distribuye de manera homogénea en las ciudades.

2.6.1.2. Variaciones individuales de la exposición

La exposición al ambiente exterior puede diferir considerablemente de la del interior, debido a la presencia de fuentes interiores, a la deposición y a las diferencias en la ventilación. Sin embargo, allí donde no existen fuentes interiores significativas, la calidad del aire interior viene determinada, de una manera importante, por las concentraciones en el exterior.

2.6.1.3. Confusión importante por otros factores

La morbilidad y mortalidad por enfermedades respiratorias y del aparato circulatorio pueden tener causas diferentes a la contaminación atmosférica. Además, estos factores, pueden tener una

influencia más fuerte, como son el hábito tabáquico o la exposición a gases y polvos irritantes en el ámbito profesional.

2.6.2. Estudios epidemiológicos por emisiones diésel

Los estudios epidemiológicos realizados para estimar los efectos generados por las ED en la salud son difíciles de realizar por la complejidad química intrínseca de las ED; variabilidad en las concentraciones de cada sustancia emitida en función del tipo de motor, antigüedad, funcionamiento real, desgaste, deterioro, puesta a punto, grado de aceleración, carburante, aceite lubricante, condiciones geográficas de la conducción, entre otros; grados diversos de transformación atmosférica dependiendo de las condiciones meteorológicas subyacentes; inexistencia de componentes específicos de las ED, ya que todos ellos también son generados y emitidos por multitud de otros focos contaminantes antropogénicos; las diferentes susceptibilidades individuales para metabolizar (neutralizar, bloquear, detoxificar y eliminar) cada sustancia química de las ED; y la insuficiente determinación y cuantificación, de los numerosos factores que influyen, modifican y determinan cada efecto específico en la salud humana (García y García, 2006).

Las evidencias científicas obtenidas en estudios con humanos y en animales indican que las exposiciones agudas o a corto plazo a las ED en altas concentraciones pueden inducir irritación ocular, nasal y faríngea, así como respuestas inflamatorias en las vías respiratorias y pulmonares; además de efectos alérgicos e inmunológica. Las ED contienen diversos irritantes de la mucosa conjuntival y respiratoria en las fases de gas y particulada (NO_x, SO₂, aldehidos, etc.). La exposición aguda, además de las irritaciones descritas previamente (conjuntivitis, rinitis y faringitis), también ocasiona otros síntomas respiratorios (tos, expectoración, disfonía, etc.) y neurofisiológicos como cefalalgia, mareos, náuseas, vómitos y parestesias de las extremidades. Estos síntomas han sido descritos tanto en trabajadores como en estudios clínicos de humanos expuestos de forma aguda a altas concentraciones de las ED (García y Falcón 2003).

2.6.3. Efectos en salud por contaminantes atmosféricos

Numerosas investigaciones realizadas en todo el mundo han evidenciado una asociación positiva entre la concentración de los contaminantes en el aire y efectos negativos en la salud de las personas. Uno de los principales impactos de la contaminación del recurso de aire, es con respecto a la salud humana. En Colombia el contaminante monitoreado que mayor genera afectación sobre la salud es el material particulado respirable (PST, MP₁₀, PM_{2.5}), puesto que este contaminante supera los estándares ambientales de la regulación vigente (Álvarez-Sala et al, 2010).

2.6.4. Exposición aguda a material particulado

Las partículas PM₁₀ están compuestas por sulfatos, nitratos, amonio, cloruro de sodio y carbón negro, dañino para la salud debido a que irrita y bloquea las vías bronquiales, generando una amplia gama de enfermedades respiratorias.

PM_{2.5} partículas con diámetros de hasta 2,5 µm. Estas partículas son especialmente nocivas para la salud pues logran penetrar hasta las partes más profundas del sistema respiratorio aumentando los factores de coagulación de la sangre, aumentando o agravando enfermedades isquémicas del corazón. Igualmente, se ha identificado que algunos metales pesados y particularmente el hierro pueden tener efectos adversos para la salud (Parra et al., 2010). Las PM_{2.5} son generadas por quema de combustibles fósiles

En un estudio realizado en Madrid por Linares y Díaz, (2009), se aplican técnicas analíticas que permiten relacionar las defunciones o los ingresos hospitalarios con las concentraciones de los contaminantes, se han obtenido asociaciones estadísticamente significativas entre la morbilidad y las partículas presentes en el aire en estudios a corto (series temporales) y a largo plazo.

El impacto en salud se ha basado en el cálculo de las fracciones de la mortalidad y de los ingresos hospitalarios atribuibles a la contaminación atmosférica por partículas. Para ello es necesario especificar un nivel mínimo de exposición a la contaminación, pues la fracción atribuible se calcula para el riesgo derivado de la exposición a los contaminantes por encima de ese valor mínimo.

El impacto en salud de los niveles de partículas existentes es cuantificable y no despreciable. La evaluación del impacto en salud puede ser un importante aporte a la valoración de las políticas medioambientales. El número de muertes prematuras atribuibles a la contaminación media anual de PM₁₀ se genera por encima de 20 µg/m (Parra et al, 2010).

El material particulado fino irrita el sistema respiratorio y la exposición a alta concentración puede causar tos persistente, flemas y dificultad para respirar. Las partículas pueden afectar a personas sanas, causando síntomas respiratorios, la reducción transitoria de la función pulmonar e inflamación pulmonar, además pueden afectar el sistema inmunológico del cuerpo y los mecanismos fisiológicos. La Tabla 6 resume los principales impactos en la salud según estudios internacionales tanto a largo como a corto plazo.

Tabla 6 Impactos en la salud evaluados internacionalmente

Exposición	Tipo de Causa		Causa específica
Largo plazo	Muerte prematura		Todas las causas
			Enfermedad Cardiopulmonar
	Enfermedad		Cáncer de pulmón
			Bronquitis crónica
Corto plazo	Muerte prematura		Mortalidad por todas las causas
			Causas respiratorias
	Acciones médicas	Admisiones hospitalarias	Enfermedad cardiovascular
			Asma
			Desorden pulmonar crónico
			Arritmia
			Enfermedad isquémica del corazón
			Causas respiratorias
			Neumonía
		Visita a la sala de emergencias	Asma
			Enfermedad isquémica del corazón
			Causas respiratorias
			Neumonía e influenza
			Enfermedades respiratorias
			Síntomas respiratorios
		Visitas médicas	Enfermedades respiratorias
Síntomas respiratorios			
Asma			
Enfermedad		Ataques asmáticos	
		Bronquitis aguda	

	Días de actividad restringida	Días perdidos de trabajo
		Días de actividad restringida
		Días con falta de aire

Fuente: Elaboración propia con base en Gauderman et al, (2002)

2.6.4.1. Contaminantes derivados de la combustión NO₂ y O₃

El ozono en las partes bajas de la atmósfera actúa como un irritante de las vías respiratorias generando asma y neumonía.

Vieira et al. (2012) analizó el efecto de los contaminantes NO₂ y O₃ sobre enfermedades de asma y neumonía. La morbilidad respiratoria fue alta, donde el 67,2% de niños estudiados tenían sibilancias, sonido que representa congestión sobre las vías respiratorias en alguna ocasión, 42,2% con sibilancias en el mes anterior, 26,6% con asma en alguna ocasión y 32,8% con neumonía en alguna ocasión. Después de analizar los resultados no se observaron asociaciones entre el NO₂ y el O₃ del exterior y la salud respiratoria. En conclusión, la exposición a niveles más elevados de NO₂ y el O₃ se asoció a un aumento del riesgo de asma y neumonía en los niños; sin embargo, el lugar en el que se determinan los contaminantes influye en los resultados.

Ballester et al, (2014) expresan que los 3 contaminantes que generan mayor impacto en la salud son el NO₂, O₃, y las partículas en suspensión

2.6.4.2. Otros contaminantes

En la Tabla 7 se muestra algunos efectos en salud generados por los diferentes contaminantes, algunos con mayores riesgos que otros, sin embargo, el largo tiempo de exposición a algunos de estos contaminantes pueden generar efectos graves sobre la salud.

Tabla 7 Contaminantes atmosféricos y su efecto en la salud

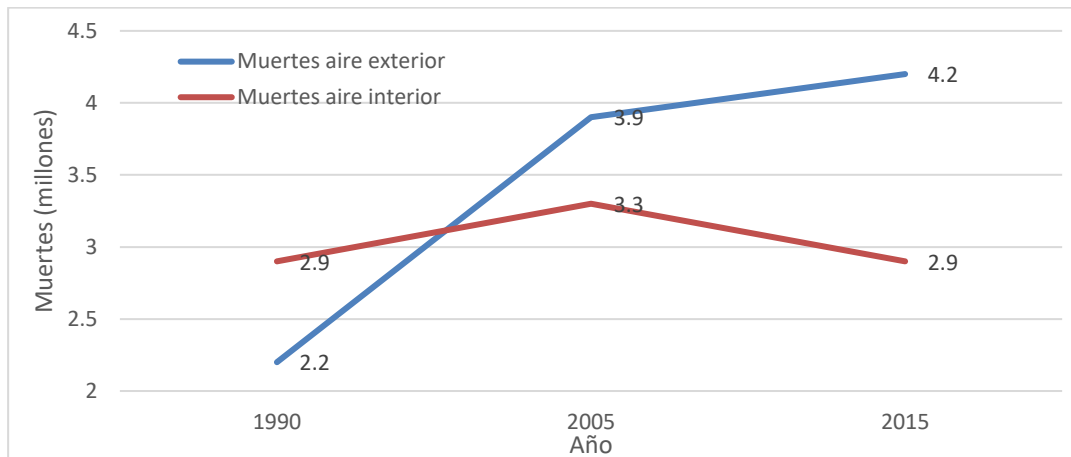
Contaminantes atmosféricos	
CO	Producto de combustión incompleta de los hidrocarburos Intoxica la sangre impidiendo el transporte de oxígeno, La exposición prolongada se asocia a dolor de cabeza, impedimento visual, reducción de la capacidad cognitiva y habilidad.
NOx	Liberados al aire provenientes de la emisión de los vehículos (combustión) Irritación ojos, nariz, garganta y pulmones, dilatación tejidos garganta y vías respiratorias superiores, reduciendo oxigenación de tejidos corporales
SOx	Producidos por gases de los escapes de los automóviles. Niveles 1 – 10 ppm induce aumento de frecuencia respiratoria y pulso
PM	Las principales fuentes antropogénicas de pequeñas partículas incluyen la quema de combustibles sólidos como la madera y el carbón Pueden ser inhaladas y penetrar con facilidad al sistema respiratorio humano causando efectos en la salud de las personas
PAHs	Son producidos cuando la quema de combustibles fósiles no es completa, como en los motores diésel. La exposición prenatal a estos ha mostrado aumento en el riesgo de infecciones y síntomas nasales en infantes, así como aumento de problemas cognitivos.
VOC	Liberados como gases por algunos líquidos o sólidos contenidos en algunas pinturas, limpiadores y productos automotrices.
SO₂	Contenido en carbones con altos niveles de azufre y aceites. Forma lluvia ácida al combinarse con agua. Los altos contenidos de este compuesto se relacionan con problemas del sistema respiratorio como tos, mucosidades, bronquitis crónica y asma. Varios estudios indican que la exposición prolongada incrementa la tasa de mortalidad especialmente las enfermedades cardíacas y pulmonares.

Fuente: Elaboración propia con base en U.S Environmental Protection Agency (EPA), (2002)

La contaminación del aire no se relaciona únicamente con enfermedades mortales, sino también con menor índice de salud y disminución en la calidad de vida de millones de personas especialmente en los niños menores de 5 años estas afectaciones son importantes debido a que el tracto respiratorio es más permeable, pudiendo desencadenar problemas en el crecimiento de los pulmones.

Actualmente, más del 14% de la población mundial de niños es afectada por asma y esta cifra crece a una tasa del 50% cada década como se muestra en la Figura 3.

Figura 3 Muerte relacionada con la contaminación del aire



Fuente: Suárez, (2012)

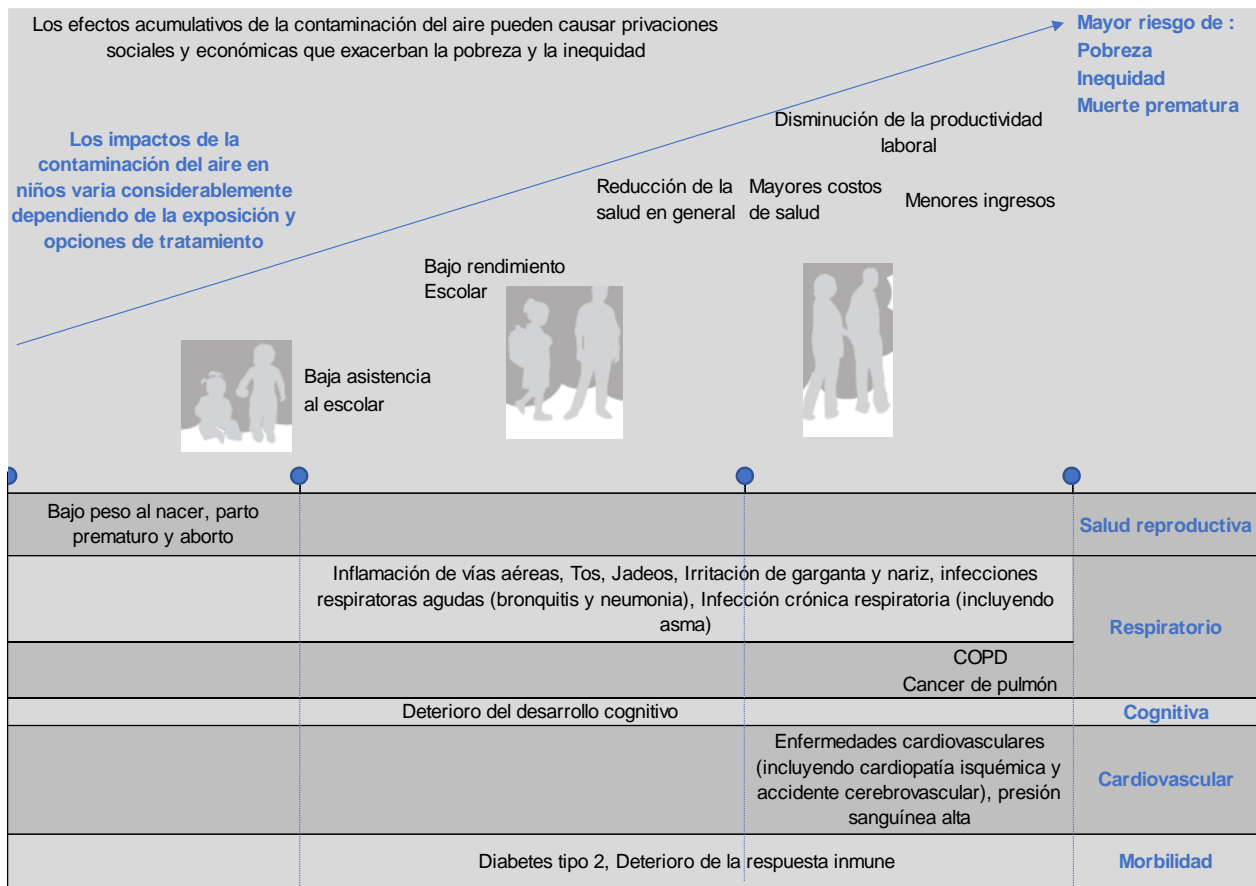
En el caso de los adultos pueden sufrir una gran variedad de complicaciones en la salud relacionadas a la contaminación atmosférica. Entre las enfermedades que más los afectan se encuentran las enfermedades cardiovasculares, como derrame cerebral y falla cardíaca.

Los efectos de la contaminación atmosférica no son únicamente probados en la salud general, sino que tienen efectos en el desarrollo cognitivo de los seres humanos, especialmente los niños, quienes tienen toda una vida por delante y para quienes los efectos irreversibles en la salud tienen consecuencias para toda la vida en términos de rendimiento escolar y carreras futuras. A largo plazo estas afectaciones en los menores se ven reflejados en baja condición de salud, mayor ausencia escolar y por ende académica, altos costos en sistemas de salud asociados a menor productividad, que repercute en ingresos, pobreza e inequidad (ver Figura 4).

Por lo anterior y debido a que los niños son físicamente más propensos a ser afectados por la contaminación atmosférica, se debe prestar especial atención a la exposición de éstos a los contaminantes. Los menores respiran más rápidamente que los adultos, por esto, el aire en sus pulmones tiene un contacto mayor, resultando en un mayor ingreso de contaminantes a sus vías respiratorias. Adicionalmente, los menores respiran más por la boca, evitando así el filtrado natural realizado en los canales nasales.

Los niños pasan mayor tiempo realizando actividades al aire libre que los adultos y adicionalmente tienden a ser más activos que los adultos, y por su menor estatura están más cercanos al suelo, donde se encuentran las mayores concentraciones de contaminantes, debido a su densidad. Adultos mayores y con condiciones de salud especiales son igualmente más vulnerables a la afectación por la contaminación. Pacientes diabéticos, enfermedades coronarias y alta presión sanguínea son particularmente sensibles al PM_{2,5} debido a que éste al alcanzar el torrente sanguíneo interfiere con la adecuada función celular y oxigenación de la sangre.

Figura 4 Efectos de la contaminación atmosférica durante la vida



Fuente: Elaboración propia con base en Fustel et al., (2005)

Maher et al. (2016) muestra la relación entre altos niveles de exposición a los contaminantes con algunas condiciones mentales como desordenes de la atención, ansiedad, depresión; relaciona nano partículas magnéticas encontradas en el cerebro de pacientes con la enfermedad de Alzheimer.

2.7. Valoración económica de impactos ambientales

Valorar económicamente al ambiente supone el intento de asignar valores cuantitativos a los bienes y servicios proporcionados por los recursos ambientales, independientemente de la existencia de precios de mercado para los mismos. Esto quiere decir que la necesidad de la valoración excede largamente al trabajo que hace el mercado otorgando precios y asignando recursos dentro de la economía. Hay una enorme cantidad de bienes y servicios ambientales para los cuales es imposible encontrar un mercado donde se generen los “precios” que racionen su uso dentro del sistema. La valoración nos señala que el ambiente no es gratis, el desafío es expresarla en términos monetarios (Tomasini, 2008).

La valoración traduce el impacto ambiental en valores que pueden ser comparados e integrados con criterios económicos y financieros (costo-beneficio) para tomar decisiones acertadas, dejando menos espacio para juicios subjetivos.

La valoración puede servir de guía para políticas públicas. La aplicación de impuestos, la asignación de subsidios o la decisión de gastar en conservación de recursos o de mitigación del impacto ambiental requiere de una adecuada valorización de los costos y beneficios ambientales a alcanzar.

La economía ambiental suele desarrollar análisis que se realizan desde la teoría neoclásica y estudios que se enmarcan en lo que es conocido como la “Económica de los Recursos naturales” (Morales, Martínez, y Varela, 2012) esta idea consiste en que los problemas ambientales surgen debido a las fallas del mercado, es decir, situaciones en las que el mercado no funciona como un asignado óptimo de los recursos. La presencia de estas fallas de mercado se asocia a la ausencia de mercados para los bienes y servicios ambientales; en este caso, la economía ambiental debe proporcionar análisis e instrumentos que permitan corregir estos desvíos. Este tipo de estudio apunta a la valoración económica en términos monetarios de los cambios operados en la calidad de algún bien o servicio ambiental. (Álvarez-Sala Walther et al., 2010).

Métodos para estimar la valoración económica

La cuantificación y valoración de los efectos en la salud requiere de dos elementos básicos, la estimación del número de casos potencialmente evitables y la valoración en términos económicos de estos casos. Esta aproximación se encuentra dentro del marco metodológico de las Estrategias Ambientales Integradas (Kolluru y Anonymous, 1994) y ha sido utilizada entre otras por ciudades como Ciudad de México, Barcelona y Bogotá (Clean Air Institute, 2011).

Una forma de estimar la carga de enfermedad atribuible a la contaminación atmosférica es usando las funciones de concentración de respuesta (FCR), las cuales relacionan los cambios en la concentración de un contaminante con la variación de un efecto en la salud.

Para usar esta metodología se requiere de una revisión que permita la identificación de ciertas variables para su desarrollo, entre las que están:

Riesgos relativos: son la base para la utilización de las FCR, este se obtiene a partir de estudios epidemiológicos que estudian la variación de un efecto en salud a partir de la exposición a un factor de riesgo (Clean Air Institute, 2011).

- Tasas de incidencia: hace referencia a la línea base de efectos en la salud. Esto quiere decir que para los efectos a evaluar debe contarse con la información sobre la incidencia inicial del mismo sobre la población.
- Cambios de concentración: Para definir los efectos que causa la contaminación atmosférica, se estima la carga de enfermedad atribuible a la contaminación por material particulado. Esto es, los efectos en salud y los costos asociados a la contaminación. La cuantificación de la carga de enfermedad es una medida del costo del daño ambiental, en el país ha sido usada para el diseño de políticas de intervención que permitan la mejora de la calidad de vida y condiciones ambientales.
- Datos poblacionales: Se requiere un detallado conocimiento de la población caso de estudio. Se utilizan entonces los datos y proyecciones poblacionales, identificando las variaciones para diferentes grupos etarios.

La metodología empleada por Clean Air Institute, (2011) para hallar la valoración económica al analizar la afectación del bienestar en la sociedad se muestra a continuación:

Los costos de enfermedad hacen referencia a aquellos en los cuales se incurre por el padecimiento de una enfermedad, estos incluyen los costos de atención médica y la pérdida de productividad.

La valoración de la disponibilidad a pagar (WTP): es un enfoque con amplia utilización en la toma de decisiones, representa los valores cuantificados mediante los costos de enfermedad más la valoración que los individuos hacen de la pérdida de bienestar que implica sufrir por efecto en la salud; mientras que los valores de costo de enfermedad son más sencillos de determinar para un contexto local debido a que los valores de WTP requiere de estudios más largos y costoso.

3. METODOLOGÍA

A continuación, se describe la metodología; comenzando por la revisión bibliográfica, luego se describe el proceso para estimar las emisiones, tanto el trabajo de campo realizado como la estimación por medio del modelo HBEFA, adicionalmente se muestra el proceso para conocer los efectos de la salud por contaminación y finalmente su valoración económica.

3.1. Revisión bibliográfica.

Se analizan los temas de emisiones de contaminantes atmosféricos en los cuales se identifican cuales contaminantes emitidos por vehículos generan alguna afectación en la salud.

Adicionalmente se contemplan los diferentes modelos y software para la estimación de estos contaminantes, las variables que emplean, y cuáles son los resultados que se obtienen; esto con base en publicaciones, trabajos de grado, manuales de modelos; se realiza una comparación entre los diferentes modelos para analizar cual se ajusta mejor en el estudio que se está realizando, el cual es el modelo HBEFA, se describe el proceso en el numeral 2.5.10.

De igual manera se hace análisis sobre los combustibles y las emisiones que generan con información de trabajos de grados y artículos, entre otros.

Se debe tener información de los efectos que tienen las emisiones de contaminantes atmosféricos sobre la salud humana, cuáles son las enfermedades, los síntomas, qué contaminantes causan algún efecto, qué estudios epidemiológicos se han desarrollado, qué estudios se han hecho al respecto, etc.

Además, conocer los métodos para estimar la valoración económica y las variables que se necesitan para su análisis, para esto es importante conocer estudios realizados en la zona de estudio.

3.2. Trabajo de campo.

Se inicia con identificar cuáles son las variables necesarias para estimar las emisiones y cuáles son los vehículos a instrumentar de acuerdo a las características necesarias.

- Zona de estudio: Se debe definir para qué área, ciudad o región se va a realizar la metodología propuesta.
- Equipo para la medición de contaminantes: Para estimar las emisiones con el modelo HBEFA es necesario tener información de la velocidad segundo a segundo, además de tener las coordenadas para ubicar geográficamente los vehículos.

Es importante conocer la velocidad porque el modelo HBEFA trabaja con la aceleración y desaceleración del vehículo, por lo cual con información de la velocidad cada segundo se puede determinar el ciclo de conducción del recorrido.

Es por esta razón que se debe utilizar un GPS que permita tener datos cada segundo, para tener más precisión a la hora de procesar los datos.

- Camión a utilizar: para conocer cuáles son las características del vehículo a considerar se tiene lo siguiente:
 - Camión representativo en la flota vehicular: Inicialmente se analiza las categorías más representativas en la zona de estudio.
 - Disponibilidad de empresas con vehículos para la instrumentación con el GPS: este aspecto es fundamental debido a que para instrumentar los vehículos es necesario tener la aprobación de las diferentes empresas con camiones y la disponibilidad del conductor; para lograr esto es necesario tener un acercamiento preliminar con las empresas, explicarles el estudio y posteriormente instrumentar el vehículo.
 - Modelo reciente (moderna tecnología) y combustible: está relacionado con el EURO, que la tecnología del vehículo sea típico, es decir, sea común y circule gran cantidad de estos en una ciudad, además el vehículo debe usar combustible ACPM.
 - Buen estado del vehículo: se refiere a vehículo en buenas condiciones técnicas, mecánicas y de operación.

- Vías sobre las que se harán los recorridos: vías principales de la ciudad, conocer cómo es el recorrido típico de los camiones instrumentados, esto con el fin de conocer la velocidad promedio de estas vías.
- Toma de información: Se debe realizar en horario convencional (HC), es decir, en un horario de 6am a 6pm, y en horario no convencional (HNC) es decir, de 6pm a 6am, esto con el fin de conocer el comportamiento de la velocidad durante los diferentes horarios; y poder satisfacer uno de los objetivos específicos planteados para la investigación.

Al tener identificados los camiones y el instrumento a utilizar; se debe proceder con el recorrido de estos. En forma de diagrama se presenta el proceso del trabajo de campo en la Figura 5

Figura 5 Proceso para la realización de trabajo de campo



Fuente: Elaboración propia

- Cantidad de datos de trabajo de campo. La cantidad de datos necesarios permiten un procedimiento estadístico correcto, es importante tener una muestra que abarque toda la

parte urbana, para conocer las emisiones y obtener las zonas con mayor incidencia de contaminación.

- Datos de información secundaria, se debe conocer la población afectada por enfermedades respiratorias de la zona de estudio e información sobre costos de hospitalización por enfermedades relacionadas con la contaminación atmosférica.

3.3. Procesamiento y análisis de información.

- Estimación de emisiones: Una vez instrumentados los vehículos con los GPS, se extrae la información y se procesa para introducir los datos en el modelo HBEFA, para esto la información se debe ajustar, es decir, la velocidad del GPS es km/h, es necesario que la velocidad este en m/s y adicionalmente calcular la aceleración y la desaceleración del vehículo durante el recorrido; se debe ajustar el modelo de acuerdo a las características del vehículo, conocer el tipo de camión y el EURO principalmente; con esto se estima la emisión de los contaminantes como CO₂, CO, NO_x, HC y PM_{2.5}.
- Se carga los recorridos con las emisiones en software GIS y se procede a dibujar los recorridos para conocer las zonas críticas de la zona de estudio;
- Analizar con la literatura, para conocer el rango de emisión en el cual una persona puede experimentar algún problema de salud por algún tipo de contaminante y qué enfermedades pueden manifestar.
- Se toma la información de los barrios con mayores niveles de emisión y se analiza en estos barrios cuáles son las personas con casos de enfermedad IRA.
- Conocer los costos generados por las enfermedades causadas por los diferentes contaminantes en las personas y de esta manera conocer la valoración económica de esto.
- Se debe analizar los diferentes escenarios, es decir, recorridos en HCON y HNC para realizar una comparación de las emisiones generadas en diferentes horarios.

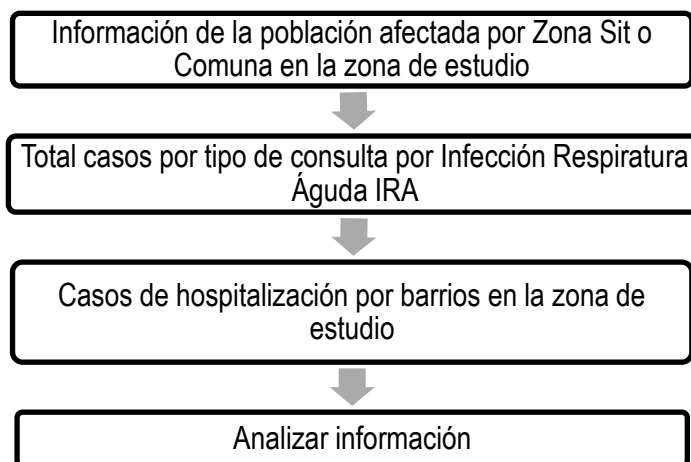
Se espera con el análisis de la información poder validar la hipótesis planteada en el estudio con el fin de tener información y un avance significativo en las actividades de salud pública realizadas en la zona de estudio, un modelo que permite estimar las emisiones con un nivel de detalle segundo a segundo en una ciudad determinada; conocer en una zona cuántas personas se verían afectadas por la contaminación y conocer cuál es la valoración económica de esto.

3.4. Salud

Para conocer el efecto que tiene la salud por las emisiones, se debe realizar una revisión bibliográfica para conocer cuáles contaminantes generan alguna afectación en salud, cuáles son las posibles enfermedades y síntomas, lo cual se muestra en el capítulo 2. Adicionalmente se presenta información de población de la zona de estudio, los casos de atención por enfermedad de IRA. Con esta información se superponen las emisiones de las diferentes zonas de acuerdo a los resultados de las emisiones generado por camiones para conocer la cantidad de personas que estarían en riesgo de adquirir algún tipo de enfermedad.

En la Figura 6 se muestra el procesamiento de información para población, para tener una visualización de ésta se emplea el modelo de georreferenciación ArcGis, adicionalmente se hacen análisis estadísticos con la información obtenida.

Figura 6 Procesamiento información población



Fuente: Elaboración propia

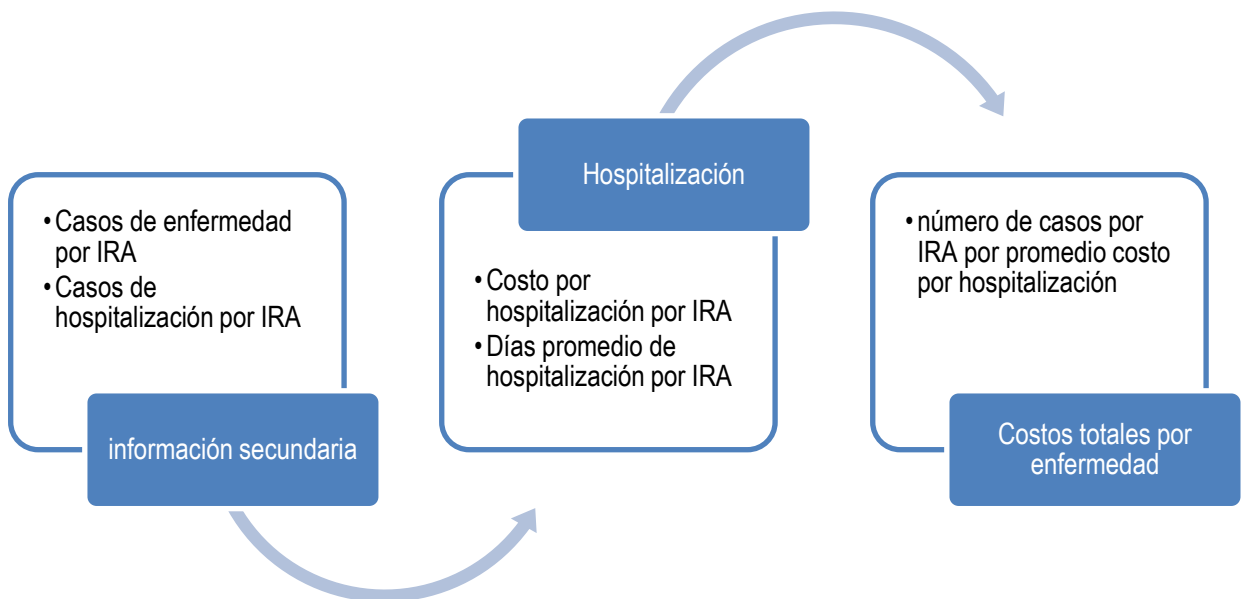
3.5. Valoración económica

Una vez definida la relación entre la morbilidad en población y la contaminación atmosférica ($MP_{2.5}$), se valoraron los costos asociados con dicha contaminación. Para realizar estas estimaciones, en primer lugar, se debe calcular el número de casos por infección respiratoria aguda (IRA); una vez obtenido este dato, conforme al comportamiento de los casos atendidos diferentes hospitales, se calcula el costo total de atención (urgencias, hospitalización, medicamentos) y se asume que cada consulta requiere de fórmula médica.

El análisis de los costos asociados a la atención hospitalaria por IRA, se realiza por medio de la selección la población atendida en los diferentes hospitales dentro de la zona de estudio, dicha base de datos representaba un total de 401.079 historias clínicas que correspondían a IRA de acuerdo a la información suministrada por la secretaria de salud.

La metodología empleada para determinar los costos por hospitalización se basó en un estudio realizado en Pereira, Risaralda, como se muestra a continuación

Figura 7 Procesamiento Valoración económica



Fuente: Elaboración propia

4. OBTENCIÓN DE DATOS Y DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA

Se presenta en este capítulo de manera específica la aplicación de la metodología general propuesta en el numeral 3 y aplicarla en una zona de estudio, con el fin de obtener los datos requeridos para el estudio.

4.1. Revisión bibliográfica

En el capítulo 2 se presenta el marco teórico y estado del arte sobre la información general del estudio.

4.2. Identificación y caracterización zona de estudio

En el Área Metropolitana del Valle de Aburrá se encuentra Medellín capital del departamento de Antioquia, Colombia; ésta presenta una condición topográfica desfavorable, es decir, la ciudad se encuentra rodeada de altas montañas y es un valle angosto y semicerrado que impide que se presente una correcta circulación del aire, debido a que la capa límite del valle está a 500 metros aproximadamente, generando el fenómeno de inversión térmica. Este fenómeno es un proceso natural que afecta a la circulación del aire en las capas bajas de la atmósfera. El aire por lo general está en constante movimiento, donde las capas más calientes se presentan en la parte inferior de la atmósfera y las más frías en la parte superior. Cuando ese ciclo se interrumpe, se forma una capa de aire frío que queda inmóvil sobre el suelo e impide la circulación atmosférica Aspectos ambientales en el Valle de Aburrá (Rave et al, 2008).

Los niveles de contaminación exceden la norma establecida por la OMS principalmente en los meses de marzo y abril (Avila y Lora, 2015) debido a las condiciones meteorológicas: la región tiene características altamente cambiantes por su condición tropical, orografía y alta disponibilidad de humedad, lo que afecta la dispersión tanto en la dirección horizontal como en la vertical. Las fuentes móviles son la principal causa de contaminación del aire en Medellín, debido a que emiten el 79% de la contaminación (Victoria, 2018). La evidencia encontrada en la ciudad va desde mediciones de los niveles de contaminación ambiental en diferentes zonas del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) hasta su relación con problemas respiratorios (Ospina et al., 2016).

Los datos de la Red de Vigilancia de la Calidad de Aire (Red aire) evidencian que los promedios diarios, mensuales y anuales de $PM_{2.5}$ en la mayoría de estaciones de monitoreo superan la norma de la OMS (Cantor, 2012).

Las fuentes móviles son responsables del 79% de las emisiones, en el AMVA, los camiones emiten el 49,8% de las emisiones de $PM_{2.5}$ y el 34,6% de NO_x generadas en el AMVA. Los camiones representan el 4% del total de la flota vehicular para el 2015, de estos el 86% trabajan con combustible ACPM este tipo de combustible equivale al 80,3% del $PM_{2.5}$ y 68,5% de NO_x del total emitido en el AMVA de acuerdo al inventario de emisiones 2015, al compararlo con la Gasolina y el Gas Natural Vehicular (GNV) (Blanca, 2015).

Las emisiones de PM y NO_x reaccionan entre ellos produciendo de esta manera neblinas, smog fotoquímico y lluvia ácida, la concentración local de estos contaminantes alcanzan niveles considerables, lo cual incide en la salud de las personas y en los distintos componentes del ecosistema urbano, el microclima y el régimen hidrológico del Valle de Aburrá se modifica (Alonso Fustel et al, 2005).

El alto nivel de congestión, principalmente en el centro de la ciudad, debido a las actividades que se realizan como por ejemplo el comercio, genera un aumento de la contaminación por smog fotoquímico; emisiones de material particulado, entre otros (Parra et al, 2010).

Datos de la Red de Vigilancia de la Calidad de Aire (Redaire) evidencian que los promedios diarios, mensuales y anuales de $PM_{2.5}$ (estación Miguel de Aguinaga) y PM_{10} (estación San Antonio) superan la norma de la OMS, catalogada de riesgo para la salud humana (Toro Gómez et al, 2015).

Las emisiones de PM_{10} en el centro de Medellín, aunque están dentro de los promedios establecidos por la norma nacional (Gaviria, Muñoz, y González, 2015), no cumplen con el promedio establecido por la OMS. Para el material particulado $PM_{2.5}$, contaminante de gran influencia en la salud de los individuos, las concentraciones son preocupantes, en especial en el centro de Medellín, zona con congestión vehicular y de personas que provienen de diferentes lugares de Medellín y el valle del Aburrá. La alcaldía de Medellín estima que aproximadamente un millón de personas transitan por el

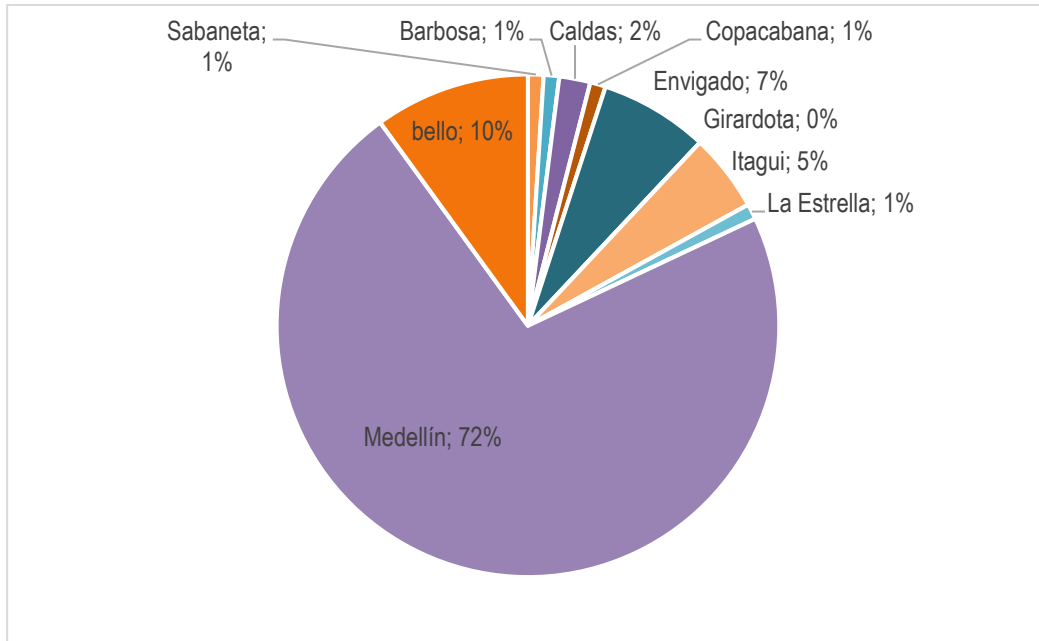
centro de Medellín de forma intermitente, por lapsos de tiempo. Cifras no oficiales sugieren que más de 9.000 venteros ambulantes que se encuentran registrados por la oficina de espacio público en el centro de Medellín (Gaviria, Muñoz y González, 2015.) Cumplen su jornada laboral (entre 6 y 10 horas) en esta zona expuestos a la contaminación. La OMS establece que individuos expuestos a altos niveles de contaminación tienen mayor vulnerabilidad de sufrir enfermedades respiratorias.

Según cifras del informe Estrategia Ambiental Integrada para una Movilidad Sustentable en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (Fase 1) (Clean Air Institute y Area Metropolitana, 2011) la carga de enfermedad atribuible a la contaminación por material particulado, representa cerca del 9,2% del total de muertes en el Valle de Aburrá para 2011. De acuerdo con el CONPES (Consejo Nacional de Política Económica y Social) 3550, la Organización Mundial de la Salud estimó en un 17% las muertes atribuibles a la contaminación atmosférica en el país para el año 2004. Pese a la mejora de este indicador, siguen existiendo oportunidades de mejora en la gestión de la calidad del aire.

La información obtenida muestra que 30 casos de mortalidades en niños menores de 1 año pueden atribuirse a la contaminación atmosférica. En términos de admisiones hospitalarias, un total de 440 hospitalizaciones por causas respiratorias pueden ser atribuibles a la contaminación atmosférica, lo que representa alrededor del 5% de las hospitalizaciones por causas respiratorias en el área metropolitana del Valle de Aburrá. Se presentan igualmente 270 visitas a salas de urgencias por causas respiratorias y 60 admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares que pueden ser atribuibles a la contaminación atmosférica (Clean Air Institute y Area Metropolitana, 2011).

La estimación del número de casos atribuibles a una concentración de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} en el área metropolitana del Valle de Aburrá, muestra que más del 70% de los casos de mortalidad ocurren en Medellín, tal como se aprecia en la Figura 8. Esto puede explicarse a partir de una mayor población en esta ciudad en conjunto con una concentración promedio de material particulado, relativamente alta en comparación con los otros municipios del valle (Clean Air Intitute, 2013).

Figura 8 Distribución de la mortalidad atribuible a la contaminación atmosférica por municipio



Fuente: Clean Air Intitute,(2013).

La valoración económica arrojada por este mismo informe representa una clara subestimación del impacto económico de la contaminación atmosférica en el área metropolitana del Valle de Aburrá. Los costos de atención por enfermedades relacionadas con la contaminación atmosférica se valoran para 2011 en 307 millones. De estos, cerca del 80% corresponde a la atención de enfermedades de tipo respiratorio. El uso de la asistencia médica y el padecimiento de enfermedades representaron para el periodo 2011 cerca de 3.200 días de incapacidad para la población del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, valorados en 95 millones de pesos, a partir del ingreso promedio para el año 2011. Los costos de enfermedad se valoran entonces en 402 millones de pesos. En términos de disponibilidad a pagar, los efectos en la salud se valoran en 2.441 millones de pesos para el año 2011 (Clean Air intitute, 2013).

A diferencia de la morbilidad, la estimación de la mortalidad resultó más precisa, al contar con datos completos de mortalidad y sus causas en el área metropolitana del Valle de Aburrá. De acuerdo con el valor estadístico de la vida calculado para este estudio, el costo de la mortalidad se estima superior a los 1,3 billones de pesos (Clean Air intitute, 2013).

Calidad de aire Medellín, Antioquia

En la ciudad de Medellín, aproximadamente en los años 70', se comenzaron a preocupar por los impactos ambientales; la responsabilidad del control de la calidad de aire estuvo a cargo de la secretaría de la Salud y Bienestar Social del municipio de Medellín, había cinco puntos de medición, se medía inicialmente material particulado grueso por reflectometría, sedimentación en baldes, opacidad, corrosividad en discos metálicos y titulación química de SO₂ y NO_x (López et al., 2007).

En 1979 se publicó el código sanitario Nacional donde se estableció la reglamentación de la calidad de aire en el país, esta fue control durante 25 años (López et al., 2007).

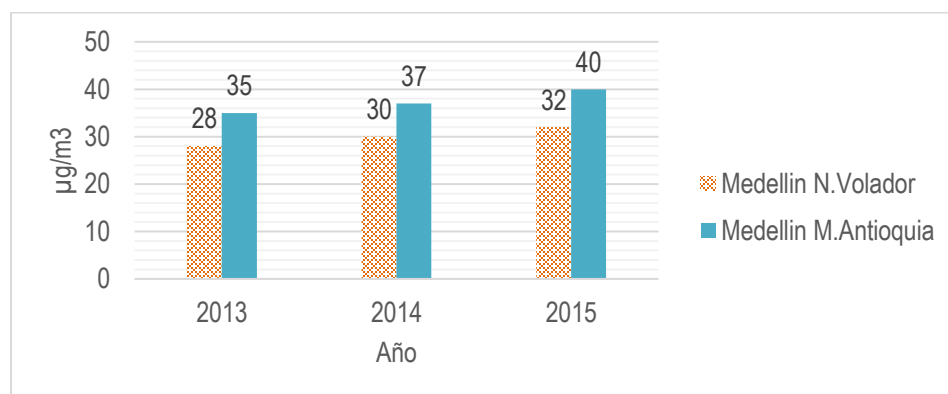
En 1993 la responsabilidad pasó a estar a cargo del control ambiental de la Secretaría de Salud a la Autoridad Ambiental. En 1993-1994 se elaboró el Estatuto Metropolitano del Medio Ambiente y se creó el Área Metropolitana como ente de planificación territorial, designándola como autoridad ambiental. La Secretaría de Salud desarrolló infraestructura para el muestreo, recolección y análisis de la información. La nueva autoridad favoreció otro enfoque basado en la contratación de estudios, lo cual limitó en cierto modo el desarrollo progresivo que había venido experimentando la institución encargada del control ambiental (López et al., 2007).

Analizando el diagnóstico de la calidad de aire en el Valle de Aburrá, las zonas urbanas presentan altas concentraciones de PM_{2.5} de acuerdo a la red de monitoreo del AMVA, el cual genera un alto impacto en la salud. Las mediciones realizadas en las diferentes estaciones, superan las referencias de la OMS y de la EPA. La OMS, tiene como referencia 20 ug/m³ y la EPA 15 ug/m³, sin embargo, desde el 2008 que se comenzaron a monitorear las partículas finas de PM_{2.5} el promedio está entre 25 y 35 ug/cm³ en el Valle de Aburrá. Los gases SO₂, NO₂ y CO que se miden en las diferentes estaciones no reportan problemas de contaminación relevantes respecto de sus respectivas normas (Toro et al, 2010)

Las alteraciones del medio ambiente interfieren directamente en la salud humana por lo que se incrementan los costos asociados al tratamiento de enfermedades que pueden prevenirse. Para esto se cuenta con la participación de autoridades municipales, autoridades ambientales, secretarías de salud, de tránsito y transporte, universidades y otros actores que pueden ayudar a la solución del problema, los cuales tienen como objetivo desarrollar estrategias para mejorar la calidad de aire en el AMVA, formular problemas e iniciativas enfocadas al diagnóstico y prevención de factores de riesgo de la calidad de aire para la salud humana (López et al, 2007).

Las zonas urbanas del Valle de Aburrá presentan altas concentraciones de material particulado, especialmente de $PM_{2.5}$, contaminante que está en el centro de la preocupación a nivel internacional por su impacto en la salud. Las mediciones realizadas por la Red de monitoreo de calidad del aire permiten concluir que las concentraciones de $PM_{2.5}$ superan ampliamente las referencias de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2005), donde sus valores guía de $PM_{2.5}$, en estudios epidemiológicos de cohorte de Estados Unidos que dan como resultado aumentos de riesgo de mortalidad de 6% por cada $10 \mu g/m^3$ para concentraciones anuales y de 1% de aumento de riesgo de muerte por cada $10 \mu g/m^3$ para concentraciones diarias (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2015). Como puede observarse en Figura 9, las concentraciones de $PM_{2.5}$ en Medellín no se redujeron entre 2013 y 2015, de hecho, se muestra un aumento. En 2015: el Museo de Antioquia, con $39,7 \mu g/m^3$ y la Universidad Nacional Núcleo El Volador, con $32,1 \mu g/m^3$ superaron la norma colombiana.

Figura 9 Concentraciones de $PM_{2.5}$ en estaciones de monitoreo con registro completo, 2013-2015



Fuente: (Alcaldía de Medellín, 2015)

La evidencia científica internacional señala el vínculo entre la exposición a las partículas finas (o en combinación con otros contaminantes) y un aumento de la mortalidad prematura y el agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares preexistentes.

Los efectos por exposición a contaminantes atmosféricos van desde irritación de ojos y vías respiratorias hasta afecciones más graves, incluidas función pulmonar reducida, bronquitis, exacerbación del asma y muerte prematura. Los estudios han encontrado que las partículas finas (PM_{2.5}) están vinculados (solos o con otros contaminantes), a un aumento de la mortalidad y el agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares pre-existentes (Janssen et al., 2003).

4.3. Información recolectada y análisis de información

Se presenta en este capítulo de manera específica la aplicación de la metodología propuesta en el numeral 3 y aplicarla en una zona de estudio, con el fin de obtener los datos requeridos para el estudio.

4.3.1. Estimación de emisiones

- **Recolección de información:** Como se mencionó en el capítulo 3, se utiliza un equipo electrónico que permita obtener la velocidad con un nivel de detalle de segundo a segundo. El GPS es un sistema de navegación basado en satélites de una red de 24 satélites colocados en órbita. El receptor es un dispositivo de posicionamiento que recibe la señal satelital, que están a 20,000 km sobre la tierra. Para recibir las mejores señales, se debe utilizar el receptor en el espacio abierto.

El equipo de medición seleccionado ha sido empleado en estudios con vehículos de carga en Nueva York, Santiago de Chile, Rio de Janeiro, Barranquilla, Bogotá, entre otros, el cual es el GPS Columbus V-900, es una unidad registradora de datos utilizado para recibir y registrar la información de posición geográfica y velocidad segundo a segundo en una tarjeta de memoria externa guardando la información en formato .csv. En la Figura 10 se muestra el dispositivo empleado para la recolección de información.

Figura 10 Dispositivo GPS



Fuente: (Columbus Ltda, 2011)

El conductor al tener el GPS lo único que debe hacer es encenderlo durante el recorrido y apagarlo cuando termine este, El GPS se puede ubicar en cualquier parte del vehículo, no afecta la calidad de la información. El GPS no requiere ninguna modificación o configuración, únicamente se debe formatear la tarjeta MicroSD antes de utilizar el dispositivo.

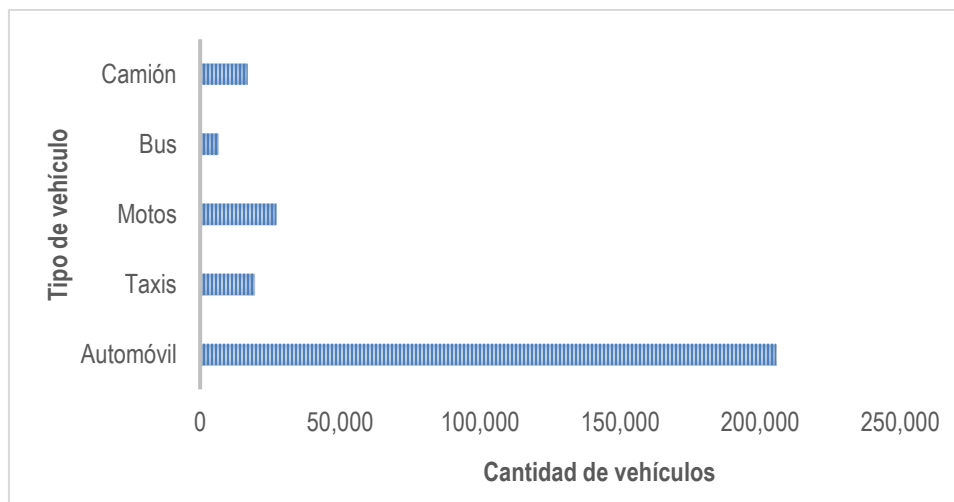
- Camión a utilizar: El parque automotor en Medellín, Antioquia, para el año 2018 es de 721.035 vehículos (sin incluir motocicletas), de los cuales 17.010 son camiones. en la Tabla 8 se ilustra el parque automotor del AMVA y Medellín y Figura 11 se ilustra la clasificación de los vehículos en Medellín.

Tabla 8 Parque automotor en Medellín y AMVA 2018

Clase	Vehículos		Porcentaje
	AMVA	Medellín	
Automóvil	510.166	205.683	40%
Taxis	30.143	19.628	65%
Motos	785.935	27.281	3%
Bus	18.429	6.724	36%
Camión	43.933	17.010	39%

Fuente: Elaboración propia con base en Estudio de transporte de carga en el AMVA, (2018)

Figura 11 Parque automotor en Medellín 2018



Fuente: Elaboración propia

Como se observa en la Tabla 9 y Figura 12 los camiones que más circulan en el Área Metropolitana son los camiones C2P y C2G, estos debido que la mayoría de las empresas pueden hacer sus repartos con mayor facilidad y pueden circular fácilmente en la zona urbana.

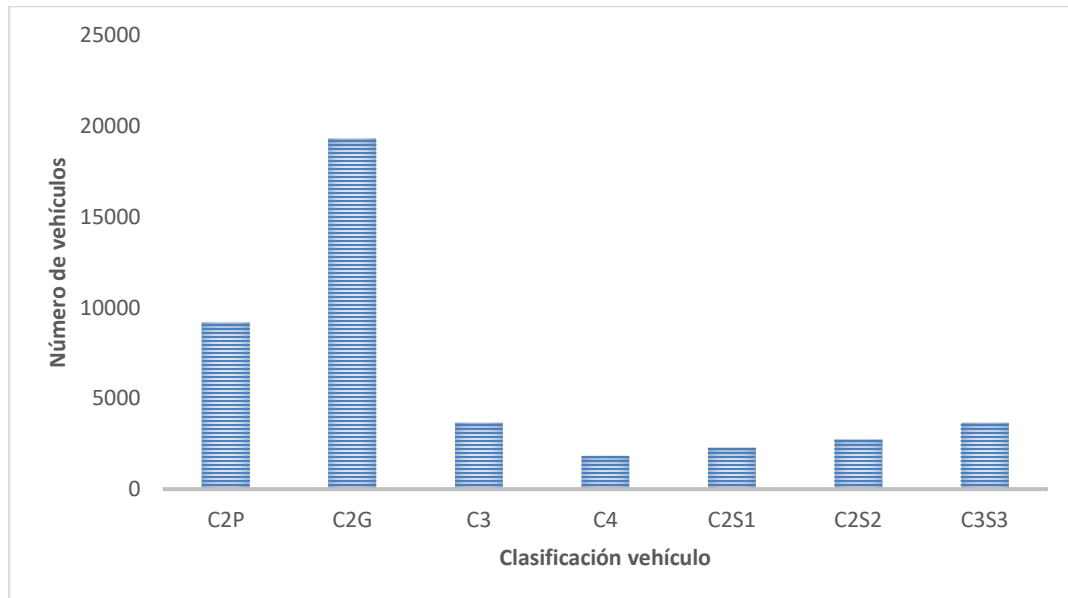
Los camiones C2, son aquellos que tienen dos ejes, se clasifican en dos tipos de camiones C2P y C2G, la diferencia entre estos es el tamaño del vehículo, las llantas y la capacidad de carga, entre los vehículos C2G se clasifican la mayoría de las volquetas, las cuales son camiones con volco, pero presentan las mismas características de los camiones con estacas o furgones.

Tabla 9 Clasificación por tipo de camión 2018

Tipo de Camión	N. vehículo
C2P	9.205
C2G	19.329
C3	3.682
C4	1.842
C2S1	2.301
C2S2	2.761
C3S3	3.682

Fuente: Elaboración propia con base en Estudio de transporte de carga en el AMVA, (2018)

Figura 12 Clasificación por tipo de camión 2018



Fuente: Elaboración propia

Figura 13 Camión C2P y C2G



Fuente: Elaboración propia

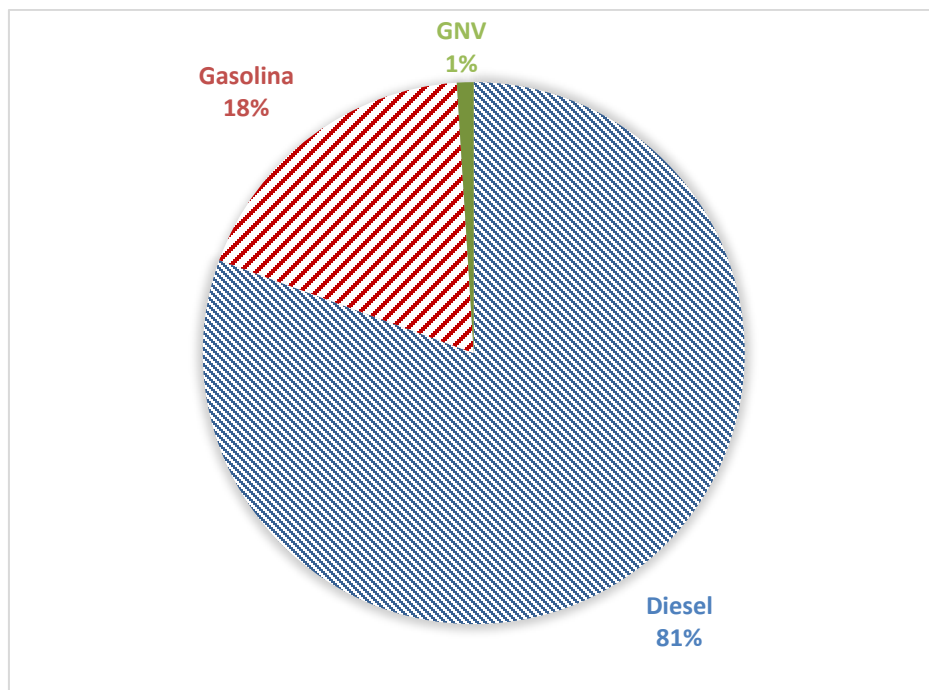
En la Figura 13 se muestra la forma de los camiones C2P y C2G; por lo general El camión C2P al tener menor capacidad de carga es especialmente utilizado para viajes cortos en la parte

urbana y metropolitana, tal como lo muestra Brown et al. (2002) que relacionó el tamaño de los envíos (en toneladas) con la distancia recorrida y se estimaron emisiones de este tipo de camión, no siendo entonces el preferido para recorridos largos.

Para el estudio no es relevante que el vehículo este cargado o vacío, lo importante es que realice el recorrido dentro del AMVA, debido a que para estimar la emisión no es considerado el peso del vehículo, ni la cantidad de toneladas transportadas; sino la velocidad y características del camión.

Como nos interesa conocer las emisiones de contaminantes atmosféricos es importante que los vehículos sean representativos a la información suministrada en la Tabla 9, los vehículos más representativos son los C2G y C2P; adicionalmente, como se muestra en la Figura 14 el 81% de los vehículos son Diesel, solo el 18% circulan con gasolina y el 1% con GNV de acuerdo a (Ministerio de Transporte, 2017).

Figura 14 Composición vehicular por tipo de combustible



Fuente: Elaboración propia

Tamaño muestral: Se le llama muestra porque solo representa parte del grupo de personas (o población objetivo) cuyas opiniones o comportamiento son importantes. Con el fin de conocer la cantidad de recorridos necesarios para el estudio, de manera que estadísticamente sea significativo como se observa en la ecuación 2:

$$n = \frac{N * Z_{\alpha}^2 * p * q}{d^2 * (N - 1) + Z_{\alpha}^2 * p * q}$$

Ecuación 2

Donde:

- n Tamaño de la muestra
- N Tamaño de la población
- Z_{α} Nivel de confianza
- p Probabilidad de éxito
- q Probabilidad de fracaso
- d Error máximo admisible

Se elige esta población por la cantidad de viajes realizados de acuerdo a la EOD 2012 EOD, 2012)

Para una Población = 100.000

Tabla 10 Tamaño muestral para toma de datos para población 100.000

NC	α	Z	p	q	Margen de error									
					1,0%	2,0%	3,0%	4,0%	5,0%	6,0%	7,0%	8,0%	9,0%	10,0%
0,9	0,1	1,65	0,5	0,5	6373	1673	751	424	272	189	139	106	84	68
0,95	0,05	1,96	0,5	0,5	8763	2345	1056	597	383	266	196	150	118	96
0,99	0,01	2,81	0,5	0,5	16486	4703	2146	1219	783	545	401	307	243	197

Población = 200.000

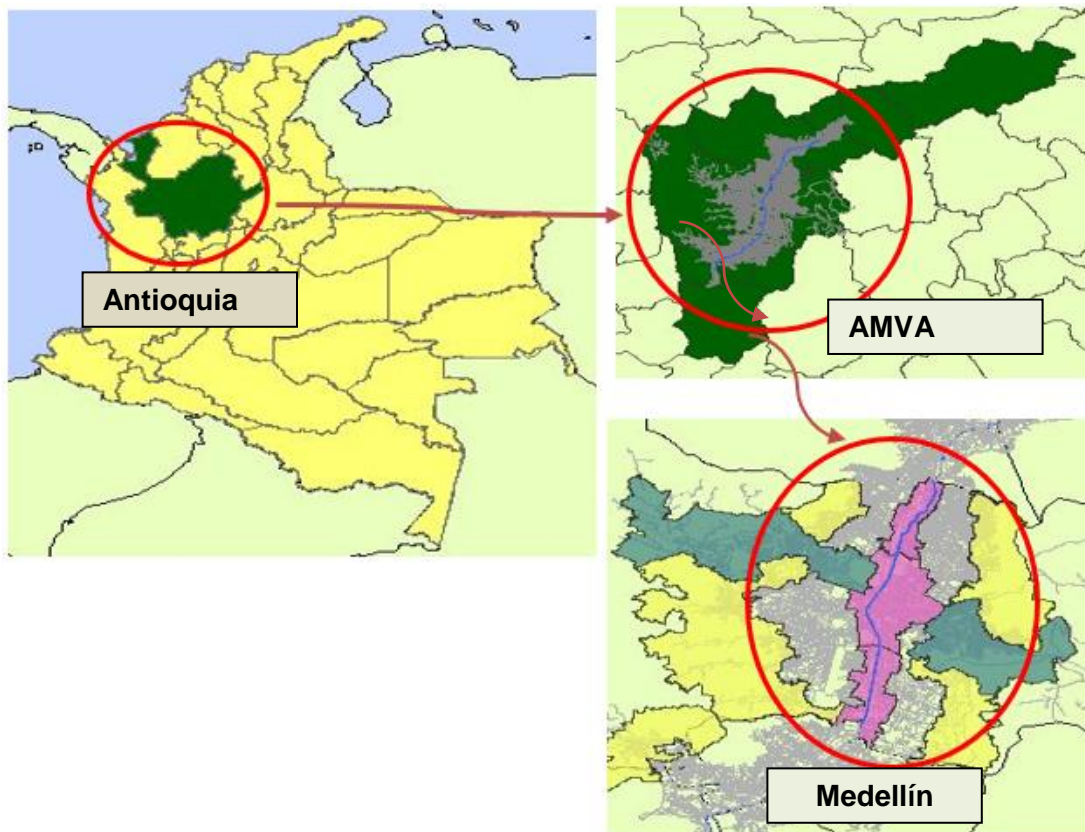
Tabla 11 Tamaño muestral para toma de datos, para población 200.000

NC	α	Z	p	q	Margen de error									
					1,0%	2,0%	3,0%	4,0%	5,0%	6,0%	7,0%	8,0%	9,0%	10,0%
0,9	0,1	1,65	0,5	0,5	6582	1687	753	424	272	189	139	106	84	68
0,95	0,05	1,96	0,5	0,5	9164	2373	1061	598	383	266	196	150	118	96
0,99	0,01	2,81	0,5	0,5	17967	4816	2170	1226	787	547	402	308	243	197

Con base en la información anterior, la cantidad de recorridos necesarios a realizar con los dispositivos GPS son 96 recorridos, sin embargo, se espera que se pueda superar este valor mínimo con el fin de tener mayor cobertura del AMVA.

- Vías donde se harán los recorridos: Los recorridos se realizarán en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia, en la Figura 15 se muestra la ubicación de la zona de estudio.

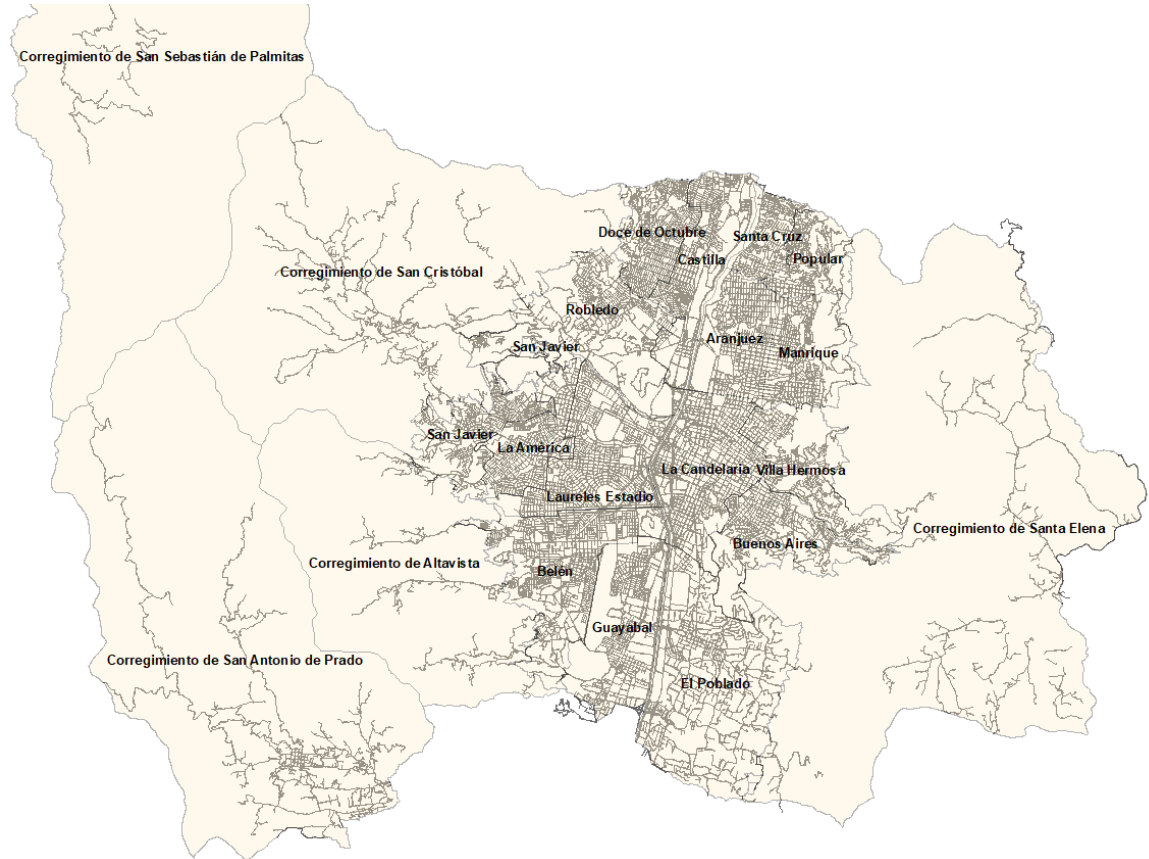
Figura 15 Localización zona de estudio



Fuente: Elaboración propia

- Para realizar los recorridos, debe conocer como está configurado la red vial, Actualmente, el AMVA cuenta con vías que permiten la comunicación con los demás municipios aledaños y el resto del país; en la Figura 16 se muestra la malla vial de la zona de estudio, donde se presenta algunos corredores que permiten la comunicación del AMVA con el resto del país, adicionalmente hay vías colectoras, vías arterias, autopistas, etc.

Figura 16 Malla vial Medellín



Fuente: Elaboración propia

Las vías principales son:

- La carrera 65: la cual atraviesa de sur a norte y comunica a los municipios de Itagüí y Bello por la región occidental de la ciudad.
- Avenida 80: Carrera que atraviesa la ciudad de sur a norte por la región occidental. Comunica a Guayabal con el sector de Robledo y el Doce de Octubre.
- Autopista Sur y Norte: Las principales vías de acceso a la ciudad desde el norte, centro y sur de Colombia. Se unen ambas en el llamado Punto Cero, sector de Caribe y de la Universidad Nacional de Colombia.
- Carrera Carabobo: Comunica al norte con el centro de la ciudad.
- Avenida Oriental: Está en el centro y comunica a éste con el sector de El Poblado. A partir del Barrio San Diego se denomina Avenida El Poblado.

- Calle Barranquilla: Vía principal del norte de la ciudad entre las Universidades de Antioquia, Nacional, el Hospital Universitario y el barrio Prado.
- Calle 50 o calle Colombia: Une al centro de la ciudad con su parte occidental, sector de Calasanz, atraviesa centros culturales, comerciales y deportivos vitales.
- Calle 44 o Avenida San Juan: Esta importante avenida comunica el centro con el sector de la América, hacia el occidente y pasa por el Centro Administrativo y la Plaza de Toros.
- Avenida Bolivariana: Esta transversal empieza a la altura de la Plaza de Toros y termina en el parque de Belén.
- Avenida 33: Une al centro comercial San Diego con Laureles y la Castellana. Pasa por la Universidad Pontífice Bolivariana, el Cerro Nutibara y el Palacio de Exposiciones y Convenciones de Medellín.
- Avenida 30: Une el sector de Belén al occidente con el sector sur de El Poblado al sur este de la ciudad.
- Calle 10: Comunica el sector de El Poblado, con el de Guayabal al occidente. Pasa por el Centro Comercial Monterrey y el Parque de El Poblado.
- Vía Las Palmas: Empieza en el Centro Comercial San Diego y se dirige al oriente, hacia el aeropuerto Internacional José María Córdova y el oriente cercano.
- Carretera de Santa Elena: Sale del centro de la ciudad, por la calle Ayacucho, hacia el oriente Antioqueño y el aeropuerto Internacional.
- Avenida Guayabal: Une a Itagüí con Medellín. Parte del puente ubicado frente al Palacio de Exposiciones y Convenciones de Medellín.
- Carretera al Mar: Sale del Punto Cero de Medellín, en el sector de Caribe, hacia el occidente y va hasta el Urabá Antioqueño.
- Vía Medellín- Bogotá: Se desprende de la autopista Norte, a la altura del municipio de Bello, hacia el Oriente.
- Vía Niquia -Barbosa: es la vía que comunica el norte del AMVA con el norte de Colombia
- Variante de Caldas: vía que comunica el AMVA con el sur de Colombia

- Características específicas de los recorridos: los recorridos se deben realizar en HCON y en HNC, es decir, en diferentes horarios. Los recorridos durante el día y la noche no son iguales, debido a que los recorridos se toman de acuerdo a la logística establecida por las diferentes empresas, no se realizó modificaciones a sus recorridos habituales; adicionalmente información de diferentes vehículos de carga, principalmente de camiones C2G y C2P que como se explicó anteriormente son los que más circulan por el AMVA.

4.3.2. Trabajo de campo y resultados

Para la recolección de información se contactan diferentes empresas, y se toma la información de aquellas que quieran colaborar con el estudio, el acercamiento se realizó de forma exitosa porque la información suministrada es para la EOD de carga 2018 a cargo de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín, de la cual se tomó una muestra.

El acercamiento de la empresa, se realizó con el fin de instrumentar los camiones, una vez instrumentado estos con las características correspondientes como tipo de camión, características del vehículo y ruta dentro de Medellín; se espera por 5 días aproximadamente para recolectar la información; en la mayoría de los casos fue posible recolectar los 5 recorridos de los 5 camiones; en algunos casos se presentaron inconvenientes como olvido del conductor para encender el GPS, falla en el GPS o durante los 5 días el camión solo realizaba 1 o 2 recorridos; sin embargo, a pesar de esto, se recolectó información relevante para el estudio.

Para el análisis de datos se realiza distinción de horarios de la siguiente manera: aquellos que realizan su labor entre las 6:00 y las 17:59 horas, se le denomina horarios convencionales (HCON) y no convencionales (HNC) aquellos que tienen el registro de sus recorridos entre las 18:00 y las 6:00 horas del día siguiente. El trabajo de campo se realizó entre febrero y julio del 2018, en su mayoría de lunes a sábado.

El tamaño muestral dio como resultado 96 recorridos como se mostró en el numeral 4.3.1, sin embargo, se realizaron 428 recorridos en total lo que permitió tener mayor cobertura de Medellín y de esta manera tener la estimación de emisiones en toda la ciudad; muchos de los recorridos se

hacen una parte dentro de Medellín y otra parte en el AMVA, se hace la estimación de emisiones para todos los recorridos, pero para la valoración económica solo la información de las emisiones en Medellín. En la Tabla 12 se muestra un resumen de los recorridos con GPS, se muestra la información por empresa. Se realizaron recorridos de 20 empresas, un total de 77 vehículos instrumentados con GPS y un total de 428 recorrido.

Tabla 12 Recorridos empresas

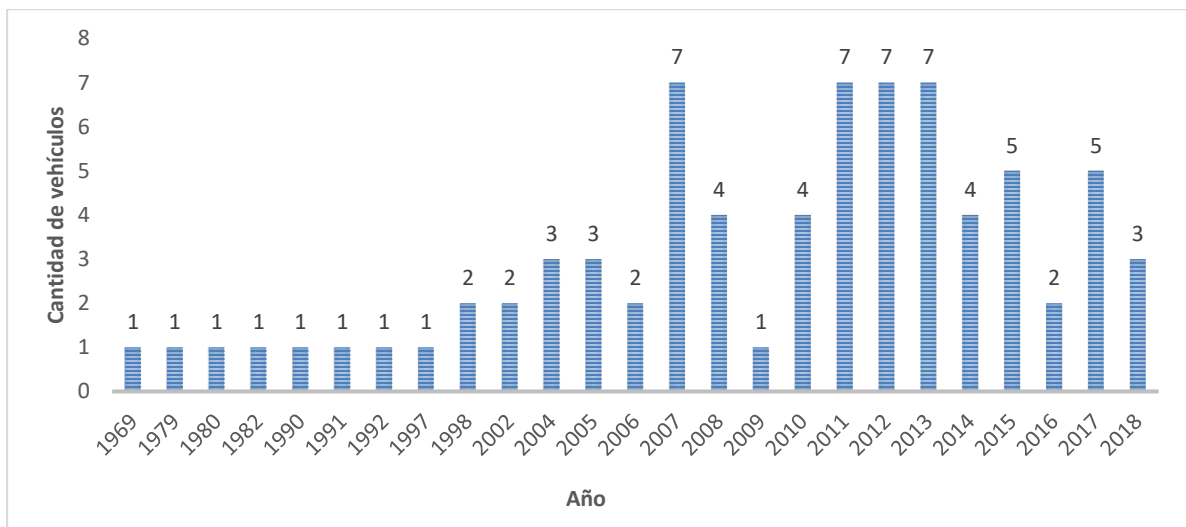
Empresa	Código Camión	Número recorridos	Total, recorridos
001	142	5	28
	146	6	
	147	6	
	148	5	
	149	6	
002	135	7	32
	190	6	
	366	7	
	436	7	
003	061	5	40
	142	8	
	147	10	
	148	9	
004	149	13	20
	018	6	
005	052	14	2
	001	1	
006	002	1	36
	146	9	
	147	6	
	148	11	
007	142	10	23
	149	3	
	225	12	
	377	4	
008	914	4	13
	568	8	
009	753	5	7
	432	2	
010	525	1	26
	965	4	
	24	5	
	127	10	
	563	2	
011	637	6	22
	806	3	
	517	6	
	526	5	
012	626	6	22
	633	4	
	648	1	
	285	5	
013	286	2	25
	287	4	
	835	6	
014	863	5	17
	151	5	
	152	3	
	153	5	
015	154	6	23
	155	6	
	193	2	
	641	6	
	754	1	
016	862	2	7
	969	6	
017	60	6	23
	146	5	

	147	3			152	6	
	148	5			154	6	
	157	4			018	8	10
016	64	5	23		157	2	
	92	2			019	10	10
	145	10			020	4	23
	155	6		148		8	
146	2	151	5				
017	148	6	26		154	6	
	151	6			TOTAL	428	

Fuente: Elaboración propia

En cuanto a las características de los vehículos evaluados se encuentra que el modelo oscila entre el año 1969 y 2018. En la Figura 17 se muestra la distribución por modelo de los 77 vehículos instrumentados con GPS, donde el 3% corresponden a modelos 1969 y 1979; el 40,8% corresponde a modelos anteriores a 2009 vehículos con más de 10 años de antigüedad, el 57,9% corresponde a modelos superiores a 2010, solo el 19,7% corresponde a modelos superiores a 2015 de los cuales el 3,95% corresponde a vehículos modelo 2018.

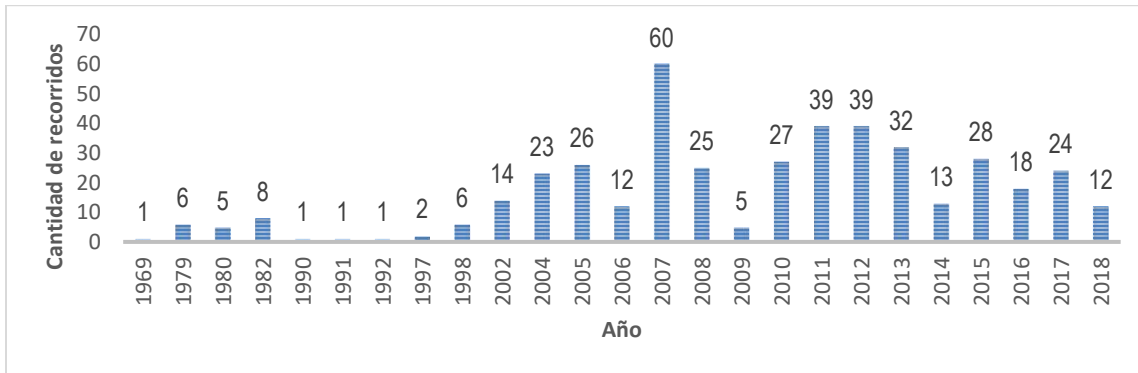
Figura 17 Distribución de camiones por modelo



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 18 se observa la distribución de los 428 recorridos, es decir, si un vehículo realizó varios recorridos se cuenta la cantidad de recorridos realizados por este de acuerdo al modelo; el 92.8% de los recorridos se realizan en vehículos con modelos superiores a 2000, el 54,2% corresponden a modelos superiores al 2010; solo el 7,2% son modelos menores a 2000; el 2,8% corresponde a vehículos 2018 y el 1,6% corresponde a modelos anteriores a 1979.

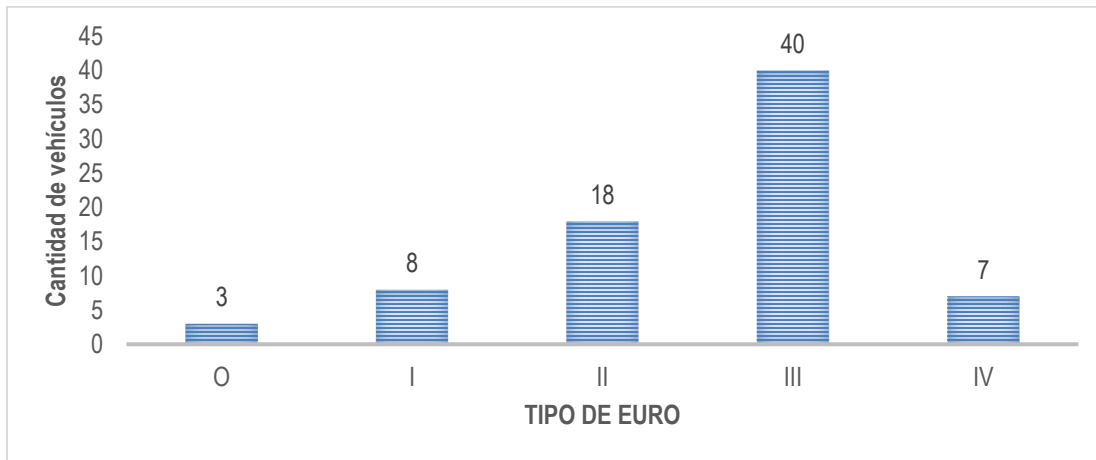
Figura 18 Distribución camiones por recorrido y modelo



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 19 se muestra la información de los 77 camiones instrumentados de acuerdo al tipo de EURO, el 4% son vehículos que no presentan tecnología EURO (EURO 0), el 10% son EURO I el 23% EURO II, el 52% EURO III y el 9% EURO IV.

Figura 19 Distribución camiones por EURO

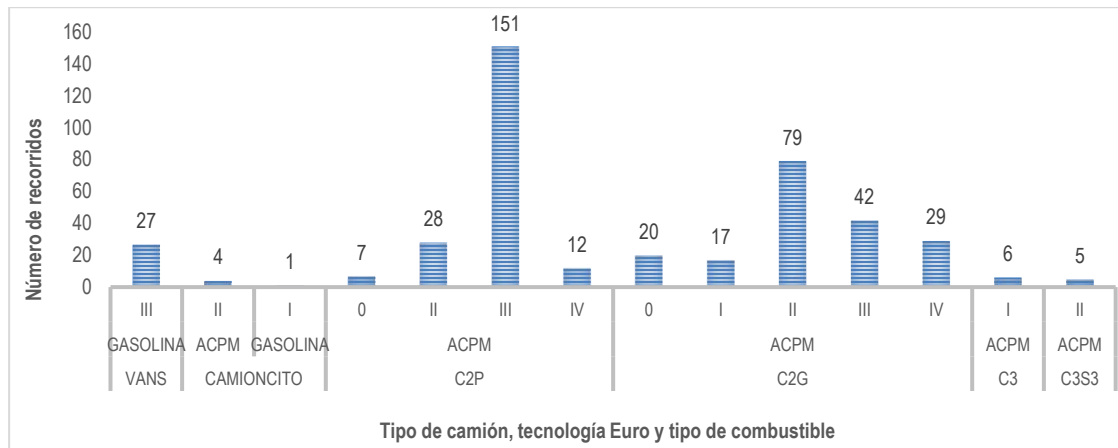


Fuente: Elaboración propia con base en información Carga 2018

En la Figura 20 se muestra la información de los 428 recorridos, por tipo de vehículo, la tecnología EURO y al tipo de combustible, en el cual se observa que los vehículos que más recorridos realizaron fueron los C2P para EURO III con ACPM, con este tipo de vehículo se realizaron 151 recorridos, seguido por los camiones C2G con tecnología EURO II y ACPM con 79 recorridos, solo los vehículos Vans y Camioncito tenían vehículos con combustible gasolina, en Vans se realizaron 27 recorridos y 1 recorrido para el Camioncito, es decir solo el 6% de los recorridos se realizaron con gasolina, el 93% con ACPM; inicialmente el requisito para instrumentar vehículos era que trabajaran con Diesel, pero al tener la disposición de algunos camiones que circulan con gasolina, se tomó la información para realizar la comparación entre estos.

Los vehículos C2P son empleados en la zona urbana por su tamaño y capacidad de carga; para reparto y recoger mercancías este vehículo es idóneo porque no ocupa tanto espacio en las vías, lo que permite distribuir mercancía con gran facilidad.

Figura 20 Número de recorrido por tipo de vehículo, tipo de combustible y tipo de tecnología EURO



Fuente: Elaboración propia

4.3.3. Velocidad

En la Tabla 13 se muestra la información de la velocidad promedio de circulación de los vehículos, es decir, no se tiene en cuenta la velocidad de parada durante la entrega o recolección de productos; es solo de circulación mientras realiza la ruta; se puede observar que Junio presenta la velocidad

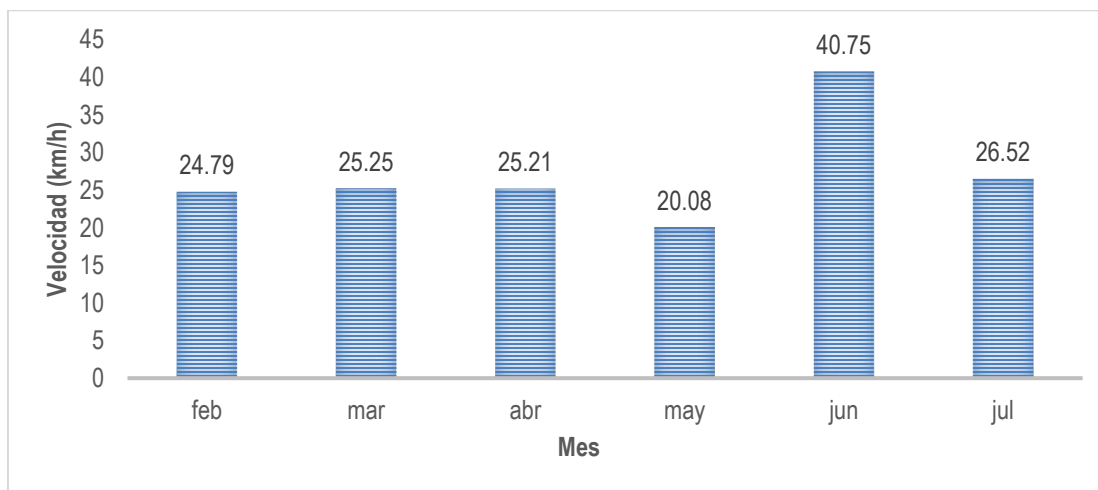
mayor con 40,75 km/h un 50% más con respecto a los demás meses, de ahí le sigue Julio con 26,52 km/h; los meses Febrero, Marzo y Abril tienen un comportamiento muy similar velocidad de 25 km/h aproximadamente; el mes que presenta menor velocidad es mayo con 20,08 km/h; en la Figura 21 se ilustra la velocidad promedio de circulación por mes.

Tabla 13 Velocidad promedio de circulación por mes

Fecha	Velocidad promedio de circulación (km/h)
Febrero	24,79
Marzo	25,25
Abril	25,21
Mayo	20,08
Junio	40,75
Julio	26,52
Promedio	26,11

Fuente: Elaboración propia

Figura 21 Velocidad promedio de circulación por mes

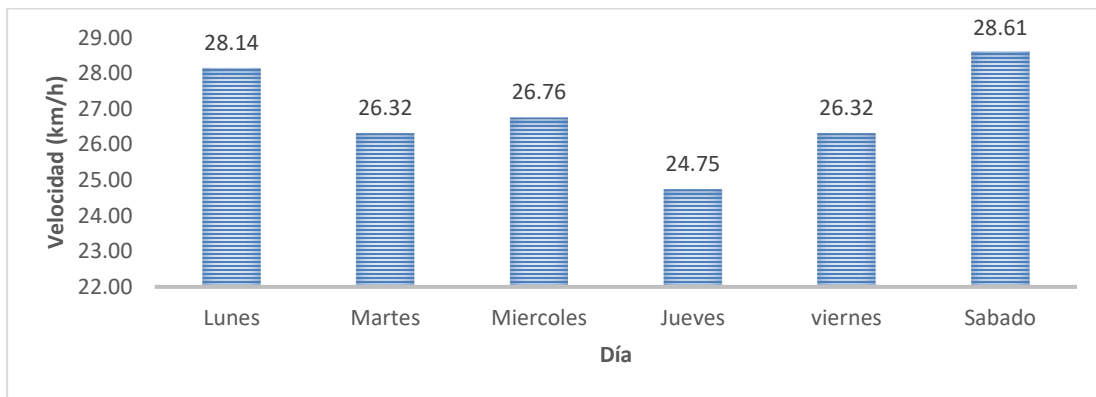


Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 14 y Figura 23 se muestra la información de la velocidad promedio de circulación por día entre los meses de febrero y julio, en general la información se tomó de lunes a sábado, la velocidad promedio de todos los recorridos es 26,11 km/h; se puede observar en la Figura 23 y Figura 21 que el mes donde la velocidad es mayor es junio; de acuerdo a la Figura 22 el día donde la velocidad en

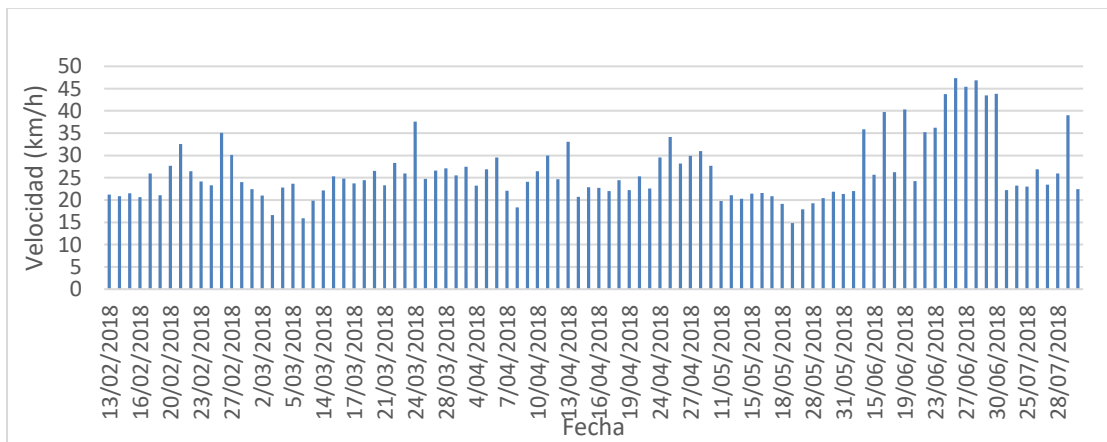
promedio es menor es el jueves con 24,75 km/h y el día con mejor velocidad promedio de circulación es el día Sábado con 28,61 km/h.

Figura 22 Promedio de la velocidad por día en la semana



Fuente: Elaboración propia

Figura 23 Velocidad promedio por día



Fuente: Elaboración propia con base en información Estudio de transporte de carga, (2018)

Tabla 14 velocidad promedio de circulación por día

Fecha	Día	Velocidad promedio de circulación (km/h)
Febrero		24,79
13-febrero-2018	Martes	21,19
14-febrero-2018	Miércoles	20,89

Fecha	Día	Velocidad promedio de circulación (km/h)
15-febrero-2018	Jueves	21,48
16-febrero-2018	Viernes	20,63
17-febrero-2018	Sábado	25,99
19-febrero-2018	Lunes	21,11
20-febrero-2018	Martes	27,65
21-febrero-2018	Miércoles	32,56
22-febrero-2018	Jueves	26,44
23-febrero-2018	Viernes	24,13
24-febrero-2018	Sábado	23,29
26-febrero-2018	Lunes	35,05
27-febrero-2018	Martes	30,13
28-febrero-2018	Miércoles	24,04
Marzo-2018		25,25
1-marzo-2018	Jueves	22,44
2-marzo-2018	Viernes	21,04
3-marzo-2018	Sábado	16,63
4-marzo-2018	Domingo	22,80
5-marzo-2018	Lunes	23,64
6-marzo-2018	Martes	15,94
13-marzo-2018	Martes	19,84
14-marzo-2018	Miércoles	22,17
15-marzo-2018	Jueves	25,34
16-marzo-2018	Viernes	24,83
17-marzo-2018	Sábado	23,71
18-marzo-2018	Domingo	24,43
20-marzo-2018	Martes	26,57
21-marzo-2018	Miércoles	23,33
22-marzo-2018	Jueves	28,34
23-marzo-2018	Viernes	25,95
24-marzo-2018	Sábado	37,62
26-marzo-2018	Lunes	24,72
27-marzo-2018	Martes	26,64
28-marzo-2018	Jueves	27,14
Abril-2018il		25,21
2-abril-2018	Lunes	25,56
3-abril-2018	Martes	27,47
4-abril-2018	Miércoles	23,23
5-abril-2018	Jueves	26,88
6-abril-2018	Viernes	29,52

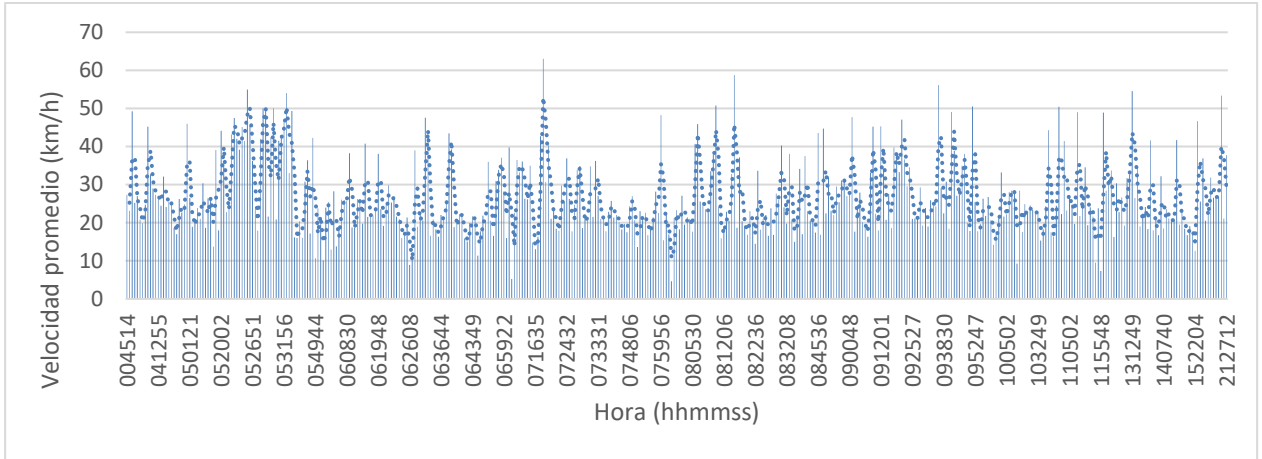
Fecha	Día	Velocidad promedio de circulación (km/h)
7-abril-2018	Sábado	22,08
8-abril-2018	Domingo	18,37
9-abril-2018	Lunes	24,11
10-abril-2018	Martes	26,46
11-abril-2018	Miércoles	30,01
12-abril-2018	Jueves	24,68
13-abril-2018	Viernes	33,10
14-abril-2018	Sábado	20,72
15-abril-2018	Domingo	22,87
16-abril-2018	Lunes	22,75
17-abril-2018	Martes	22,04
18-abril-2018	Miércoles	24,45
19-abril-2018	Jueves	22,26
20-abril-2018	Viernes	25,32
23-abril-2018	Lunes	22,59
24-abril-2018	Martes	29,52
25-abril-2018	Miércoles	34,16
26-abril-2018	Jueves	28,18
27-abril-2018	Viernes	29,91
30-abril-2018	Lunes	30,97
Mayo-2018		20,08
2-mayo-2018	Miércoles	27,67
11-mayo-2018	Viernes	19,80
12-mayo-2018	Sábado	21,08
14-mayo-2018	Lunes	20,30
15-mayo-2018	Martes	21,42
16-mayo-2018	Miércoles	21,56
17-mayo-2018	Jueves	20,85
18-mayo-2018	Viernes	19,17
25-mayo-2018	Jueves	14,80
26-mayo-2018	Viernes	17,93
28-mayo-2018	Lunes	19,29
29-mayo-2018	Martes	20,43
30-mayo-2018	Miércoles	21,90
31-mayo-2018	Jueves	21,37
Junio-2018		40,75
1-junio-2018	Viernes	22,01
14-junio-2018	Jueves	35,89

Fecha	Día	Velocidad promedio de circulación (km/h)
15-junio-2018	Viernes	25,64
16-junio-2018	Sábado	39,73
18-junio-2018	Lunes	26,22
19-junio-2018	Martes	40,34
20-junio-2018	Miércoles	24,25
22-junio-2018	Viernes	35,22
23-junio-2018	Sábado	36,20
25-junio-2018	Lunes	43,77
26-junio-2018	Lunes	47,34
27-junio-2018	Martes	45,43
28-junio-2018	Miércoles	46,89
29-junio-2018	Viernes	43,45
30-junio-2018	Sábado	43,81
Julio-2018		26,52
12-Julio-2018	Jueves	25,14
21-Julio-2018	Sábado	32,68
22-Julio-2018	Domingo	29,81
23-Julio-2018	Lunes	23,86
24-Julio-2018	Martes	23,89
25-Julio-2018	Miércoles	24,23
26-Julio-2018	Viernes	29,71
27-Julio-2018	Sábado	28,39
28-Julio-2018	Domingo	28,88
30-Julio-2018	Lunes	39,03
31-Julio-2018	Martes	22,42
	Total	26,11

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 24, se muestra la velocidad promedio obtenida en las diferentes horas del día de los diferentes recorridos, las horas en las que se circula a una velocidad superior a los 40km/h, es entre las 5am y 6 am, entre las 9 am y 10 am, entre las 11am y 12 pm, y entre 3pm y 4 pm.

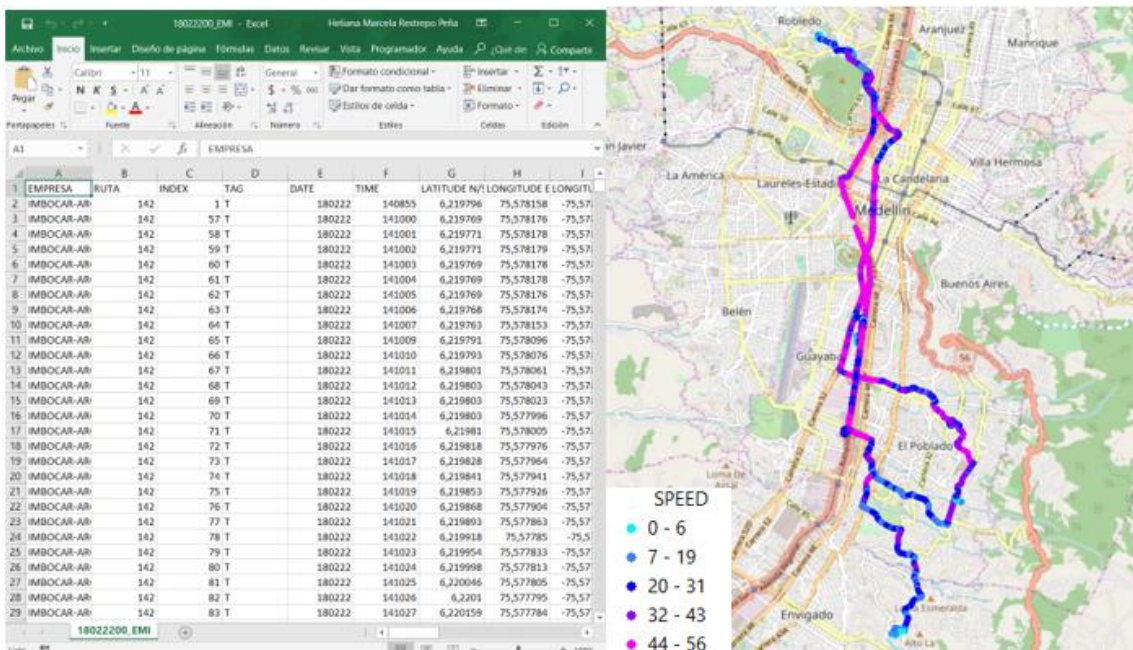
Figura 24 Velocidad durante el día



Fuente: Elaboración propia con base en información de Estudio de transporte de Carga 2018

Una vez se tiene la información de los GPS, se extrae la información y se organiza tanto para ingresarla al modelo HBEFA, como para procesarlo y dibujarlo en ArcGis. En la Figura 25 se muestra la información del GPS y el mapa de velocidad de un recorrido.

Figura 25 Análisis procesamiento de información



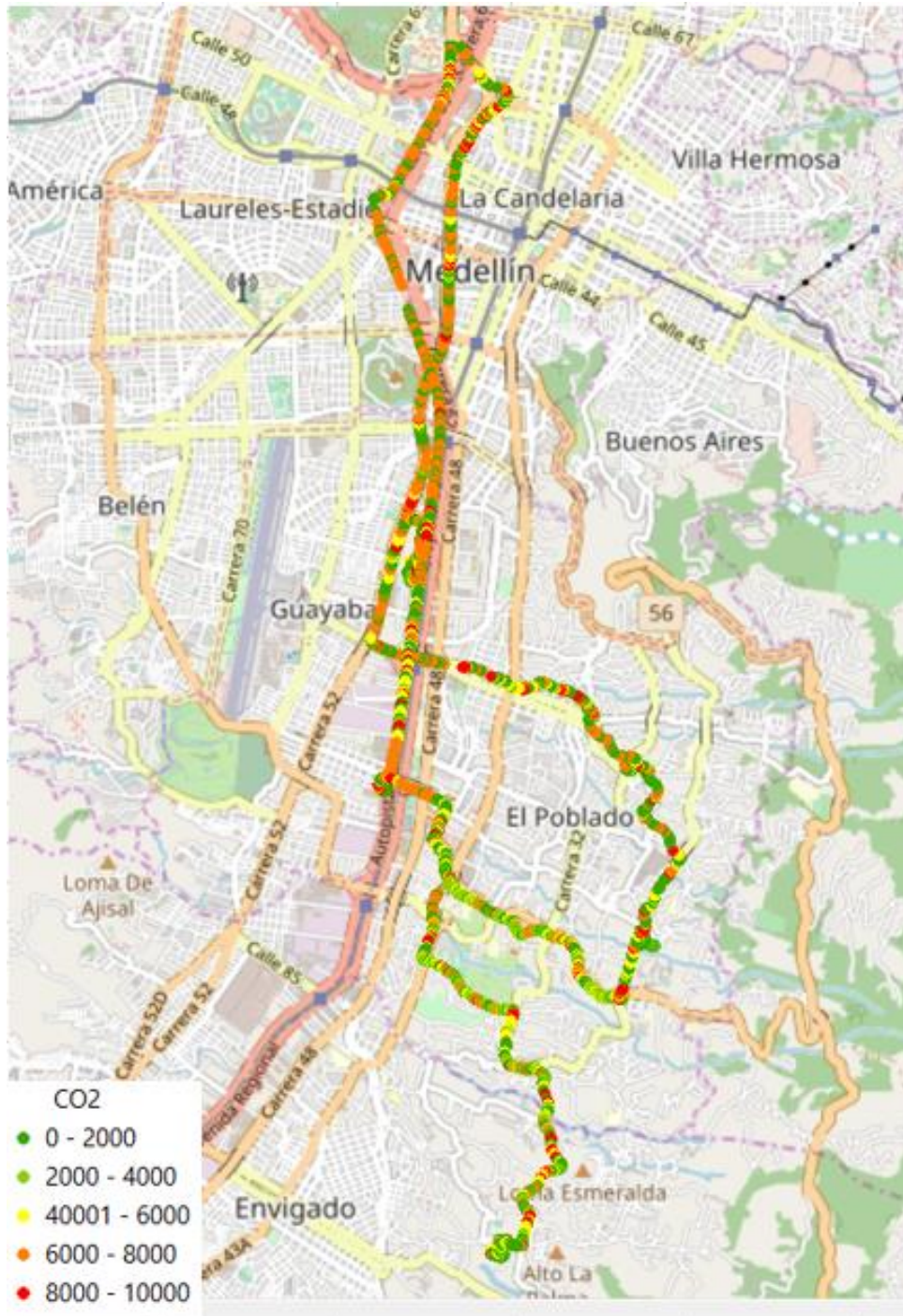
Fuente: Elaboración propia

Como se muestra en la Figura 25 se visualiza como son los recorridos extraídos por medio del GPS, la velocidad máxima en el recorrido es de 56 Km/h, en general la velocidad del recorrido va entre 40 a 50 Km/h, la velocidad disminuye en valores entre 10-20 km/h en zonas residenciales; esta variación de la velocidad se debe en parte por las características geométricas y la jerarquización de las vías.

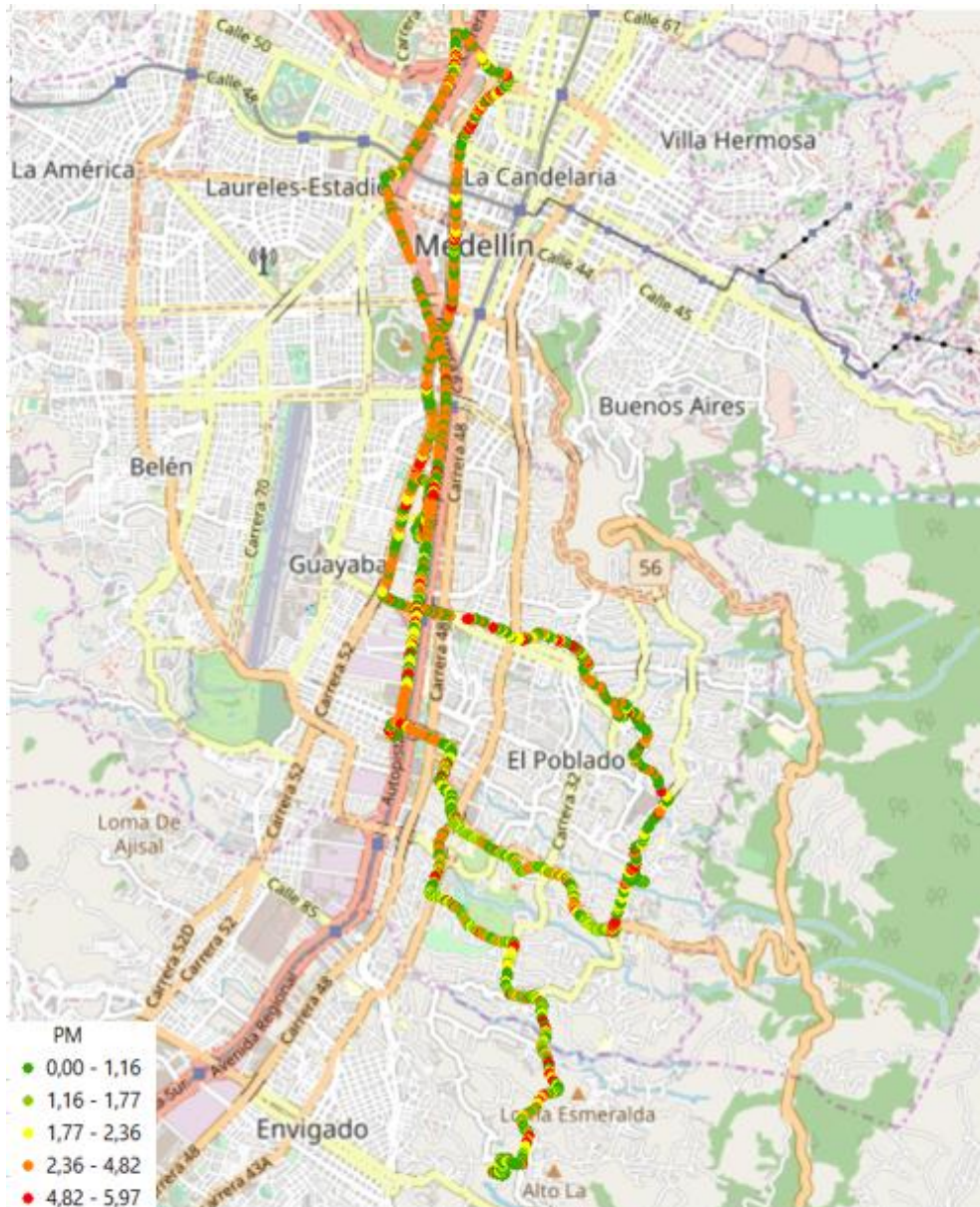
Al procesar la información extraída del GPS se ingresa en el modelo HFEBA, la información que se requiere para este es la velocidad segundo a segundo, la cual se cambia a m/s, se calcula la aceleración y la desaceleración, la información del vehículo como EURO, modelo, cilindraje, tipo de camión, entre otros; la información de salida es la emisión de diferentes contaminantes como CO, CO₂, NO_x, PM_{2.5} y HC, las unidades en las que se muestra la información es en mg/s, luego se hace la conversión en g/km para los diferentes análisis. La información detallada del modelo HBEFA empleado en la investigación se muestra en el capítulo 2.

Una vez se ejecuta el modelo, con la información segundo a segundo, se carga las emisiones en ArcGis para tener una visualización; el recorrido empleado como ejemplo para mostrar resultado de las diferentes emisiones comprende entre los sectores Robledo y el Poblado pasando por La Candelaria, Laureles Estadio y Guayabal; el camión pasa por la Autopista Norte, Autopista Regional y Autopista Sur, la Carrera 52, la Carrera 65, Calle 10, los balsos y la Avenida Quebrada Ayurá como se muestra en Figura 26 y Figura 27, Figura 28, Figura 29 y Figura 30.

Se puede observar en las Figura 26 y Figura 27, Figura 28, Figura 29 y Figura 30. información de las emisiones de CO₂, PM_{2.5}, CO, NO_x y HC respectivamente.

Figura 26 Emisiones de CO₂ (mg/s)

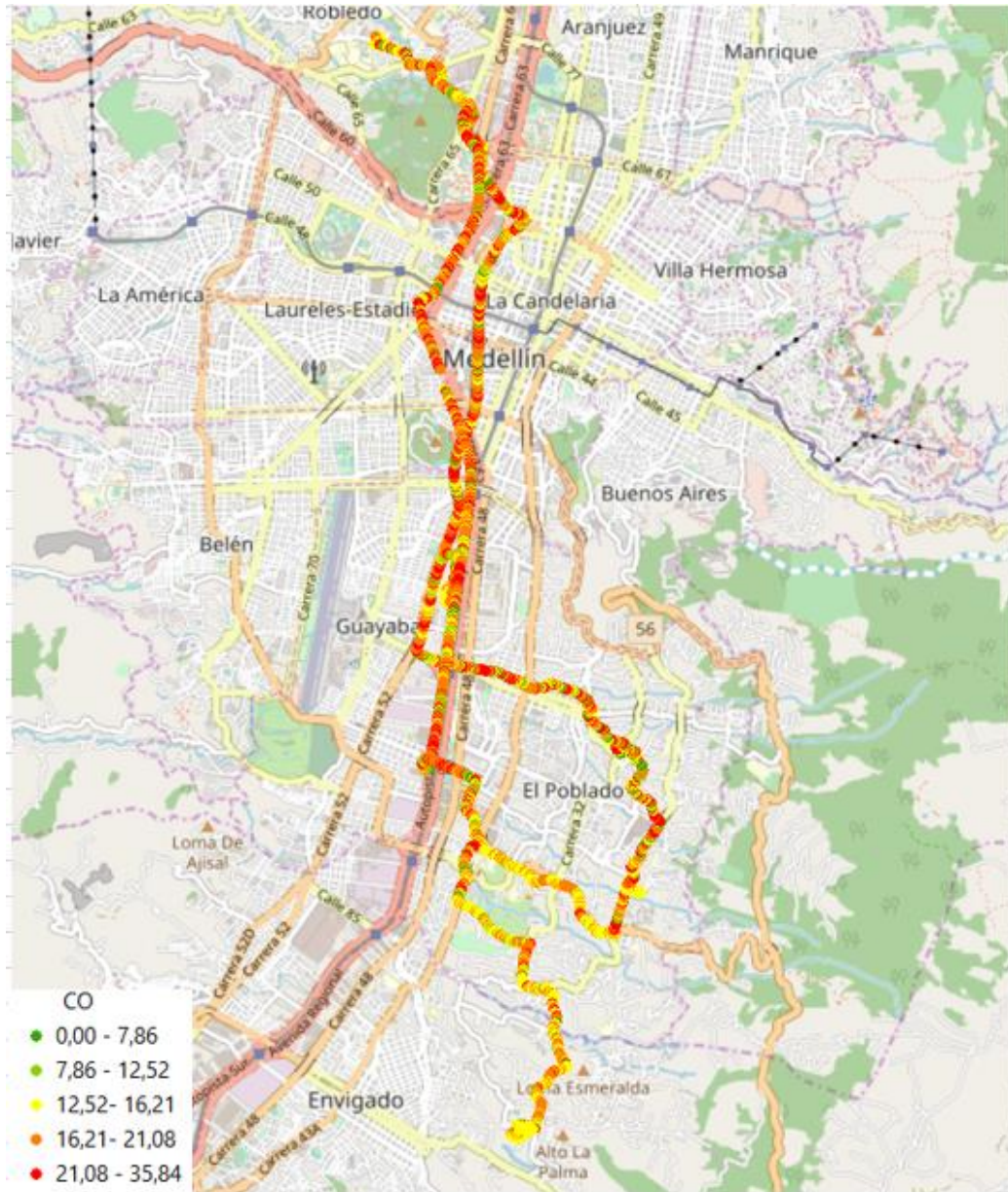
Fuente: Elaboración propia

Figura 27 Emisiones de PM_{2.5} (mg/s)

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 28 las emisiones de CO para este recorrido, tienen un rango de 0 a 35,84mg/s, sobre la Autopista Norte y Autopista Regional se observa que las emisiones en su mayoría superan los 20 mg/s.

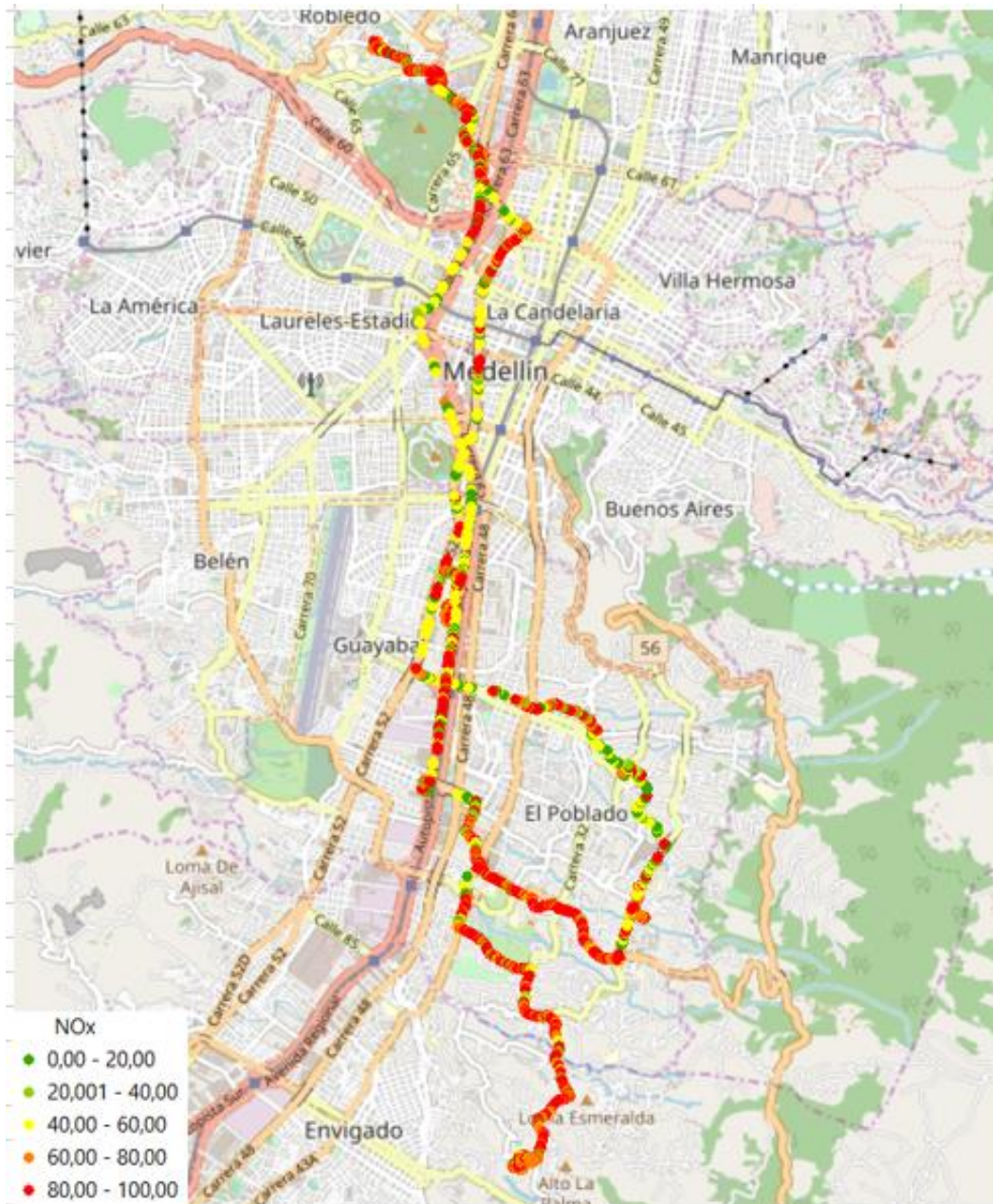
Figura 28 Emisiones de CO (mg/s)



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 29 se muestran las emisiones de NO_x, que varían entre 0 y 100 mg/s, sobre la Autopista Norte las emisiones varían entre 40 y 50 mg/s mientras que en el Poblado y Robledo las emisiones superan los 80 mg/s, esto se debe principalmente a la velocidad de circulación, sobre la autopista la velocidad está entre 50 y 60 km/h como se muestra en la Figura 25.

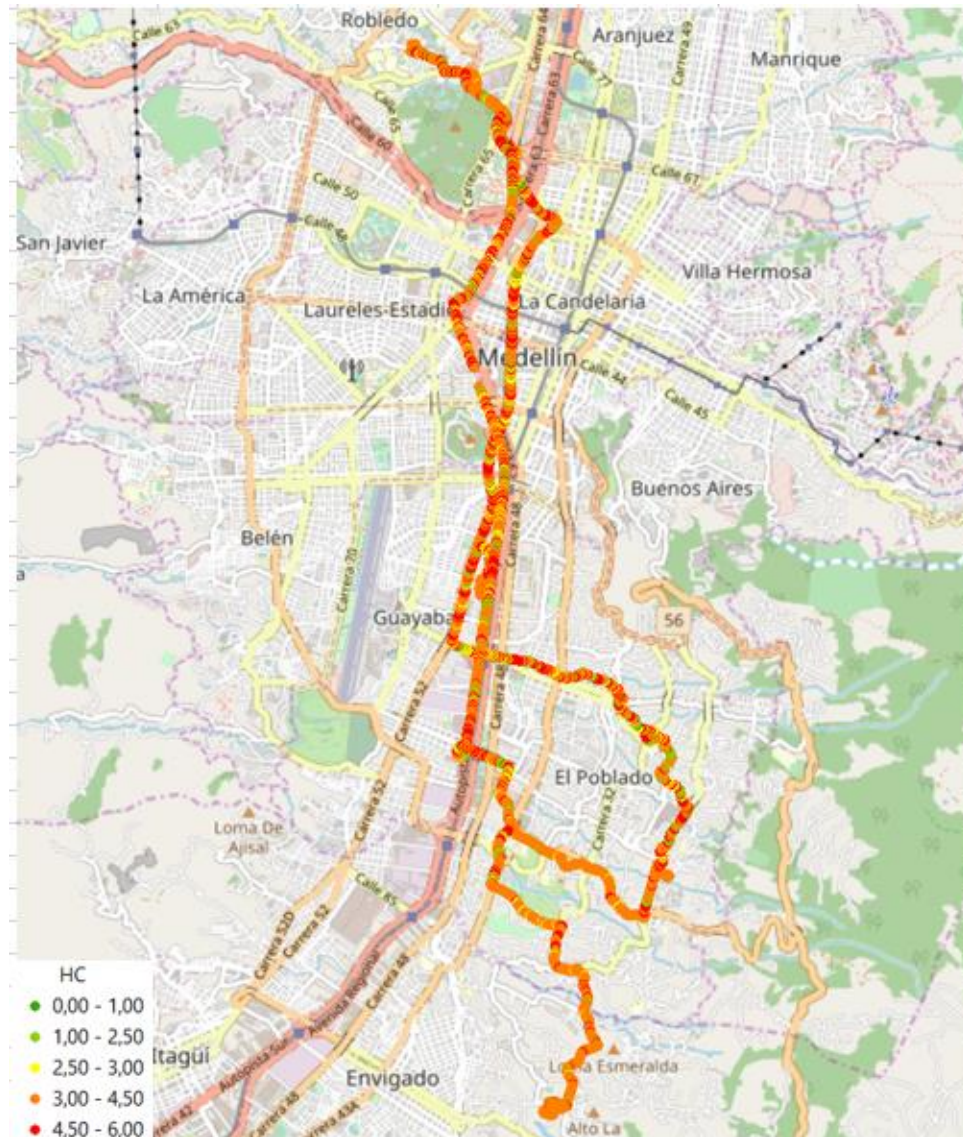
Figura 29 Emisiones de NOx (mg/s)



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 30 se presentan las emisiones de Hidrocarburos (HC), donde se puede observar que las emisiones se encuentran entre 3 y 6 mg/s a lo largo del recorrido, la variación de las emisiones es mínima, en general.

Figura 30 Emisiones de HC (mg/s)



Fuente: Elaboración propia

La variación de estas emisiones depende principalmente del EURO del vehículo, entre más alto sea el EURO menor son las emisiones de contaminantes atmosféricos.

Este proceso de estimación de emisiones se realizó para los 428 recorridos de los 77 camiones de las diferentes empresas.

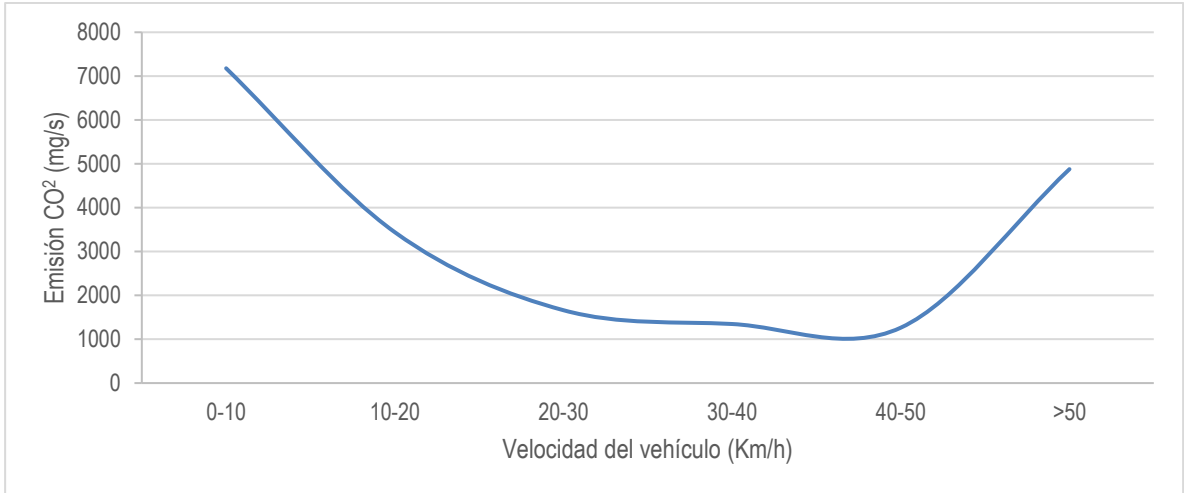
4.3.4. Emisiones – Comportamiento general

Para estimar las emisiones con el modelo HBEFA descrito en el numeral 2.5.10, se utiliza la información recolectada con los GPS. Esta información debe estar segundo a segundo debido a que el modelo se corre con la aceleración y desaceleración durante el recorrido, es necesario conocer la información del vehículo, como el tipo de tecnología del EURO, el modelo, la marca, la línea y el cilindraje; además se puede estimar las emisiones de los principales contaminantes como CO₂, CO, NO_x, HC y PM_{2.5}.

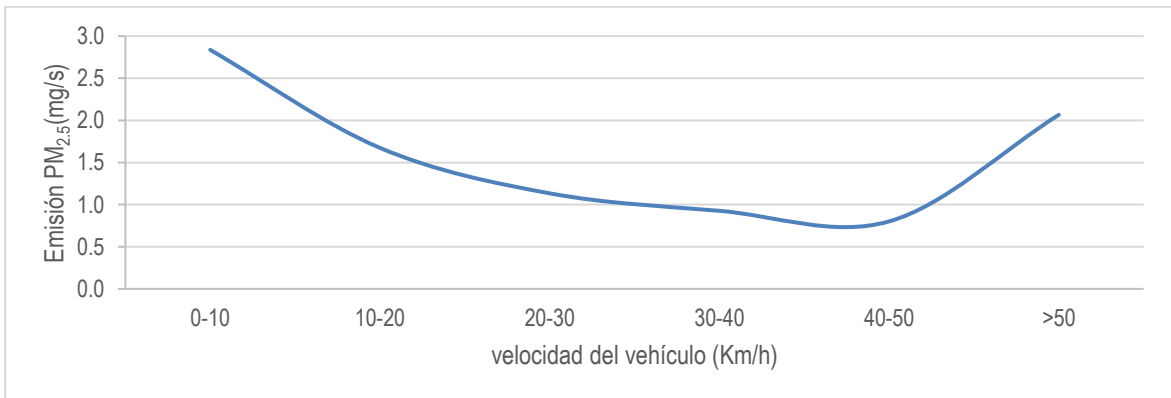
El modelo HBEFA cumple con las características necesarias y requeridas para el estudio, es un modelo de código abierto, calibrado por un grupo de investigación de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín (Sarrazola, 2018), adicionalmente permite estimar emisiones segundo a segundo, en algunas ciudades de Colombia el modelo más empleado es el IVE de la EPA (Londoño, Correa, y Palacio, 2011), sin embargo, este modelo sólo permite estimar emisiones promedio por recorrido, un modelo que permite estimar las emisiones segundo a segundo es el CMEM de la EPA, sin embargo, no permite estimar las emisiones de PM (Swanson, Talbot, y Dumont, 2010). por lo se considera no apropiado para este estudio.

En algunas ciudades de Colombia, incluyendo Medellín se realizó un piloto de entrega de mercancía en horario nocturno (Universidad Nacional de Colombia, 2018) con el fin de analizar velocidades y reducción de emisiones, en el cual se concluye que hay una reducción de emisiones y aumento en la eficiencia en las velocidades en HNC; para conocer el comportamiento de la velocidad promedio de los recorridos y las emisiones en los diferentes horarios, Brodrick et al, (2002) afirma que si un vehículo circula a una velocidad inferior de 20km/h o velocidades mayores a 50km/h genera mayores cantidades de emisión como se muestra en la Figura 31. De acuerdo esta teoría se podría analizar la velocidad en HCON y HNC y verificar si se presenta reducción en las emisiones.

La Figura 31 y Figura 32, presentan un comportamiento igual con respecto a la velocidad y emisiones, estas gráficas se realizaron con base en la información recolectada por los GPS, donde el comportamiento de las emisiones y la velocidad es coherente a la expuesta por los autores como Zamboni et al., (2015), Brodrickc (2002) y Goel, et al, (2015), donde velocidades menores a 10 km/h y mayores a 50 km/h genera un aumento en las emisiones.

Figura 31 Promedio emisión CO₂ de acuerdo a la velocidad

Fuente: Elaboración propia con base en información en estudio de Carga 2018

Figura 32 Emisión PM_{2.5} vs Velocidad

Fuente: Elaboración propia con base en información estudio de Carga 2018

4.3.5. Emisiones por contaminante atmosférico

Para este estudio, se estimaron las emisiones de los contaminantes de PM_{2.5}, CO, NO_x, CO₂, HC, se estiman las emisiones de estos contaminantes porque de acuerdo a la literatura descrita en el Capítulo 2 el PM_{2.5} genera diversos efectos sobre la salud humana; además, como el estudio se centra en camiones con combustible Diesel es importante conocer los contaminantes que este tipo de combustible, el detalle de los combustibles se encuentra en el Capítulo 2.

En el numeral 4.3 se muestra los resultados de la estimación de emisiones en mg/s, obtenidos con el modelo HBEFA, sin embargo, se realiza la conversión a g/km como se ilustra a continuación. El cambio de unidades se realiza para mostrar la información de manera más global, y poder realizar análisis de los resultados y comparaciones.

La conversión se realiza de la siguiente manera

$$E \left(\frac{g}{km} \right) = \frac{E \left(\frac{mg}{seg} \right) \times t (seg)}{d (km) \times 1000}$$

Ecuación 3

Donde,

E = Emisión

t = Tiempo, duración de un recorrido de un vehículo

d = distancia (km), distancia del recorrido de un vehículo

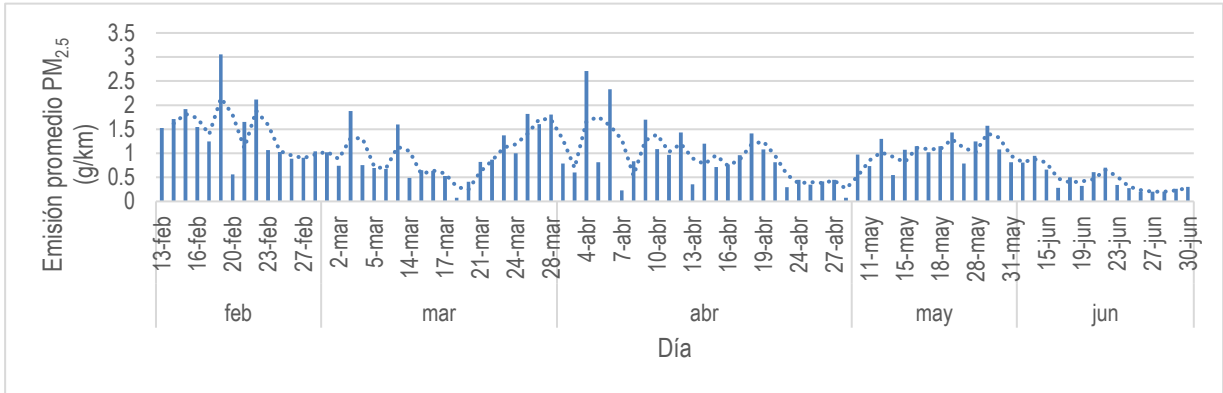
4.3.5.1. Material Particulado (PM_{2.5})

El PM_{2.5} es el contaminante que viene generando un mayor deterioro de la calidad del aire. Para conocer detalles de este ver numeral 2.2.13.

En la Figura 33 se muestra el comportamiento de la emisión de PM_{2.5} en los diferentes días donde se recolectó información; estos resultados son el promedio de la emisión de los 428 recorridos, el comportamiento de las emisiones aumentan los días miércoles y jueves; los días 18 de marzo y 29 de abril las emisiones disminuyen considerablemente; entre el 20 de marzo y 20 de abril las emisiones son mayores que en el resto de días de los datos recolectados. Esta información coincide con la emergencia ambiental en los meses marzo y abril.

Durante la contingencia ambiental los recorridos de los camiones se hicieron en un horario diferente al habitual por las medidas tomadas para disminuir los niveles de emisiones, sin embargo, a pesar de esta medida, se observa que las emisiones aumentaron.

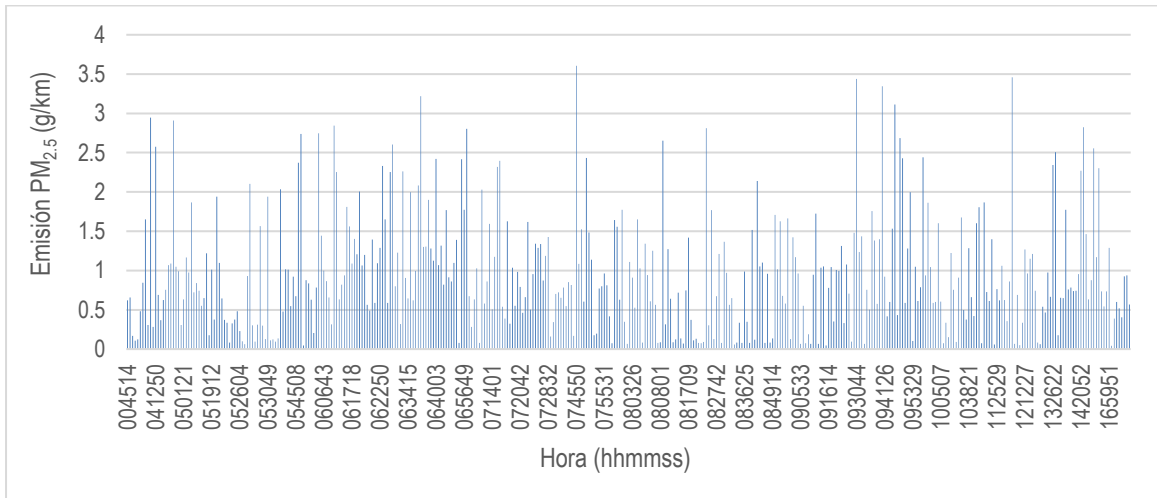
Figura 33 Emisión promedio de PM_{2.5} en los diferentes días



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 33 se muestra la cantidad de emisiones durante las horas del día, se observa que entre las 05:30 am y las 07:30 am, las emisiones son mayores; sin embargo, se presenta una variación considerable durante todo el día, en el que la emisión aumenta constantemente; las emisiones tienen una variación entre 0 g/km y 4 g/km.

Figura 34 Emisión promedio de PM_{2.5} por horas

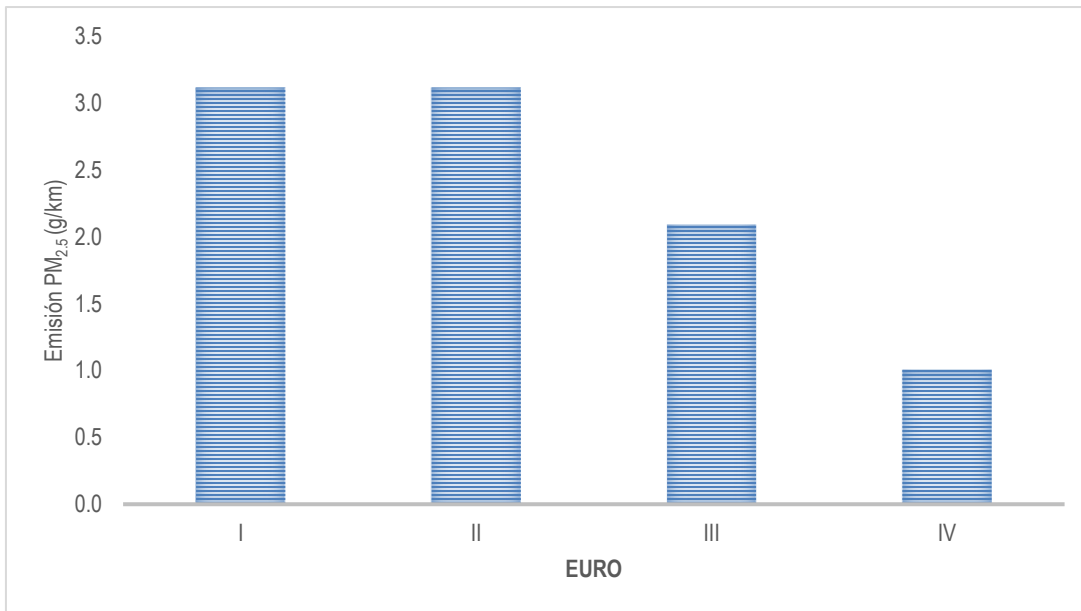


Fuente: Elaboración propia

En la Figura 35 se ilustra la información de la emisión de PM_{2.5} de acuerdo al tipo de EURO, no se muestra la información de EURO 0, por falta de información; para EURO I y II los resultados son muy

similares, sin embargo de EURO II a EURO III se reduce la emisión en un 32%, pasa de 3,12 g/km a 2,09 g/km, y de EURO III a EURO IV mejora en un 51% pasa de 2,09 g/km a 1,01 g/km entre más alto sea el EURO menor es la emisión de $PM_{2.5}$ porque la tecnología de los vehículos cada vez incluye catalizadores y algunas modificaciones en el motor que permite que sea más limpia la emisión de los camiones; la calidad del combustible, a medida que pasa el tiempo hay mejora en la calidad y en el momento de la combustión se generan menos emisiones, otra variable que altera las emisiones es el estado técnico – mecánico del vehículo, entre mejor esté, menores serán las emisiones.

Figura 35 Emisión promedio por vehículo de $PM_{2.5}$ por tipo de EURO

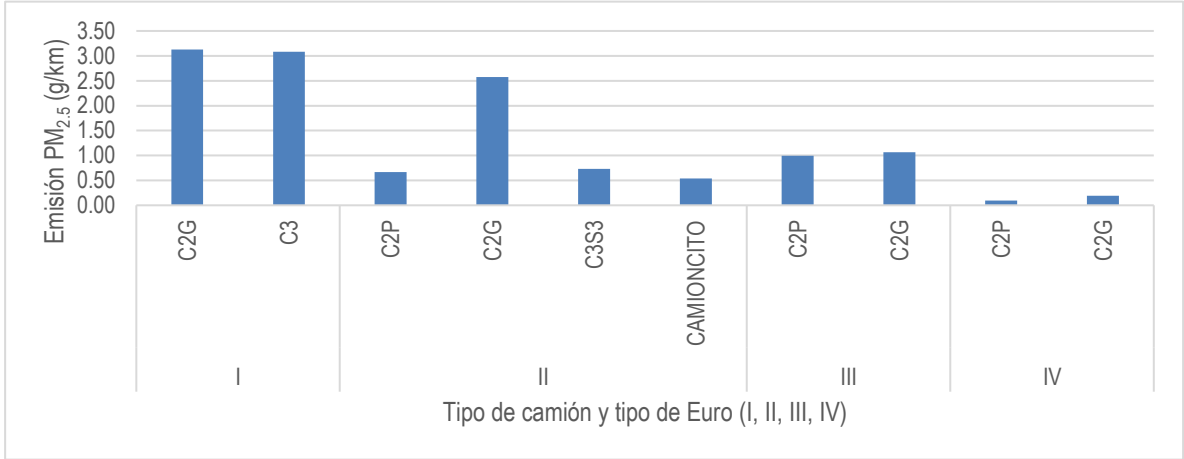


Fuente: Elaboración propia

En la Figura 35 se muestra la información de las emisiones de $PM_{2.5}$ promedio ponderado por clasificación de los vehículos de acuerdo al tipo de EURO. En general, entre mejor es la tecnología del vehículo menor es la emisión, adicionalmente, la emisión de EURO II y EURO III es muy similar. Este comportamiento es similar al presentado a la

Figura 19; las emisiones de los vehículos EURO I son mayores al compararla con EURO II, III y IV, la mayoría de los vehículos EURO I no contiene catalizadores o filtros de partículas por lo que las emisiones son mayores.

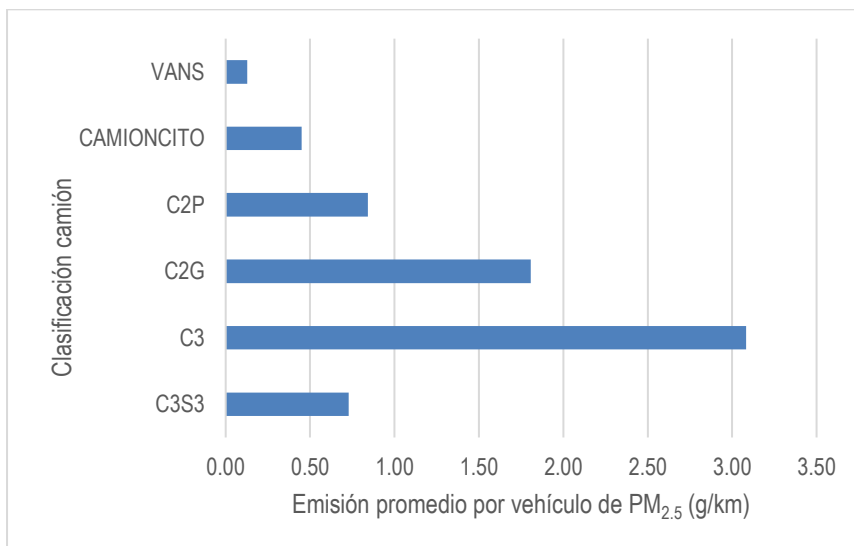
Figura 36 Emisión promedio por vehículo de PM_{2.5} por Tipo de Camión y EURO



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 37 se muestra la emisión de PM_{2.5} promedio ponderado por tipo de vehículo, es decir, se tomaron los vehículos de cada clasificación y se sacó el promedio ponderado de estos, en el cual se observa que los vehículos con mayor emisión son los vehículos C3, seguido por la emisión de los camiones C2G, las VANS son las que presentan menores emisiones, este tipo de vehículo es un liviano con capacidad de carga, empleado principalmente en zona urbana para llevar poca mercancía.

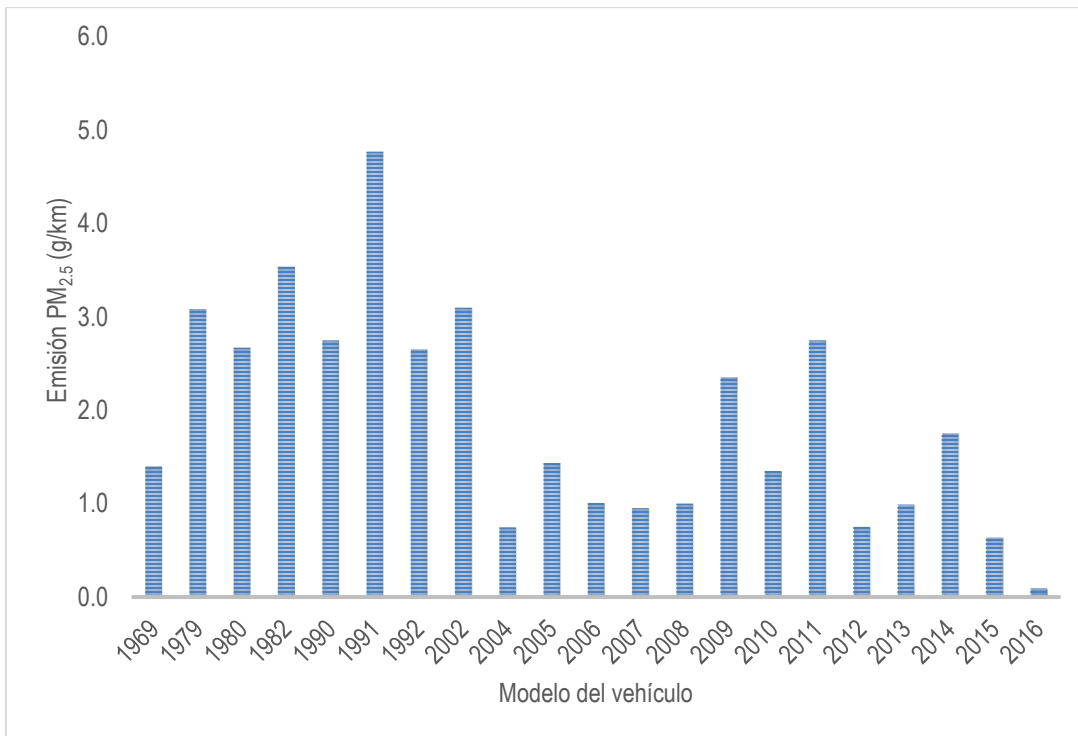
Figura 37 Emisión promedio por vehículo de PM_{2.5} por tipo de vehículo



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 38 se muestra la emisión de $PM_{2.5}$ por modelo de los 77 camiones instrumentados, es decir se saca el promedio del modelo de acuerdo a la cantidad de vehículos que pertenecen a esa clasificación; no se excluyó por tipo de EURO, solo se tomó el modelo del vehículo sin tener en cuenta las demás variables, se observa, que los vehículos entre 1969 y 2002 son los que mayores emisiones generan. La mayoría de estos vehículos no tienen tecnología para mitigar las emisiones, entre más reciente es el modelo menor es la emisión, la emisión de los camiones 2009 y 2011 tienen una emisión mayor a los modelos 2007 y 2008, esto se debe a la cantidad de km y tiempo de recorrido realizados con estos modelos.

Figura 38 Emisión promedio por vehículo de $PM_{2.5}$ por modelo del vehículo

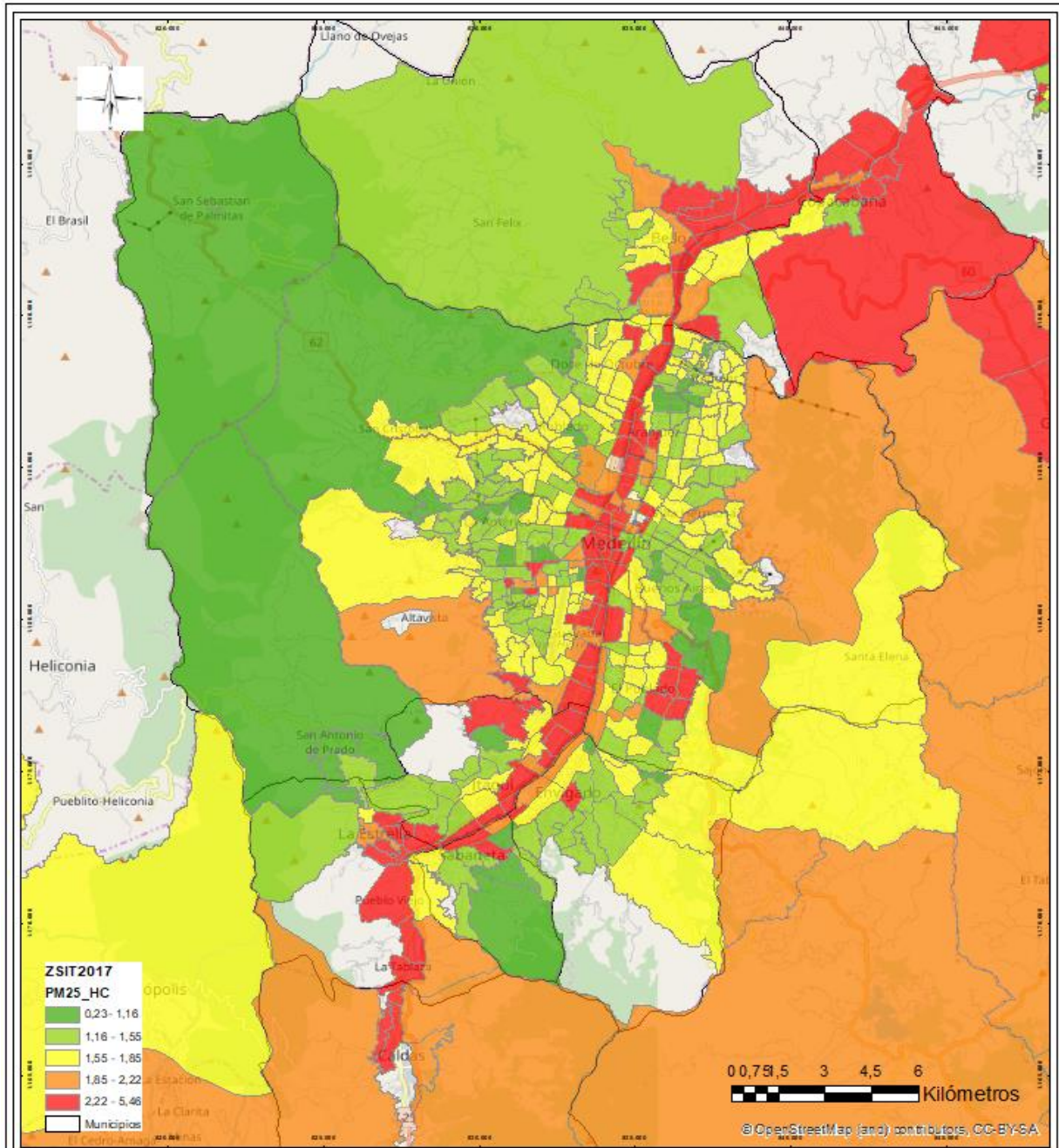


Fuente: Elaboración propia

En la Figura 39 se muestra la emisión de $PM_{2.5}$ (mg/s, esto porque la información ingresada a ArcGis se tomó directamente de los resultados del modelo, el cual arroja los valores en estas unidades, no se hizo la conversión porque la información en ArcGis se encuentra segundo a segundo para analizar la emisión específica en cada zona), de todos los recorridos por zona SIT (Sistema Integrado de Transporte), en la cual se puede observar que sobre la Autopista Norte, Regional, la Carrera 65 las

emisiones varían de 2,5 a 5,0 mg/s, son mayores que en el resto de la ciudad, adicionalmente la zona del centro se encuentra entre la zona con más emisiones, sobre esta zona se encuentra la Oriental, San Juan y La Playa, vías utilizadas principalmente por transporte público, sin embargo los camiones deben circular por esta zona debido a la entrega de productos en la zona del centro. Adicionalmente en el norte se observa que la emisión es alta, esto se debe a que los vehículos de carga pasan por la autopista Medellín Bogotá, al tomar esta vía los camiones aumentan la velocidad y como se mostró en la Figura 31 entre más alta sea la velocidad mayor es la emisión; en el centro pasa lo contrario, los vehículos van por debajo de los 10 Km/h y se presenta mucha aceleración y desaceleración en un tiempo corto aumentando las emisiones considerablemente.

En la zona de AltaVista la emisión es alta porque en esta zona se encuentran algunas canteras recibiendo material de camiones durante todo el día; en el oriente de la ciudad sobre el Poblado, los camiones circulan por la Carrera 25, debido a las altas pendientes y la velocidad baja promedio de los camiones 10 km/h aproximadamente las emisiones aumentan. Se debe aclarar que en la Figura 39 la emisión que se expone es solamente de la información recolectada de los 428 recorridos; no es la emisión de $PM_{2.5}$ de todos los vehículos o del AMVA en general, si no de la muestra del estudio. Las emisiones de los corredores corresponden únicamente a los vehículos instrumentados con el GPS.

Figura 39 Emisiones promedio por vehículo de $PM_{2.5}$ (mg/s) por zona SIT en HCON

Fuente: Elaboración propia

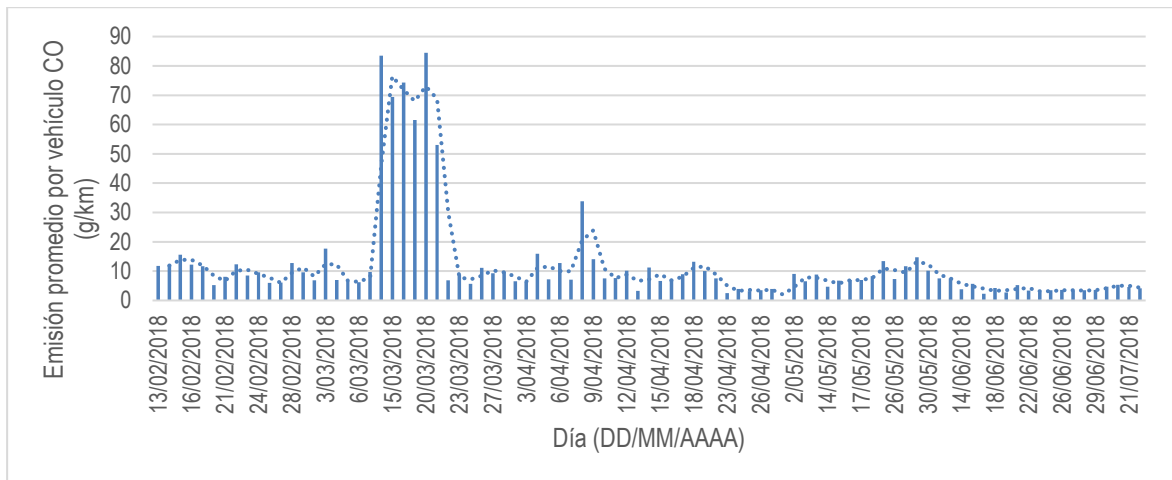
4.3.5.2. Monóxido de carbono (CO)

Para conocer más detalles de este contaminante ver el numeral 2.2.3.

En la Figura 40 se muestra el comportamiento de la emisión de CO en los diferentes días donde se recolectó información, estos resultados es el promedio ponderado de todos los recorridos de los diferentes camiones, el comportamiento de las emisiones aumenta los días miércoles y jueves, adicionalmente los días 13,14, 15, 16, 17 y 20 de marzo las emisiones pasan de 10 g/km a 70g/km.

A pesar de la medida de pico y placa, no se muestra una disminución de las emisiones, el comportamiento es muy similar al resto de los diferentes días como se muestra en la Figura 23.

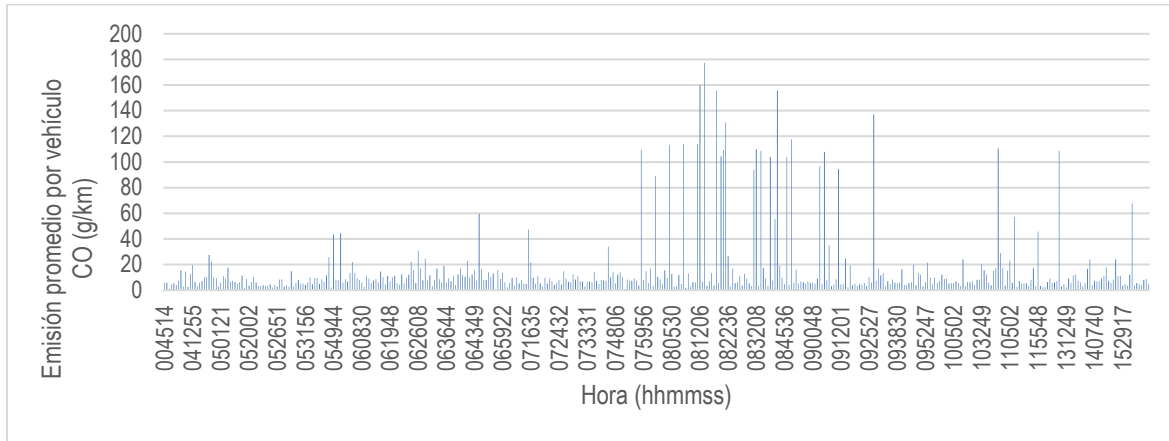
Figura 40 Emisión promedio por vehículo de CO en los diferentes días



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 41 se muestra la cantidad de emisiones de CO durante las horas del día, estos resultados es el promedio de todos los recorridos de los diferentes camiones; se observa que entre las 8:00 am y las 9:00 am las emisiones son mayores; esto se debe al alto flujo vehicular en estos horarios y la velocidad de circulación es menor aumentando de esta manera las emisiones. Adicionalmente de acuerdo al estudio de transporte de carga, realizado por la Universidad Nacional de Colombia en el 2018, las empresas comienzan a repartir mercancía entre las 06:00 am y 08:00 am, por lo que entre las 08:00 y 09:00 los camiones están en circulación realizando el reparto.

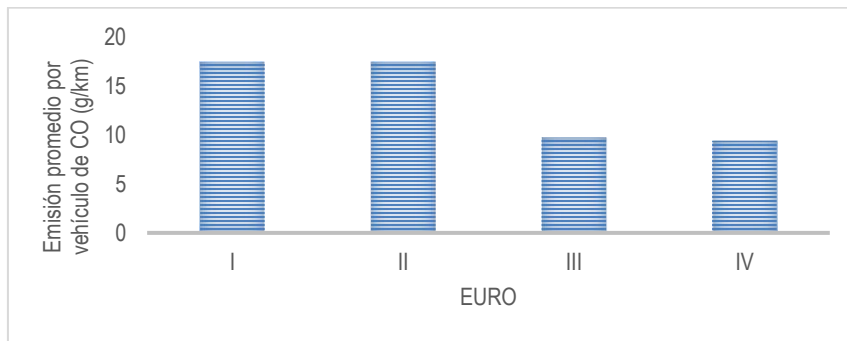
Figura 41 Emisión promedio por vehículo de CO (g/km) por horas



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 42 se muestra la información de la emisión de CO de acuerdo al tipo de EURO, solo para vehículos con combustible ACPM. para EURO I y II los resultados son muy similares, además son mayores con respecto a EURO III y EURO IV, donde las emisiones de estas dos últimas son similares, las Emisiones de EURO II son 17,43 g/km, mientras que las emisiones de EURO III son 9,39 g/km lo que indica una reducción del 44% de las emisiones al tener un cambio de la tecnología del motor, sin embargo esto no es lo único que afecta las emisiones, el estado del combustible, el estado técnico-mecánico del vehículo y la forma de conducir afectan la emisión.

Figura 42 Emisión promedio por vehículo de CO vs EURO

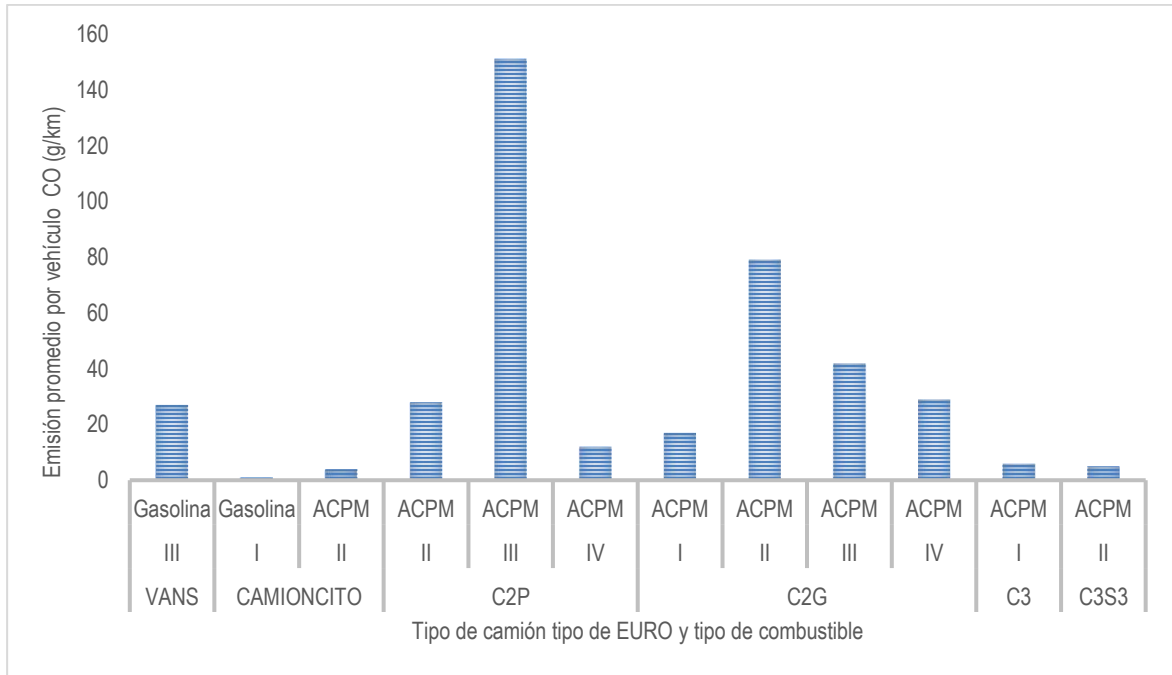


Fuente: Elaboración propia

En la Figura 43 se muestra la emisión de CO por tipo de vehículo, por EURO y solo se muestra la información con ACPM, en el cual se observa que los vehículos con mayores niveles de emisión son los C2P con una tecnología EURO III, seguido por los camiones C2G con una tecnología EURO II,

en teoría, las emisiones deben disminuir entre mejor sea la tecnología del vehículo, sin embargo por la cantidad de camiones C2P, EURO III y C2G EURO II como se muestra en la Figura 20, la cantidad de recorridos por tipo de camión influye en la cantidad emisiones.

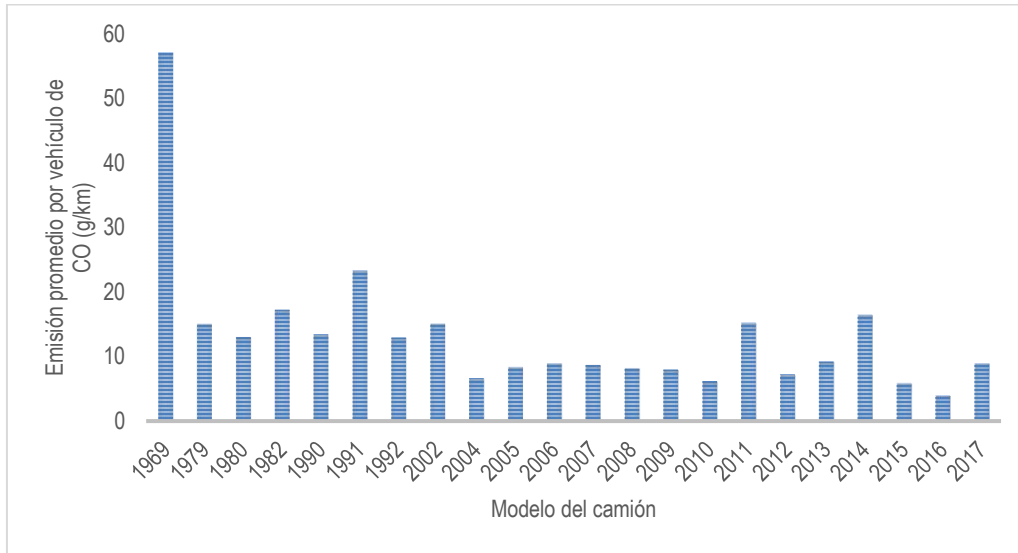
Figura 43 Emisión CO por tipo de clasificación del vehículo



Fuente Elaboración propia

En Figura 44 se ilustra la emisión de CO por modelo de los camiones, esta emisión es del promedio ponderado de vehículos instrumentados y de los 428 recorridos; el valor mostrado no discrimina por tipo de EURO, no se consideraron variables diferentes a las mostradas a continuación, en esta gráfica se observa que el modelo que más emite es el más antiguo modelo 1969 casi 60 g/km, seguido por el modelo 1991 con 25 g/km aproximadamente, entre más antiguo es el modelo debe ser mayor la emisión, sin embargo, se debe tener en cuenta algunas variables como cantidad de datos tomados por modelo, la tecnología del camión y el estado técnico – mecánico del vehículo, además del tipo de combustible empleado, este último afecta directamente la cantidad emisiones totales.

Figura 44 Emisiones promedio por vehículo de CO vs modelo de los camiones



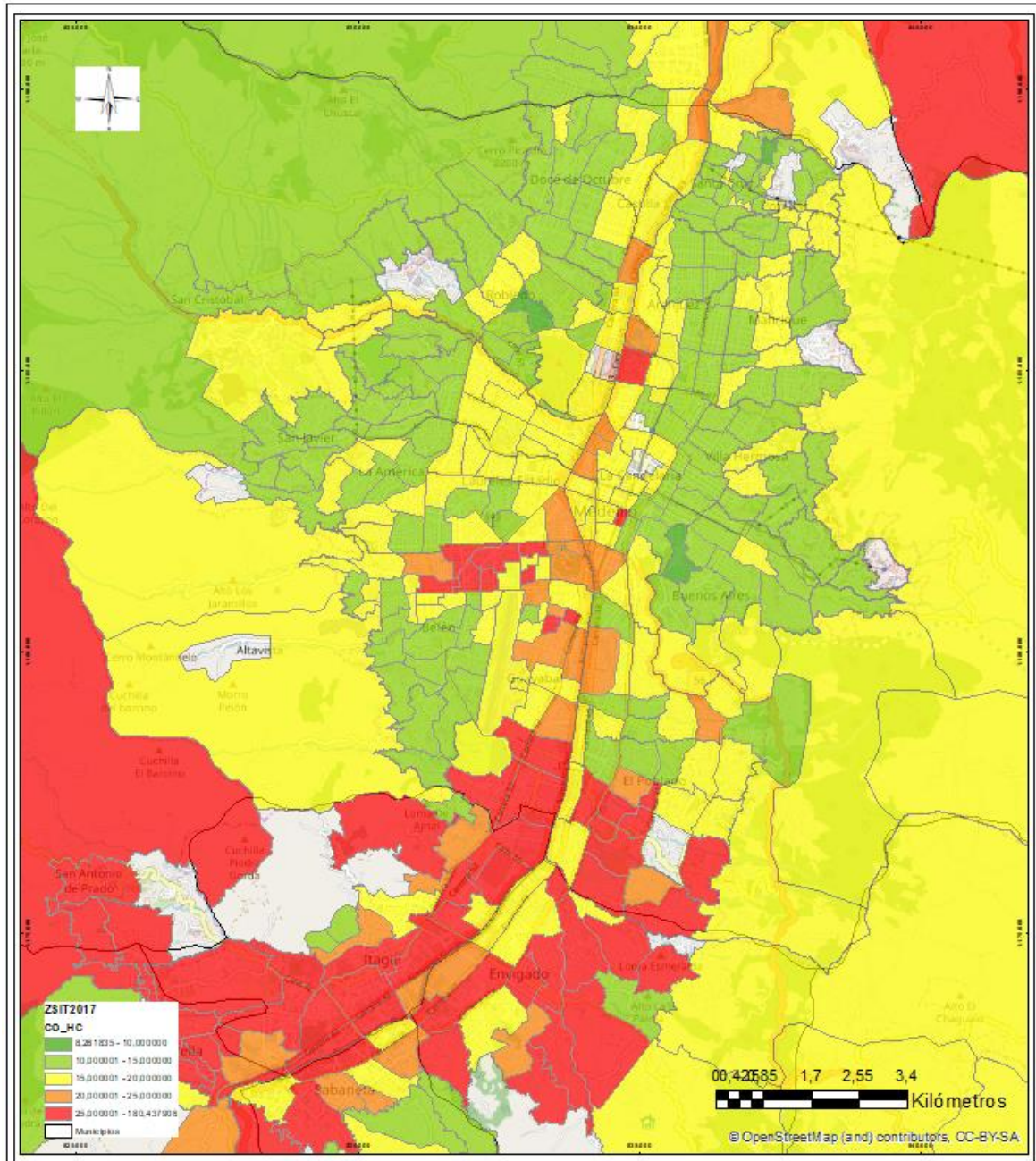
Fuente Elaboración propia

En la Figura 45 se muestra la emisión de CO de todos los recorridos por zona SIT promedio de los 428 recorridos; es decir la información suministrada solamente es de la muestra tomada para el estudio, las unidades se muestra en mg/s, como se explicó en el numeral 4.3.5.1 en esta figura se puede observar que en el sur de la ciudad las emisiones son mayores que en el resto de la ciudad, en este sector se encuentra la regional, Avenida Guayabal, Autopista Sur, Avenida Pilsen, la Avenida las Vegas, entre otras.

En la zona de AltaVista la emisión es alta porque en esta zona se encuentran algunas canteras recibiendo material de camiones durante todo el día; en el oriente de la ciudad sobre el Poblado y Envigado, los camiones circulan por la Carrera 25, debido a las altas pendientes y la velocidad baja promedio de los camiones de 10 km/h aproximadamente.

En general en las zonas residenciales del oriente como Manrique, Popular, Aranjuez y en el occidente como Castilla las emisiones varían entre 8 y 15 mg/s, menor al compararlo con el eje del río que se encuentra entre 20 y 30 mg/s; en general los camiones solo van a la zona residencial a dejar o recoger mercancía, mientras que por el eje del río los camiones deben realizar el paso para ir de un barrio o comuna a otro, debido a que sobre este eje se encuentra corredores importantes como Avenida Regional, Autopista norte, Carrera 65, Guayabal, entre otras.

Figura 45 Emisiones CO por zona SIT en HCON (mg/s)



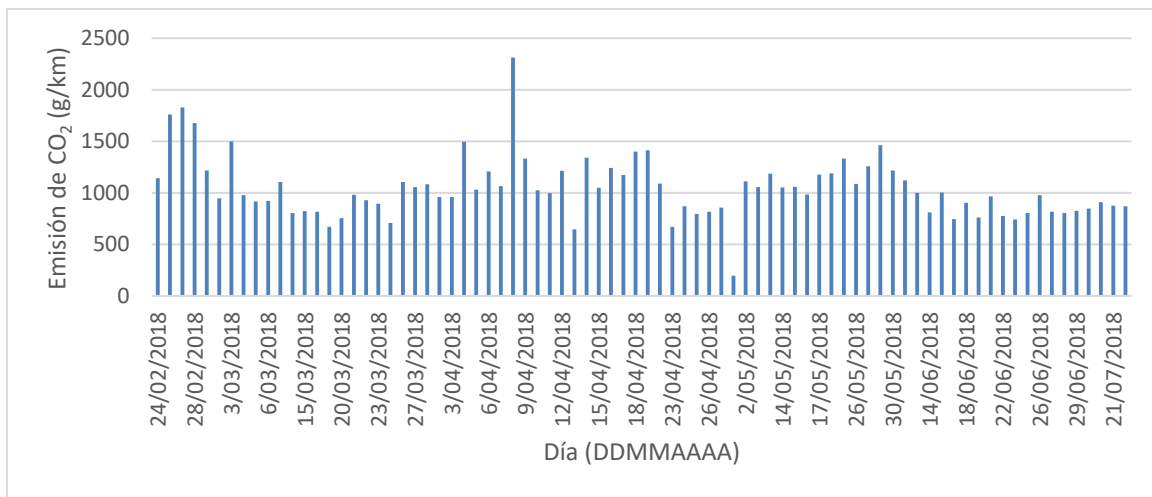
Fuente: Elaboración propia

4.3.5.3. Dióxido de Carbono (CO₂)

Para tener mayores detalles de este contaminante ver numeral 2.2.5

En la Figura 46 se muestra el comportamiento de la emisión de CO₂ en los diferentes días; es la emisión promedio de los 77 camiones y 428 recorridos, en el mes de febrero, abril y mayo me muestra un aumento de las emisiones, el mes con menor emisión es el mes de junio.

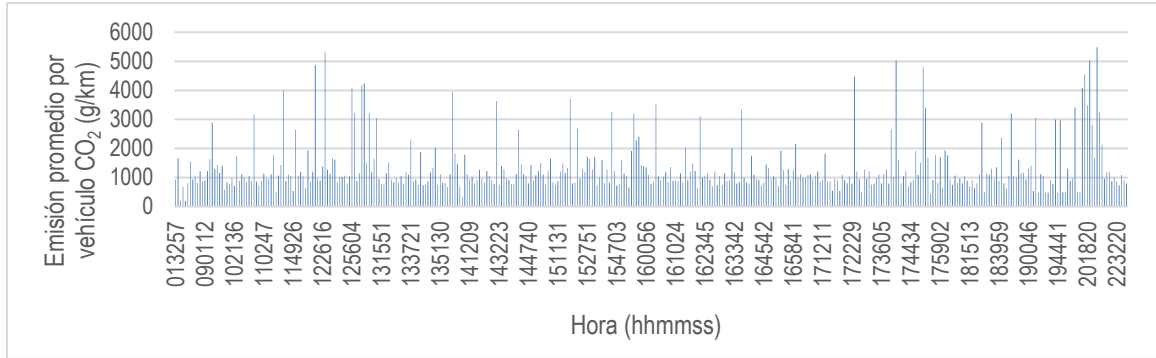
Figura 46 Emisión promedio de CO₂ en los diferentes días



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 47 se muestra la cantidad de emisiones durante las horas del día, es la emisión promedio de los 77 camiones de los diferentes recorridos realizados, se observa que entre las 6:00 am y las 7:00 am las emisiones son mayores, en esta hora el flujo vehicular en el AMVA es alto, es hora pico, las personas salen para el trabajo o estudio de acuerdo a la EOD de hogares realizado en el AMVA 2012 y 2016; al igual que entre las 09:00 y 12:00 del mediodía, en esa hora los camiones se encuentran realizando los diferentes repartos de mercancía.

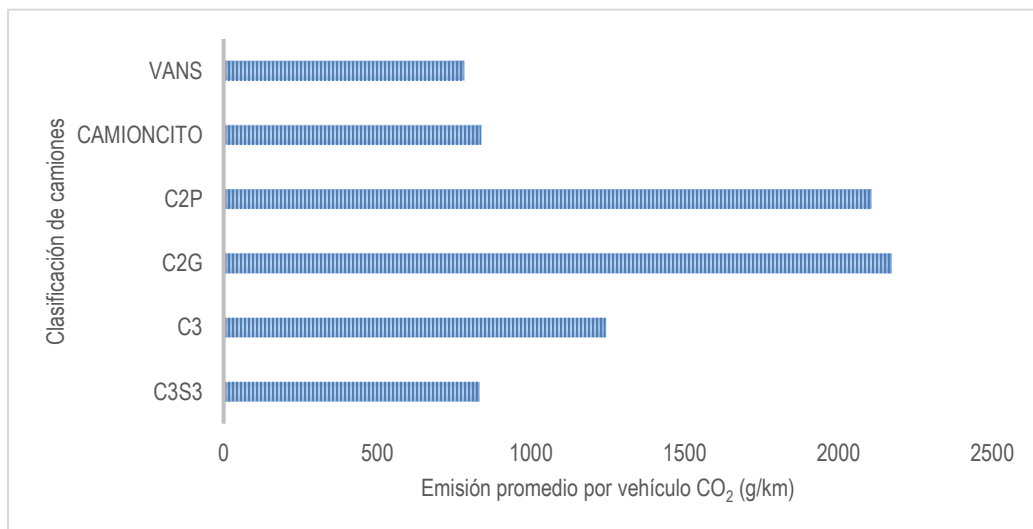
Figura 47 Emisión promedio por vehículo de CO₂ por horas



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 47 se muestra la emisión de CO₂ por tipo de vehículo del total de la muestra recolectada, es la emisión promedio, en el cual se observa que los vehículos con mayores emisiones son los camiones C2P y C2G, mientras que las VANS son las que menores emisiones presentan, de acuerdo la muestra tomada gran parte de los recorridos se realizan en camiones C2P y C2G como se muestra en el 4.3.2.

Figura 48 Emisión promedio por vehículo de CO₂ por tipo de vehículo



Fuente: Elaboración propia

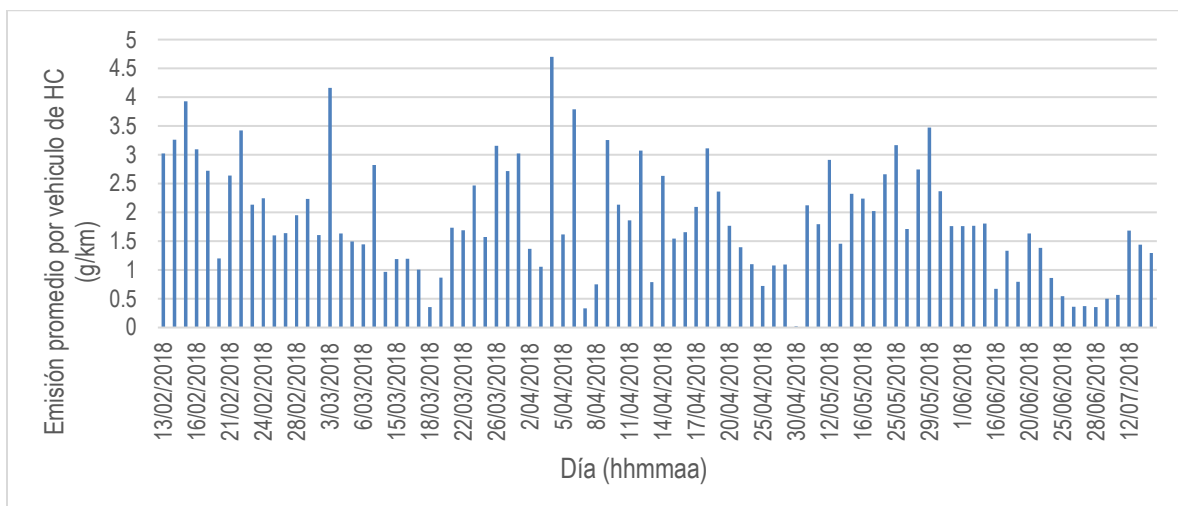
4.3.5.4. Hidrocarburos HC

Para tener más detalle de este contaminante ver 2.2.1.

En la Figura 49 se muestra el comportamiento de la emisión de HC en los diferentes días donde se recolectó información, es la emisión promedio ponderada de los diferentes camiones instrumentados, el comportamiento de las emisiones aumenta los días miércoles y jueves, adicionalmente entre el 22 de marzo y 25 de abril las emisiones de HC pasan de un promedio de 0,5 g/km a 4,5 g/km; en estos días los recorridos de los camiones se hicieron en un horario diferente al habitual por las medidas tomadas para disminuir los niveles de emisiones, sin embargo, a pesar de esta medida, se observa que las emisiones aumentaron en promedio al compararla con los demás meses, se puede decir que este aumento en las emisiones se debe a que los camiones debían realizar los recorridos en menos tiempo luego de que terminara el pico y placa ambiental.

Los días 18 de marzo, 29 de abril, 30 de junio las emisiones son bajas por debajo de 0,5 g/km, estos días son domingos, y baja considerablemente la emisión de este contaminante debido a que los recorridos se realizan en menos tiempo y a una velocidad constante.

Figura 49 Emisión promedio por vehículo de HC en los diferentes días

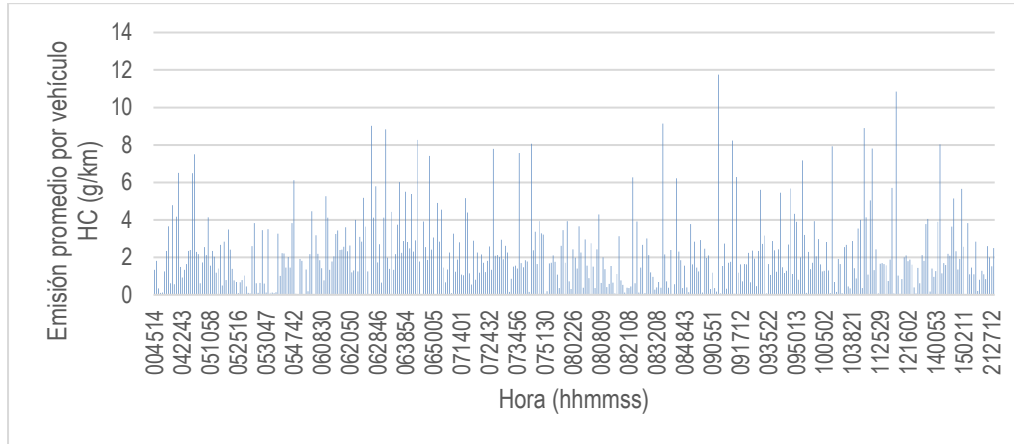


Fuente: Elaboración propia

En la Figura 50 se muestra la cantidad de emisiones durante las horas del día, es la emisión promedio de los diferentes recorridos, se observa tiene múltiples picos durante el día, entre las 06:00 y 07:00

am, entre las 08:00 y las 09:00, entre la 13:00 y 14:00, entre las 17:00 y 18:00; por lo general este horario se presenta la hora pico, es decir, es el tiempo donde se presenta mayor congestión y la velocidad de recorrido es menor.

Figura 50 Emisión promedio por vehículo de HC por horas



Fuente: Elaboración propia

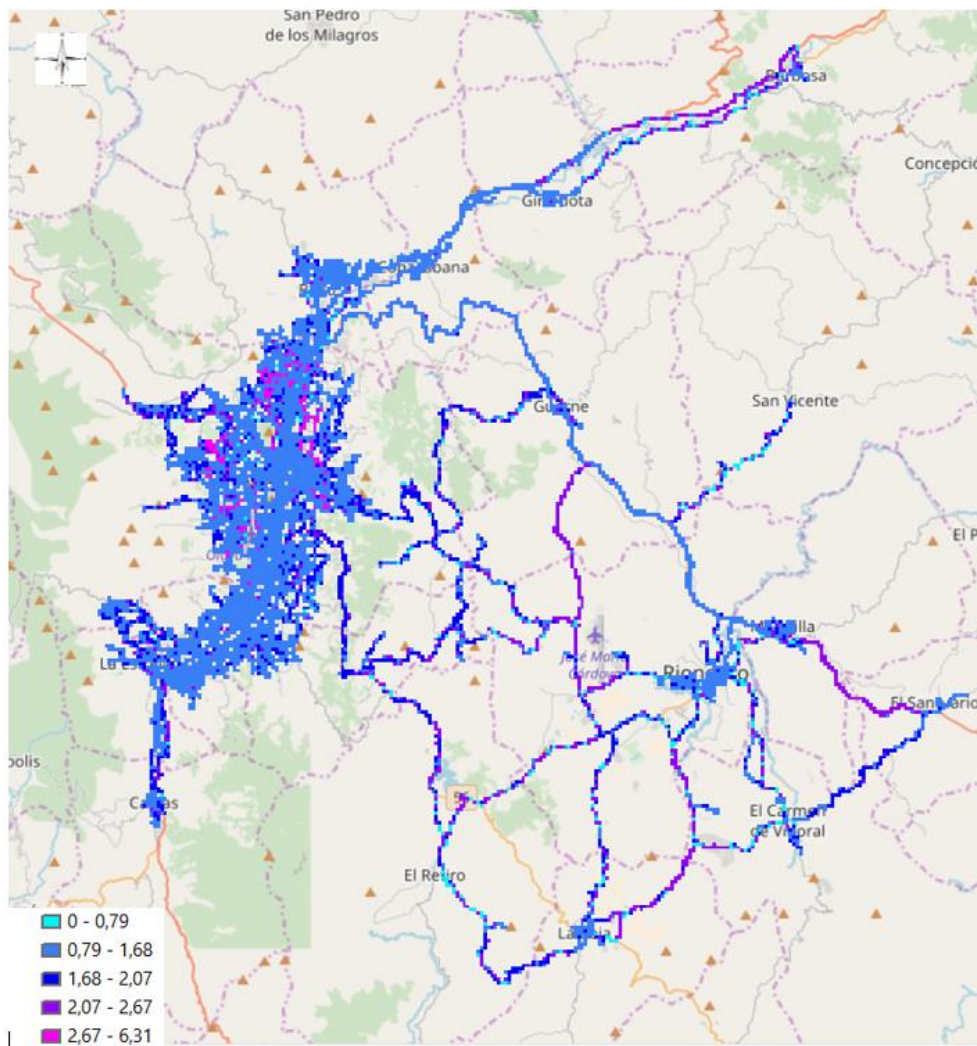
4.3.6. Vías y zonas con mayor índice de emisiones

Al realizar el análisis de las emisiones en el AMVA, se identifica que los principales corredores con mayores índices de contaminación son: Autopista Norte, Avenida Regional, Avenida Guayabal, Calle 80, Avenida San Juan, Avenida Pilsen, Avenida Las Palmas, Carrera 65 y la Avenida Oriental, estos corredores viales tienen un flujo de vehículos alto por ser vías principales de la ciudad, donde confluye no sólo vehículos de carga, también transporte de pasajeros como motos, carros y buses ya sean particulares o de servicio público, es por esta razón que en las horas pico la velocidad de circulación disminuye considerablemente lo que afecta la emisión de contaminantes, adicionalmente existen otras variables que incrementan las emisiones como el estado de los vehículos, en este estudio solo se realizó para camiones pero el estado técnico-mecánico, el EURO del motor, el tipo de combustible, la forma de conducir es decir el nivel de estrés del conductor al estar en vías congestionadas, podría aumentar o disminuir las emisiones.

En la Figura 51 se muestran las emisiones de $PM_{2.5}$ en mg/s porque son las unidades que arroja el modelo y de esta manera se ingresa a ArcGis como se explicó en numerales anteriores, estas

emisiones son de la muestra recolectada y de los 77 vehículos instrumentados; es decir, no es la emisión total de los corredores viales, es una muestra del comportamiento aproximado de estos; se puede observar que con los 428 recorridos se logró tener una cobertura total del AMVA, incluyendo algunos corregimientos del Oriente Antioqueño, en general el rango de emisiones se encuentra entre 0 y 6,31 mg/s.

Figura 51 Emisiones promedio por vehículos de $PM_{2.5}$ (mg/s) por vías



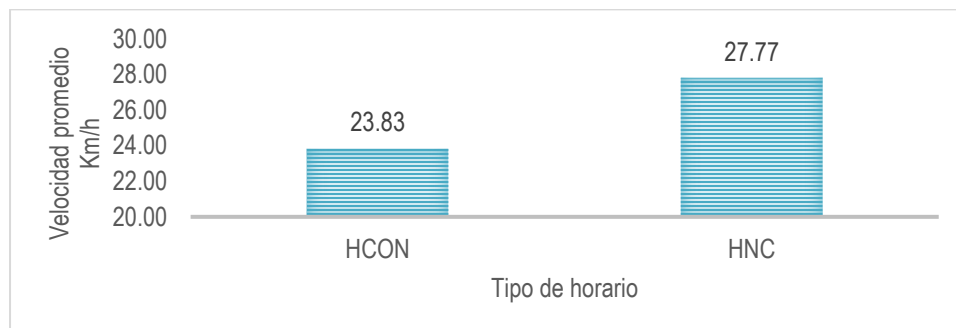
Fuente: Elaboración propia

4.3.7. Velocidad y estimación de emisiones en HCON y HNC

Se realizó un análisis general de las velocidades obtenidas, en horario convencional (HCON) y no convencional (HNC), en HNC la velocidad es 16% superior a la velocidad en HCON, (ver Figura 52), la velocidad en promedio es de 23,83 km/h en HCON y de 27,77 km/h en HNC; esta cifra es significativa en el sentido de que, si las empresas evalúan su costo-beneficio de dar un mejor servicio y optimizar recursos al pasar un porcentaje de sus operaciones a horarios no convencionales, no sólo las empresas mejorarían sino la dinámica de la ciudad también en términos de movilidad, contaminación, espacio público mejor utilizado y buen servicio, puesto que al aumentar la velocidad de recorrido se podrían disminuir tiempos de entrega.

Es importante considerar que el beneficio encontrado es con respecto a la emisión y no a la dispersión, la dispersión de estos contaminantes durante la noche se dificulta por la capa límite de mezcla, la cual baja su altura durante la noche, sin embargo, de acuerdo al alcance del estudio se muestra un beneficio, se recomienda realizar estudios para analizar el comportamiento de las emisiones en HNC, dado a lo indicado de la capa límite de mezcla.

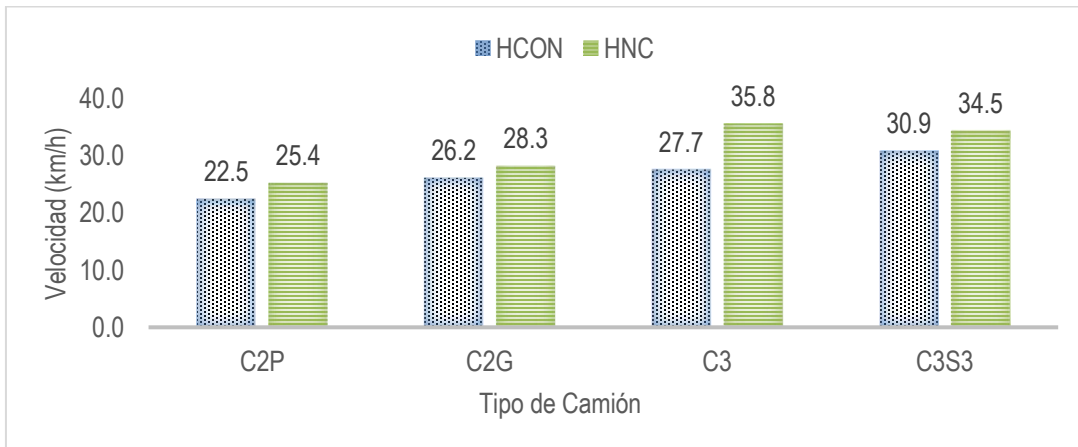
Figura 52 Velocidad promedio de camiones en el AMVA según HCON y HNC



Fuente: Elaboración propia

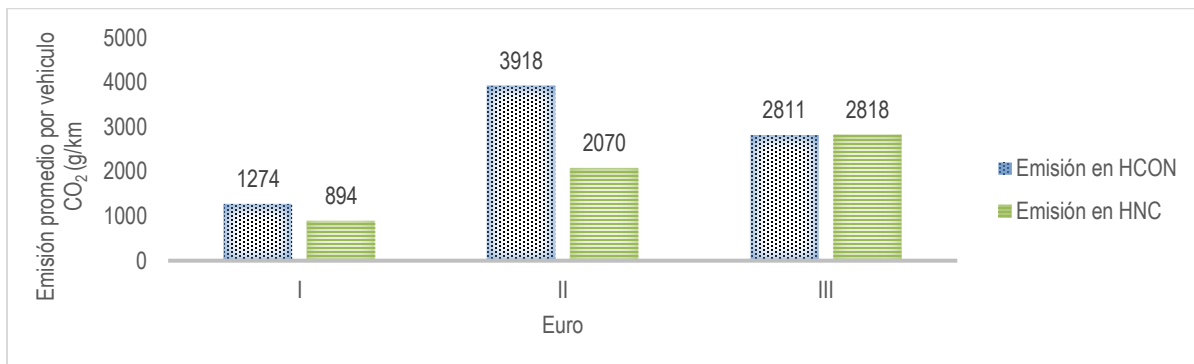
En la Figura 53 se muestra la velocidad de recorrido en HCON y HNC, se puede observar que la velocidad es mayor en HNC para los diferentes tipos de camiones, para conocer un valor más exacto por tipo de vehículo se debe realizar un estudio con igual cantidad de datos para tener resultados más precisos.

Figura 53 Velocidad promedio según el HCON y HNC



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 54 se observa que las emisiones de CO₂ son menores en HNC, para EURO I con una eficiencia de 30%, para EURO II una eficiencia del 48%, solo para EURO III las emisiones en HCON y HNC son muy similares. No se tiene en cuenta EURO IV debido a que para este no se tomó información en HNC, debido a que la toma de información se realizó sin ningún tipo de condiciones, se instrumentó GPS a los vehículos que querían participar en el estudio, no se contó con información de vehículos con tecnología EURO IV que realizaran recorridos en HNC.

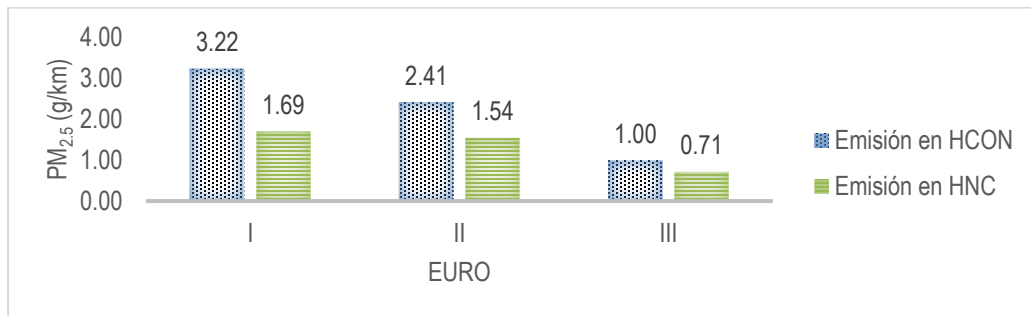
Figura 54 Emisiones de CO₂ emitidas por euro en HCON y HNC

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 55 se muestra las emisiones de PM_{2.5} de acuerdo al tipo del EURO, se observa que entre más alto el EURO menor es la emisión de PM_{2.5}, esto se debe a que a medida que se mejora la

tecnología de los vehículos y se implementa el uso de catalizadores sale menos partículas al ambiente, adicionalmente se muestra una reducción de emisión si es en HNC, para EURO I se muestra una eficiencia del 47%, para EURO II 36% y para EURO III 28%, en este caso tampoco se tiene información de EURO IV en HNC.

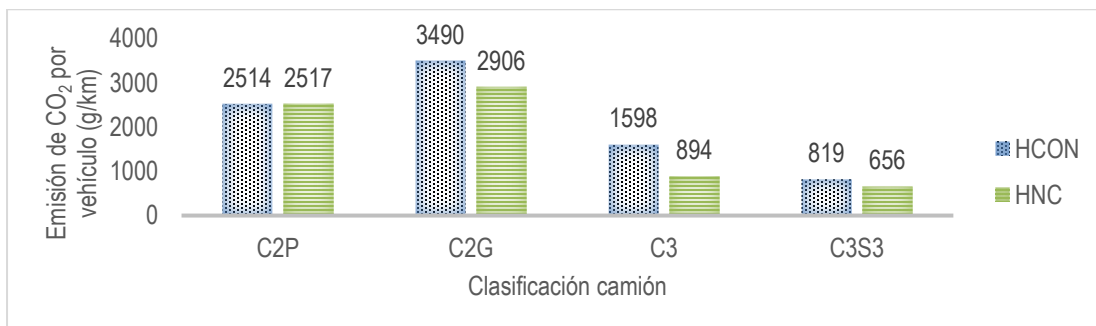
Figura 55 Estimación de emisiones de $PM_{2.5}$ emitidas según EURO y horario



Fuente: Elaboración propia

La reducción de emisión de CO_2 por tipo de vehículo en la Figura 56 es el 19% para C2, 22% para C2P, 44% para C3 y 20% para C3S3; es decir si los camiones realizan sus recorridos en HNC se podrían reducir las emisiones para el AMVA, sin embargo, se requiere un estudio detallado del comportamiento de estas emisiones y su dispersión en HNC por la capa límite de mezcla, la cual baja durante la noche y la madrugada en el Área Metropolitana.

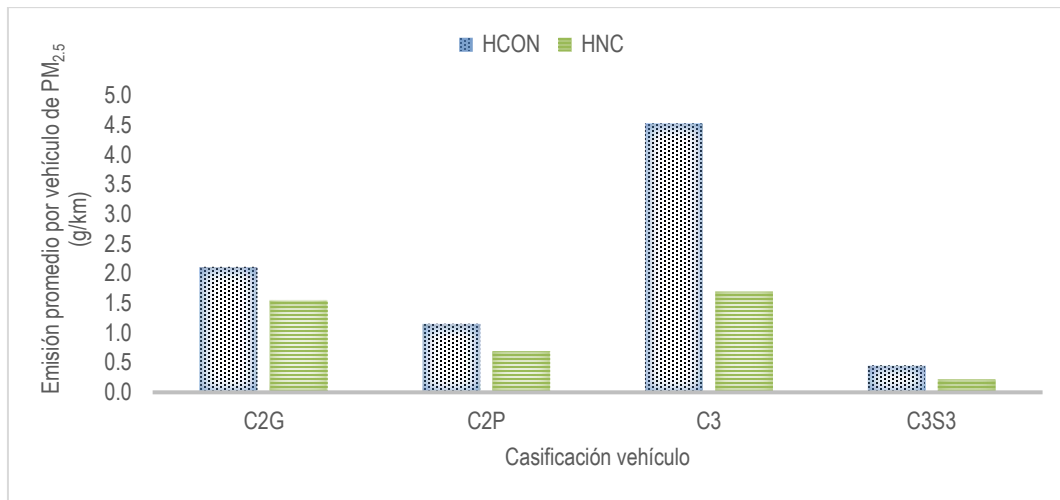
Figura 56 Emisión de CO_2 por tipo de vehículo en HCON y HNC



Fuente: Elaboración propia

En la Figura 57 se muestra una reducción de emisiones de $PM_{2.5}$ en HNC al compararla en HCON, el cambio que más emisiones genera es el C3 en HCON con 4.5 g/km, sin embargo, se observa una reducción de éste en HNC a 1.7 g/km una reducción de 38%; para los diferentes tipos de camión se observa una reducción de las emisiones de $PM_{2.5}$ en HNC con respecto al HCON.

Figura 57 Estimación de emisión promedio por vehículo de $PM_{2.5}$ según tipo de vehículo y horario



Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 15 se muestra la emisión por camión en HCON, en este horario se realizaron los recorridos con 77 camiones; para mostrar el resultado no se consideró la tecnología EURO, en promedio la emisión del camión es 1,38 g/km.

Tabla 15 Estimación de emisión promedio de $PM_{2.5}$ según camión en HCON

Camión	Clasificación	Promedio de $PM_{2.5}$ (g/km)
1	VANS	0,08
2	VANS	0,07
3	VANS	0,09
4	VANS	0,07
5	VANS	0,10
6	C2P	1,04
7	C2P	0,77
8	C2P	1,38

Camión	Clasificación	Promedio de $PM_{2.5}$ (g/km)
9	C2P	2,10
10	C2P	1,56
11	C2P	0,79
12	C2P	0,68
13	C2P	0,98
14	C2P	2,31
15	C2P	0,71
16	C2P	0,43

Camión	Clasificación	Promedio de PM _{2.5} (g/km)
17	C2P	1,28
18	C2G	3,53
19	C2G	2,67
20	C2G	2,14
21	C2G	0,13
22	C2G	0,94
23	C2G	1,37
24	C3S3	0,73
25	C2G	0,86
26	C2G	0,40
27	C3	3,08
28	C2G	3,39
29	C2G	2,29
30	C2P	1,01
31	C2P	1,52
32	C2P	1,74
33	C2P	0,82
34	C2P	0,63
35	C2P	0,96
36	C2P	0,59
37	C2P	0,38
38	C2P	0,70
39	C2G	0,10
40	C2G	0,22
41	C2G	0,08
42	C2G	0,38
43	C2G	0,81
44	C2G	1,23
45	C2G	0,97
46	C2P	0,81
47	C2P	0,48

Camión	Clasificación	Promedio de PM _{2.5} (g/km)
48	C2P	0,34
49	C2P	0,11
50	C2P	0,36
51	C2P	0,08
52	C2P	1,21
53	C2G	1,40
54	C2P	0,80
55	C2P	0,88
56	C2P	0,72
57	C2P	1,23
58	C2P	1,34
59	C2G	4,42
60	C2G	2,34
61	C2G	2,35
62	C2G	9,90
63	VANS	0,13
64	CAMIONCITO	0,09
65	CAMIONCITO	0,54
66	C2G	4,20
67	C2G	1,49
68	C2G	2,00
69	C2G	0,59
70	C2P	2,12
71	C2G	1,20
72	C2G	1,59
73	C2P	0,96
74	C2P	0,91
75	C2P	1,32
76	C2P	1,84
77	C2P	1,48

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 16 se muestra la estimación de emisión promedio por camión con combustible ACPM en HCN; en este horario se realizaron recorridos con 17 camiones, el 24,2% con respecto a la cantidad de camiones en HCON.

La emisión promedio por camión en este horario es de 1,18 g/km, un 14% menos al compararlo con las emisiones promedio por camión en HCON.

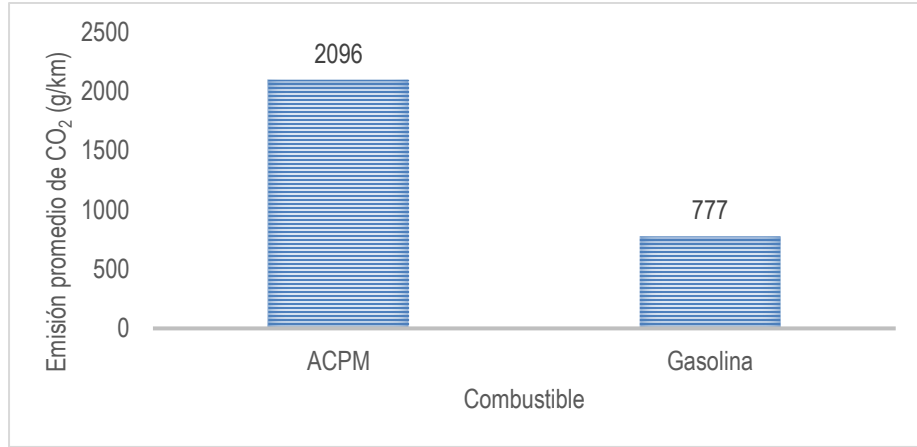
Tabla 16 Estimación de emisión promedio de PM_{2.5} según tipo de camión en HNC

Camión	Clasificación	Promedio de PM _{2.5} (g/km) en HNC
1	C2P	0,66
2	C2P	0,67
3	C3S3	0,37
4	C3	3,52
5	C2P	0,63
6	C2G	1,65
7	C2G	1,48
8	C2G	2,43
9	C2G	3,23
10	C2G	9,10
11	C2G	4,40
12	C2G	1,74
13	C2G	1,77
14	C2G	0,59
15	C2P	1,44
16	C2P	0,97
17	C2P	1,10

Fuente: Elaboración propia

4.3.8. Emisiones por tipo de combustible

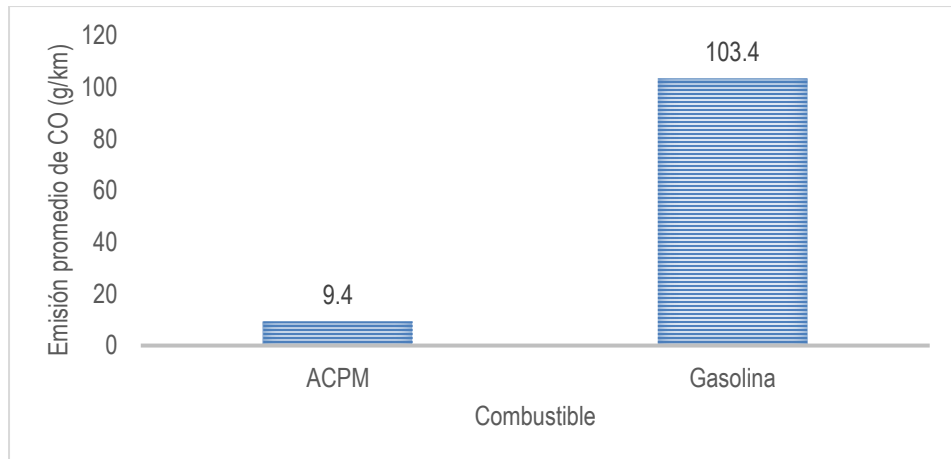
En la Figura 58 se muestra la emisión de CO₂ por tipo de combustible, es el promedio de los 77 vehículos instrumentados con GPS, en el cual, los vehículos con ACPM emiten 37% más de este contaminante al compararlo con los vehículos a gasolina, esto se debe por el proceso de combustión, la limpieza del combustible y el estado del motor.

Figura 58 Emisión de CO₂ por tipo de combustible

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 59 se puede observar la estimación de emisiones de CO, es el promedio de los 77 vehículos instrumentados; en vehículos a Diesel las emisiones de este contaminante son menores que los vehículos a gasolina, en vehículos a Diesel es en promedio 9,4 g/km, mientras que en vehículos a gasolina es 103,4 g/km.

Figura 59 Estimación de emisión de CO g/km

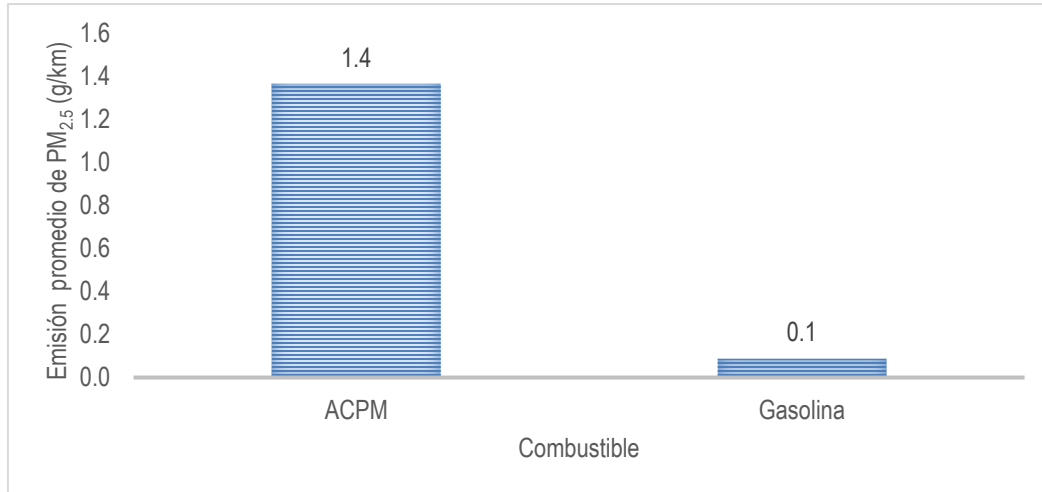


Fuente: Elaboración propia

En la Figura 60 se muestra las emisiones de PM_{2.5} por tipo de combustible, es el promedio de los 77 vehículos instrumentados, en la cual las emisiones de PM_{2.5} son mayores en vehículos a Diesel que

en vehículos a gasolina, esto se debe por el proceso de combustión, en promedio las emisiones de $PM_{2.5}$ en vehículos a Diesel son hasta 80 veces más que en vehículos a gasolina (Y. Zhang, Yao, Shen, Liu, y He, 2015), en este estudio las emisiones de ACPM son 14 veces mayores que la gasolina.

Figura 60 Estimación de emisiones $PM_{2.5}$ por tipo de combustible

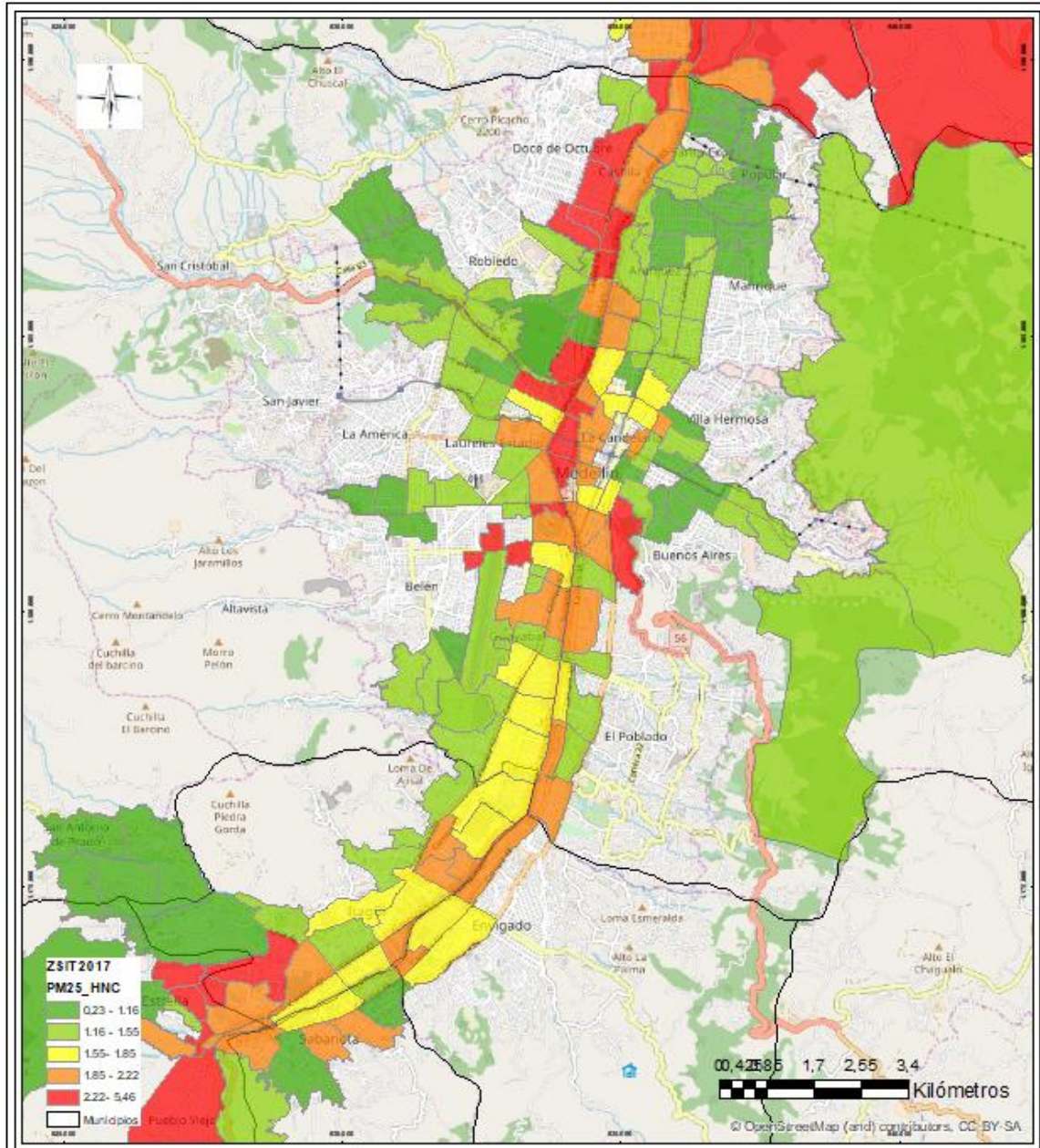


Fuente: Elaboración propia

4.3.9. Estimación de emisiones $PM_{2.5}$ (mg/s) por zona SIT en HNC

Considerando las emisiones en HNC se realiza una gráfica de las emisiones por zona, como se muestra en la Figura 61, en la cual se observa una disminución en las emisiones de $PM_{2.5}$ sobre el eje del río, al comparar esta figura con la Figura 39, se evidencia una disminución y algunos barrios pasan de naranja a amarillo o verde. Esto se debe a que durante la noche los recorridos se realizan en menor tiempo y no tienen un proceso de aceleración y desaceleración continuo, por lo que la emisión disminuye durante la noche, sin embargo, es necesario analizar el comportamiento de estas emisiones durante la noche debido a que la capa límite de mezcla baja y la disipación de contaminantes no se genera de forma rápida y eficiente durante la noche.

Las unidades de $PM_{2.5}$ para la Figura 61 son mg/s, como se explicó anteriormente, de esta manera se obtiene la información del modelo, cuyos resultados se cargaron en el software ArcGis.

Figura 61 Estimación de emisiones $PM_{2.5}$ (mg/s) por zona SIT en HNC

Fuente: Elaboración propia

4.3.10. Comparación con piloto de cargue y descargue nocturno en AMVA

La Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá, realizó para el Ministerio de Transporte, un piloto de cargue y descargue nocturno en varias ciudades de Colombia (Bucaramanga, Bogotá, Cali, Barranquilla y Medellín). Para realizar una comparación, se tomará la información de los resultados para la ciudad de Medellín con este estudio.

Algunos resultados de dicha prueba piloto son:

Tiempos de recorrido

En la Tabla 17 se muestra la información de los tiempos de recorrido en HCON y HNC en donde se observa un ahorro de 21,2 min es decir el 52,08%.

Tabla 17 Tiempos de recorrido

Tiempo de recorrido	Minutos
HCON	40,7
HNC	19.5

Fuente: Elaboración propia con base en Estudio piloto de cargue y descargue nocturno, (2017)

Velocidad promedio de recorrido

En la Tabla 18 se muestra la información de la velocidad promedio de recorrido en HCON y HNC en donde se observa un ahorro de 6 km/h es decir el 21,4%.

Tabla 18 Velocidad promedio de recorrido

Velocidad promedio de recorrido	km/h
HCON	22
HNC	28

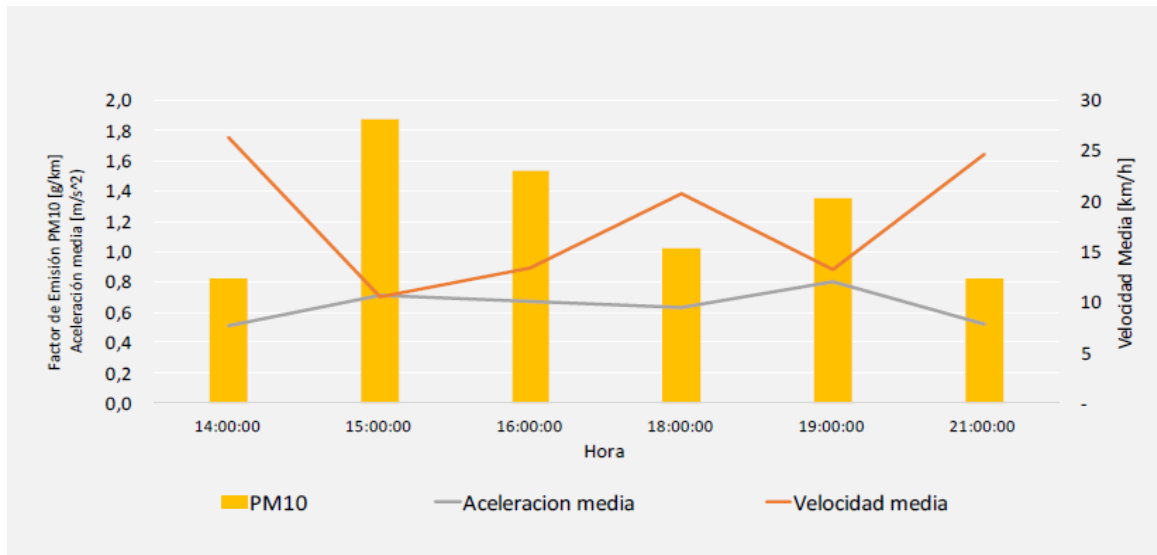
Fuente: Elaboración propia con base en Estudio piloto de cargue y descargue nocturno, (2017)

Emisiones vehiculares

Estimaron la emisión de PM₁₀ por medio del modelo IVE de la EPA, la información de los resultados se muestra en la Figura 62 donde se observa el factor de Emisión de PM₁₀ (g/km), la aceleración

media (m/s^2) y la velocidad media (km/h). Los factores de emisión para este contaminante varían entre 0,8 y 1,8 g/km entre las 14:00 y las 21:00 horas.

Figura 62 Emisión de PM₁₀, aceleración y velocidad media



Fuente: Elaboración propia con base en estudio piloto de cargue y descargue nocturno, (2017)

Conclusiones del estudio

- Hay un potencial de reducción de emisiones al realizar cargue y descargue nocturno.
- Las emisiones generadas por los vehículos dependen de la velocidad de circulación y especialmente de la aceleración.
- Para reducir las emisiones (día y noche) se debe educar a los conductores, es decir tener unas prácticas de conducción adecuadas.

Comparación entre piloto cargue y descargue nocturno y estudio en desarrollo

A continuación, se muestra la comparación entre el estudio de cargue y descargue nocturno y este estudio.

Velocidad promedio de recorrido

En la Tabla 19 se muestra los resultados de ambos estudios donde en el piloto de cargue y descargue se ve una eficiencia de 21,4% en la velocidad promedio de recorrido en HNC con respecto al HCON; en el estudio que se está realizando se ve una eficiencia de 14,2% entre los dos horarios. La diferencia entre el resultado en HCON entre los estudios es de 7,7% y en HNC es de 0,8%.

Tabla 19 Velocidad promedio de recorrido

Velocidad promedio de recorrido	Piloto de cargue y descargue	Estudio
HCON	22 km/h	23,83 km/h
HNC	28 km/h	27,77 km/h

Fuente: Elaboración propia

Con respecto al tiempo de recorrido, no se puede realizar una comparación debido a que en el estudio que se está desarrollando no se hicieron iguales recorridos en HCON y HNC.

Con respecto a las emisiones en el piloto de cargue y descargue nocturno se estimaron para PM₁₀, mientras que para este estudio se estimaron para PM_{2.5}; por lo cual no se puede realizar una comparación.

4.3.11. Análisis de resultados y escenarios futuros

Con base en los resultados mostrados en los numerales anteriores, se crean diferentes escenarios con el fin de buscar alternativas para disminuir las emisiones de PM_{2.5}, se crean dos escenarios bases, Escenario A y Escenario B, y dentro de estos escenarios se crean supuestos con el fin de encontrar la manera de reducir las emisiones al reorganizar la distribución de recorridos en HCON y HNC y los beneficios que esto podría generar dentro de la zona de estudio; es decir, se hace el supuesto de que pasaría si el 100% de los recorridos se hacen en HNC, cuál sería la emisión total de esto con base en los resultados obtenidos anteriormente.

La emisión promedio por camión en HCON es 1,38 g/km y en HNC es 1,18 g/km, teniendo esto se desarrollan los diferentes supuestos.

4.3.12. Escenario A

Se considera la emisión promedio por camión con ACPM, sin considerar las variables de tecnología de EURO, ni la clasificación del vehículo, ni el modelo; con base en esto se crean supuestos con el fin de analizar lo que pasaría dentro de Medellín con estos diferentes supuestos, para este escenario se crean 7 supuestos que se muestran en la Tabla 20, como ejemplo se explica el supuesto 1 y supuesto 2 con el fin de ilustrar al lector.

Supuesto 1 – Recorridos 100% durante el HCON

Teniendo en cuenta los resultados mostrados en los numerales del 4.3.1 al 4.3.8 se hace la suposición que el 100% de los recorridos, es decir los 428 recorridos se realiza en HCON, donde la emisión promedio de PM_{2.5} por camión es de 1,38 g/km.

$$E_{HCON} = 1,38 \frac{g}{km} \times 428 \text{ recorridos} = 590,64 \frac{g}{km}$$

Supuesto 2 – Recorridos 80% durante el HCON y 20% en HNC

Como ejemplo, se realiza la suposición de que el 80% de los recorridos se realiza en HCON y el 20% en HNC, el total de recorridos son 428, es decir se hace el supuesto de que 342 recorridos se realizan en HCON y 86 recorridos en HNC.

La emisión promedio por camión de PM_{2.5} en HCON es 1,38 g/km y en HNC es 1,18 g/km.

$$E_{HCON} = 1,38 \frac{g}{km} \times 342 \text{ recorridos} = 472,5 \frac{g}{km}$$

$$E_{HNC} = 1,18 \frac{g}{km} \times 86 \text{ recorridos} = 101,0 \frac{g}{km}$$

$$E_{Total} = 472,5 \frac{g}{km} + 101,0 \frac{g}{km} = 573,52 \frac{g}{km}$$

En total la emisión de PM_{2.5} para este escenario es 573,52 g/km.

En la Tabla 20 se muestra los resultados de los 7 supuestos del escenario A, donde se observa que en promedio disminuye la emisión en un 3% al aumentar los recorridos en HNC. Si el 100% de los recorridos se realiza en HNC se reduce la emisión en un 14,5% (Comparación supuesto 1 y supuesto 7).

El supuesto que presenta menor emisión es el Supuesto 7, donde se recomienda que el 100% de los vehículos circulen en HNC, sin embargo, esta medida es utópica debido a que en el AMVA existen algunas resoluciones que impiden la circulación de camiones debido a que podría incomodar a las personas el ruido generado durante la noche y la madrugada, adicionalmente se debe tener en cuenta que muchas empresas que realizan cargue y descargue no lo podrían realizar en hora de la madrugada; otro factor importante a considerar es que durante la noche si bien disminuye las emisiones, la dispersión de contaminantes es menor porque la capa límite de mezcla disminuye en este horario, con lo cual las emisiones se acumularían para el día siguiente lo que afectaría aún más la situación actual de la contaminación en el AMVA. Sin embargo esto es una hipótesis por lo cual se recomienda realizar un estudio para analizar cómo se realiza la dispersión de contaminantes durante la noche y madrugada.

El supuesto más desfavorable es el Supuesto 1 donde el 100% de los camiones circulen en HCON, la velocidad de circulación y la constante aceleración y desaceleración en la que se encuentra sometidos los camiones por la alta congestión en las vías, hace que se emita altos valores de contaminantes a la atmósfera, lo cual actualmente es un problema; con base en esto se plantea un escenario B, en el cual se considere otra variable de interés para definir cómo se pueden distribuir los camiones de manera que se emita menor cantidad durante el día y la noche.

Tabla 20 Escenario A con sus respectivos supuestos

Supuestos							
Escenarios	Horario	Escenario	Emisión PM _{2.5} (g/km)	Recorrido	Emisión PM _{2.5} (g/km)	Total, Emisión PM _{2.5} (g/km)	Reducción de emisión
Supuesto 1	HCON	100%	1,38	428	590,64	590,64	
Supuesto 2	HCON	80%	1,38	342	472,512	573,52	2,9%
	HNC	20%	1,18	86	101,008		

Supuestos							
Escenarios	Horario	Escenario	Emisión PM _{2.5} (g/km)	Recorrido	Emisión PM _{2.5} (g/km)	Total, Emisión PM _{2.5} (g/km)	Reducción de emisión
Supuesto 3	HCON	60%	1,38	257	354,384	556,4	5,8%
	HNC	40%	1,18	171	202,016		
Supuesto 4	HCON	50%	1,38	214	295,32	547,84	7,2%
	HNC	50%	1,18	214	252,52		
Supuesto 5	HCON	40%	1,38	171	236,256	539,28	8,7%
	HNC	60%	1,18	257	303,024		
Supuesto 6	HCON	20%	1,38	86	118,128	522,16	11,6%
	HNC	80%	1,18	342	404,032		
Supuesto 7	HNC	100%	1,18	428	505,04	505,04	14,5%

Fuente: Elaboración propia

4.3.13. Escenario B

Se considera la emisión promedio por camión de acuerdo a la tecnología EURO, no se considera la clasificación del vehículo o el modelo.

En la Tabla 21 se muestra la información de estimación de emisión de PM_{2.5} por vehículo con base en la tecnología EURO I, II, III, IV; para EURO IV, como no se logró obtener información de vehículos con esta tecnología en HNC en los recorridos realizados se hace la suposición que la emisión es la misma en HCON y HNC. Se puede observar que entre más alto es el EURO menor es la emisión de PM_{2.5}.

Tabla 21 Estimación de emisión por vehículo de PM_{2.5} de acuerdo a la tecnología Euro

Tecnología EURO	HCON (g/km)	HNC (g/km)	Reducción (%)
I	3,22	1,69	47,52
II	2,41	1,54	36,10
III	1,00	0,71	29,00
IV	0,12	0,12	-

Fuente: Elaboración propia

Se realizan diferentes supuestos, y se realiza el mismo procedimiento como en el numeral 4.3.12 Escenario A.

En total se establecieron 200 supuestos, los cuales se encuentran en el Anexo 1, de los 200 se eligieron los 11 más favorables con el fin de establecer conclusiones.

Con base en la conclusión inicial del Escenario A, se tiene que si el 100% de los vehículos circulan en HNC, adicionalmente si el camión cuenta con tecnología de EURO igual o superior a IV como se muestra en el Supuesto 4, se podría disminuir las emisiones de $PM_{2.5}$ con un valor de 51,4 g/km para los 428 recorridos, sin embargo, esta medida que sería ideal tiene una desventaja la cual, es que las empresas no están dispuestas a cambiar toda la flota vehicular existente por mejorar la tecnología del EURO por beneficios ambientales únicamente, se debe plantear normas e incentivos donde los empresarios vean esta alternativa atractiva.

El supuesto 190 planea que el 20% de camiones circulen en HCON y el 80% en HNC, además que 50% de los vehículos tengan tecnología EURO III para ambos horarios y el otro 50% circulen con tecnología EURO IV; el supuesto 140, donde la tecnología del vehículo maneja los mismos porcentajes que en el escenario 190 pero el 40% de camiones circulen en HCON y el 60% en HNC, permitiría emitir en bajas cantidades; el supuesto 115 donde se mantiene el porcentaje de tecnología de EURO III y IV, pero que el 50% de los camiones circulen en HCON y el 50% en HNC.

En la Tabla 22 se muestra la reducción de la emisión al comparar el resultado del supuesto con el escenario base, el cual consiste en que el 100% de los vehículos circulan en HCON, se puede observar los supuestos 4 y 179 tienen una reducción superior a 90%, sin embargo, implicaría que la flota debe cambiar a EURO igual o superior a IV, lo que no es viable para muchas empresas transportadoras de carga.

Tabla 22 Escenario B, estimación emisión PM_{2.5} por tecnología EURO

	Supuesto	Horario	EURO	Escenario	Escenario en horario	Recorrido	Emisión PM _{2.5} (g/km)	Total Emisión PM _{2.5} por Horario (g/km)	Total Emisión PM _{2.5} (g/km)	Reducción
1	Supuesto 4	HCON	I	100%	0%	0	0,0	51,4	51,4	91,3%
			II		0%	0	0,0			
			III		0%	0	0,0			
			IV		100%	428	51,4			
2	Supuesto 49	HNC	I	100%	10%	43	72,3	204,6	204,6	65,4%
			II		10%	43	65,9			
			III		10%	43	30,4			
			IV		70%	300	36,0			
3	Supuesto 87	HCON	I	60%	0%	0	0,0	193,6	283,0	52,1%
			II		20%	51	123,8			
			III		20%	51	51,4			
			IV		60%	154	18,5			
		HNC	I	40%	0%	0	0,0	89,4		
			II		20%	34	52,7			
			III		20%	34	24,3			
			IV		60%	103	12,3			
4	Supuesto 90	HCON	I	60%	0%	0	0,0	143,8	214,9	63,6%
			II		0%	0	0,0			
			III		50%	128	128,4			
			IV		50%	128	15,4			
		HNC	I	40%	0%	0	0,0	71,0		
			II		0%	0	0,0			
			III		50%	86	60,8			
			IV		50%	86	10,3			
5	Supuesto 115	HCON	I	50%	0%	0	0,0	119,8	208,7	64,7%
			II		0%	0	0,0			
			III		50%	107	107,0			
			IV		50%	107	12,8			
		HNC	I	50%	0%	0	0,0	88,8		
			II		0%	0	0,0			
			III		50%	107	76,0			
			IV		50%	107	12,8			
6		HCON	I	40%	0%	0	0,0	95,9	202,4	65,7%

	Supuesto	Horario	EURO	Escenario	Escenario en horario	Recorrido	Emisión PM _{2.5} (g/km)	Total Emisión PM _{2.5} por Horario (g/km)	Total Emisión PM _{2.5} (g/km)	Reducción
7	Supuesto 140		II		0%	0	0,0	106,6	51,4	91,3%
			III		50%	86	85,6			
			IV		50%	86	10,3			
		HNC	60%	I	0%	0	0,0			
				II	0%	0	0,0			
				III	50%	128	91,2			
	IV	50%	128	15,4						
	Supuesto 179	HCON	20%	I	0%	0	0,0			
				II	0%	0	0,0			
				III	0%	0	0,0			
				IV	100%	86	10,3			
		HNC	80%	I	0%	0	0,0			
II				0%	0	0,0				
III				0%	0	0,0				
IV				100%	342	41,1				
8	Supuesto 183	HCON	20%	I	20%	17	55,1	63,3	211,9	64,1%
				II	0%	0	0,0			
				III	0%	0	0,0			
				IV	80%	68	8,2			
	HNC	80%	I	20%	68	115,7	148,6			
			II	0%	0	0,0				
			III	0%	0	0,0				
			IV	80%	274	32,9				
9	Supuesto 187	HCON	20%	I	0%	0	0,0	64,5	243,3	58,8%
				II	20%	17	41,3			
				III	20%	17	17,1			
				IV	60%	51	6,2			
	HNC	80%	I	0%	0	0,0	178,7			
			II	20%	68	105,5				
			III	20%	68	48,6				
			IV	60%	205	24,7				
10	Supuesto 190	HCON	20%	I	0%	0	0,0	47,9	190,0	67,8%
				II	0%	0	0,0			
				III	50%	43	42,8			
				IV	50%	43	5,1			
		HNC	I	80%	0%	0	0,0			

	Supuesto	Horario	EURO	Escenario	Escenario en horario	Recorrido	Emisión PM _{2.5} (g/km)	Total Emisión PM _{2.5} por Horario (g/km)	Total Emisión PM _{2.5} (g/km)	Reducción
			II		0%	0	0,0			
			III		50%	171	121,6			
			IV		50%	171	20,5			
11	Supuesto 199	HCON	I	20%	10%	9	27,6	63,9	227,6	61,5%
			II		10%	9	20,6			
			III		10%	9	8,6			
			IV		70%	60	7,2			
		HNC	I	80%	10%	34	57,9	163,7		
			II		10%	34	52,7			
			III		10%	34	24,3			
			IV		70%	240	28,8			

Fuente: Elaboración propia

4.3.14. Índice de calidad de aire (ICA) en Medellín

En la Tabla 23 se presenta los niveles de contingencia atmosférica en el Valle de Aburrá para los diferentes contaminantes, donde se muestra los diferentes niveles de alerta de acuerdo a la cantidad de tiempo de exposición de los contaminantes de PM₁₀, PM_{2.5} y O₃.

Tabla 23 Niveles de contingencia atmosférica en el Valle de Aburrá

Contaminante	Tiempo de Exposición	Unidad	Niveles de contingencia en los valores adimensionales del ICA y en concentraciones (µg/m ³)			
			Alerta naranja	Alerta roja Fase I	Alerta roja Fase II	Emergencia
PM10	24 horas	Adimensional	101 - 150	151 - 177	178-200	≥201
		µg/m ³	155 - 254	255-308	309-354	≥ 355
PM2.5	24 horas	Adimensional	101 - 150	151 - 177	178-200	≥201
		µg/m ³	35,5 - 55,4	55,5-105,9	106-150,4	≥ 150,5
O ₃	1 hora	Adimensional	101 - 150	151 - 177	178-200	≥201
		µg/m ³	246 - 323	324-365	366-401	≥ 402

Fuente: Actuac et al., (2017)

Para realizar una comparación con el ICA es necesario realizar la conversión de g/km a $\mu\text{g}/\text{m}^3$, acorde con la expresión de la ecuación 4

$$E \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \right) = \frac{E \left(\frac{\text{g}}{\text{km por recorrido}} \right) \times \text{km totales} \times 1.000.000 \times NC}{\text{Área} \times 1}$$

Ecuación 4

Donde,

g = gramo de emisión por contaminante

km totales = km totales recorridos por los camiones

N = Número de camiones, para este caso los recorridos realizados en el estudio

Área = Área de la zona de estudio en m^2

Se realiza la conversión de g a $\mu\text{g} = g \times 1.000.000$ por eso aparece de esta manera en la fórmula y el valor unitario (1) en el denominador se debe a 1 m de altura.

La Tabla 24 muestra la información de los barrios donde se presenta mayor emisión de $\text{PM}_{2.5}$; las filas en rojo son los barrios con emisiones superiores a $55,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, las filas en naranja con emisiones entre $35,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $55,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y las filas sin color menores a $35,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; entre los barrios con más emisión se encuentra Trinidad, La Candelaria, Cerro Nutibara, Alpujarra, Fátima, Corazón de Jesús, San Benito, Parque Norte, U de Antioquia, Oleoducto, Calle nueva, Barrio Colon, Miranda, Villa Nueva, El nogal-Los Almendros, Toscana, Belén donde las emisiones superan los $55,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que corresponde a Alerta roja de acuerdo a la Tabla 23 . La emisión de este contaminante es solamente de la muestra del estudio, no es de fuentes móviles totales, solo de los camiones de los que se recolectó información.

Las comunas que más emisiones emiten son las comunas 4 (Aranjuez), 10 (La Candelaria), 11 (Laureles Estadio) y 14 (El Poblado).

Tabla 24 Estimación emisiones PM_{2.5} por Barrio en HCON

Comuna	Barrio	Emisión PM _{2.5} (µg/m ³)
15 - Guayabal	Trinidad	226,29
10 – La Candelaria	La Candelaria	94,10
16 - Belén	Cerro Nutibara	89,99
10 – La Candelaria	Alpujarra	88,08
16 – Belén	Fátima	87,97
10 – La Candelaria	Corazón de Jesús	81,50
10 – La Candelaria	San Benito	77,70
4 - Aranjuez	Parque Norte	72,98
4 - Aranjuez	U de Antioquia	72,56
5 – Castilla	Oleoducto	69,82
10 – La Candelaria	Calle nueva	69,23
10 – La Candelaria	Barrio Colon	66,88
4 - Aranjuez	Miranda	61,93
10 – La Candelaria	Villa Nueva	59,39
16 – Belén	El nogal-Los Almendros	58,54
5 – Castilla	Toscana	57,66
16 – Belén	Belén	57,45
5 – Castilla	Terminal del Norte	53,77
14 – El Poblado	Las Lomas n2	45,00
14 – El Poblado	Patio Bonito	42,27
14 – El Poblado	La Aguacatala	40,79
5 – Castilla	Caribe	40,13
11 – Laureles - Estadio	Conquistadores	36,30
11 – Laureles - Estadio	Naranjal	32,91
4 - Aranjuez	Moravia	32,37
11 – Laureles - Estadio	Suramericana	31,68
15 - Guayabal	Tenche	31,51
10 – La Candelaria	El Chagualo	31,32
14 – El poblado	Los Naranjos	30,57
10 – La Candelaria	Perpetuo Socorro	30,36
5 – Castilla	Héctor Abad Gómez	26,99
10 – La Candelaria	Tejelo	26,93
15 - Guayabal	Campo Amor	26,52
5 – Castilla	Tricentenario -Belalcázar	26,03
11 – Laureles Estadio	Carlos R Restrepo	25,78
15 - Guayabal	Cristo Rey	25,02

Comuna	Barrio	Emisión PM _{2.5} (µg/m ³)
14 – El Poblado	El Tesoro	23,19
15 - Guayabal	Santa Fe	20,75
14 – El Poblado	Santa María de los ángeles	18,38
14 – El Poblado	Barrio Colombia	17,92
14 – El Poblado	Castropol	17,60
14 – El Poblado	Villa Carlota	16,60
15 – Guayabal	Guayabal	13,16
9 – Buenos Aires	Asomadera	11,72
7 – Robledo	Cerro Volador	9,84

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 25 se muestra la información de las emisiones de PM_{2.5} por barrio en HNC y HCON donde se presenta niveles de emisiones por encima de 20 µg/m³, donde comienza los síntomas por enfermedad respiratoria. Los colores corresponden al ICA correspondiente a Medellín que se muestra en la Tabla 23.

En la Tabla 25 en HNC hay 20 barrios que superan los 20 µg/m³, mientras que en HCON fueron 45 barrios (ver Tabla 25). Además, se muestra la información de los barrios que exceden la emisión, a pesar de que solo son 20 barrios la emisión de PM_{2.5} fue mayor en HNC que en HCON solo 3 barrios tienen la emisión mayor en HCON. Esto se debe a la velocidad de los camiones en horario nocturno o en la madrugada, en estos horarios la velocidad es mayor por lo que la emisión aumenta como se mostró en la Figura 32; por esta razón al momento de tomar iniciativas se debe establecer límites de velocidad, es decir, entre 40 y 50 km/h con el fin de que no se incremente la emisión durante la noche.

Tabla 25 Estimación de emisiones de PM_{2.5} (µg/m³) por barrio en HNC y HCON

Comuna	Barrio	HNC	HCON
10 – La Candelaria	Corazón de Jesús	117,86	81,50
5 - Castilla	Terminal de Transporte	116,06	53,77
10 – La Candelaria	La Alpujarra	95,41	88,08
10 – La Candelaria	Guayaquil	83,23	80,24
10 – La Candelaria	Calle nueva	81,29	69,23
5 - Castilla	Oleoducto	72,68	30,36
10 – La Candelaria	San Benito	62,94	18,38
4 - Aranjuez	Parque Norte	54,07	77,70

Comuna	Barrio	HNC	HCON
5 - Castilla	Caribe	53,31	40,13
4 - Aranjuez	U de Antioquia	52,90	72,56
15 - Guayabal	Santa fe	52,57	20,75
10 - La Candelaria	Perpetuo Socorro	39,85	20,75
11 - Laureles - Estadio	Carlos e Restrepo	39,65	25,78
7 - Robledo	Unalmed	39,06	38,09
11 - Laureles - Estadio	Conquistadores	37,25	36,30
14 - El Poblado	Naranjal	36,77	32,91
15 - Guayabal	Tenche	32,99	31,51
14 - El Poblado	Santa María de los Ángeles	27,71	18,38
5 - Castilla	Tricentenario	25,41	26,03
14 - El Poblado	Villa Carlota	21,79	16,60

Fuente: Elaboración propia

4.4. Valoración económica

Para el análisis de los efectos de la movilidad sobre el medio ambiente, su impacto sobre la salud de los habitantes de una determinada región y la valoración económica de este último, se debe analizar el comportamiento de las emisiones de contaminantes de los medios de transporte motorizados y sus efectos, en este caso particular los viajes por los diferentes camiones.

Dado que el proceso de funcionamiento de los vehículos con energía derivada del petróleo funciona con motor de explosión, el cual al realizar este proceso genera emisiones de CO₂, CO, SO₂, NO_x, PM, entre otros, a la atmósfera. La exposición de los habitantes a dichos elementos contaminantes por medio de la piel y la inhalación de esta generan enfermedades en el sistema nervioso, vascular y pulmonar. Para el caso puntual de análisis, se procede a cuantificar de manera indirecta el costo de la contaminación por vehículo de transporte de carga y su relación con el comportamiento de la incidencia en el número de afectados por el posible contacto con estas partículas.

A nivel mundial, las IRA representan una alta carga económica para los sistemas de salud. En Colombia, para 2011, se reportaron más de cuatro millones de caso de IRA. Según cifras del Instituto Nacional de Salud de Colombia, se notificaron 5.045.541 consultas externas y urgencias por IRA, 184.048 hospitalizaciones en sala general por IRA graves y 12.232 hospitalizaciones en

unidad de cuidados intensivos. La mortalidad por IRA en Colombia para 2015 fue de 12,1 por cada 100.000 menores de cinco años(Ospina et al., 2016).

4.4.1. Salud – Infección respiratoria aguda (IRA)

La presencia de partículas en la atmósfera solas o combinadas con otros contaminantes, genera riesgos para la salud, afectando el sistema respiratorio de las personas(Ospina et al., 2016); aun en concentraciones bajas de partículas respirables (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) se pueden incrementar los riesgos de infecciones respiratorias agudas (IRA) y episodios asmáticos.

La contaminación del aire por partículas necesita serias atenciones: muchas partículas penetran en el sistema respiratorio con mayor efectividad que los contaminantes gaseosos, algunas partículas se comportan sinérgicamente y aumentan los efectos tóxicos de otros contaminantes.

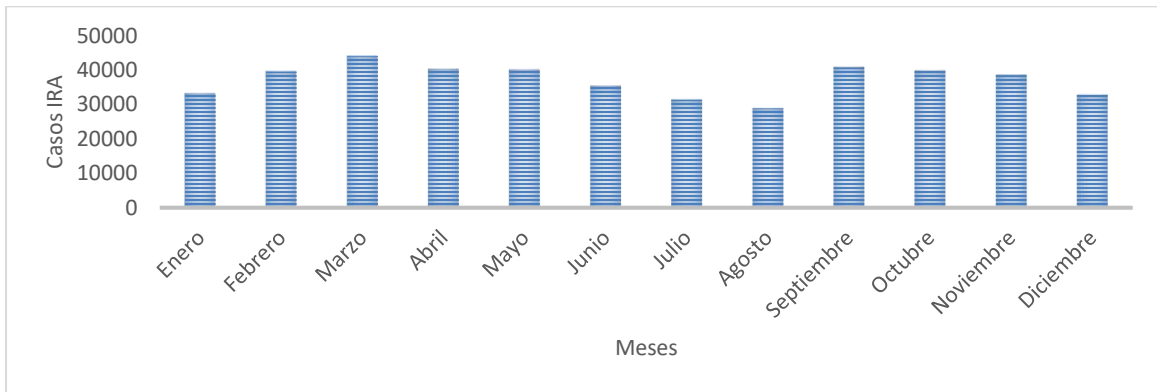
La evidencia epidemiológica indica que un aumento en 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en las partículas PM_{10} está asociado a un aumento alrededor del 1% en la mortalidad por todas las causas (OMS, 2006). A pesar de diversos cuestionamientos sobre las evidencias epidemiológicas (M. L. Ospina et al., 2016) esta asociación continúa siendo aceptada por la mayor parte de las entidades de protección ambiental alrededor del mundo. En los últimos años, se ha encontrado evidencia sobre asociaciones más fuertes entre las partículas $\text{PM}_{2.5}$ y los datos de morbilidad y mortalidad, que llevaron a ciertos estados de Estados Unidos a establecer una norma de calidad del aire para $\text{PM}_{2.5}$, con el fin de reducir los riesgos de salud asociados a este contaminante.

La Secretaria de Salud de Medellín, compartió información para el año 2016, por lo cual no se puede hacer proyecciones o análisis para el año 2018; por esta razón se trabaja con la información suministrada de 2016. Se puede observar en la Figura 63 que los meses que presenta mayores casos de IRA son marzo, abril, septiembre y octubre con unos 45.000 casos aproximadamente, en cada uno de los meses, de acuerdo a los inventarios de emisiones realizado por la UPB (Toro Gómez et al., 2015) los meses donde se presenta mayores niveles de emisión son los meses de marzo y abril donde por lo general se presenta la contingencia ambiental.

Las infecciones respiratorias agudas (IRA) son frecuentes y representan problema de salud pública en muchas ciudades. Éstas constituyen un grupo de enfermedades que se producen en el sistema respiratorio, causadas por diferentes microorganismos como virus y bacterias, que comienzan de

forma repentina y duran menos de dos semanas. La mayoría de estas infecciones como el resfriado común, son leves. Pero dependiendo del estado general de la persona, pueden complicarse y llegar a amenazar la vida, como en el caso de las neumonías. Los principales síntomas de las IRA son: fiebre, malestar general, congestión y secreción nasal. Además, se pueden presentar síntomas como tos, dolor de garganta, expectoración y dificultad respiratoria.

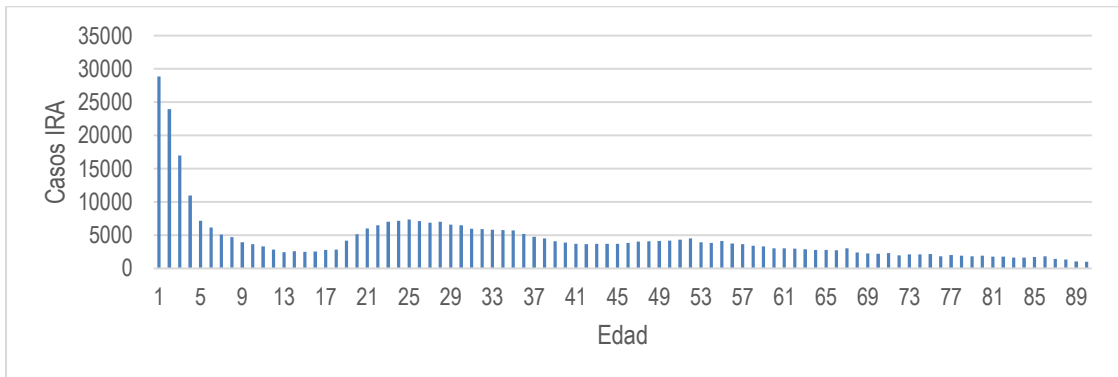
Figura 63 Casos IRA por mes en Medellín año 2016



Fuente: Elaboración propia con base en información suministrada por Secretaria de Salud de Medellín, 2016

En la Figura 64 se muestra la información de los casos de IRA por edad para el año 2016, donde se observa que en los primeros 5 años es donde se presenta mayores casos de enfermedad, los niños son los más propensos a tener enfermedades respiratorias.

Figura 64 Casos IRA por edad, para el 2016



Fuente: Elaboración propia con base en información suministrada por Secretaria de Salud de Medellín, 2016

En la Tabla 26 se muestra la información de IRA en orden descendiente por barrios para el 2016, en la cual los barrios con mayores casos de IRA son Kennedy, Moravia, Trinidad, Bombona, Conquistadores y Cristo Rey, entre otros.

Tabla 26 Casos de IRA por barrios

Barrio	Total, Atenciones	Barrio	Total, Atenciones
Las Granjas	3959	Moscú No.2	1826
Kennedy	3782	Juan XXIII La Quiebra	1780
Moravia	3603	La Francia	1768
Loreto	3186	Trinidad	1760
El Rincón	3024	Santa Cruz	1749
Aures No.2	2989	Bomboná No.2	1691
Aures No.1	2937	Alfonso López	1686
Castilla	2715	San Isidro	1662
Santo Domingo Savio No.1	2618	Villa del Socorro	1651
Popular	2546	El Raizal	1646
Pedregal	2537	Nuevos Conquistadores	1606
Versalles No.1	2511	El Pesebre	1593
La Esperanza	2467	La Pradera	1591
Campo Valdés No.2	2414	Campo Valdés No.1	1587
Las Independencias	2361	El Salado	1561
Picacho	2341	Veinte de Julio	1533
Los Mangos	2317	Enciso	1499
Doce de Octubre No.2	2294	Villa Guadalupe	1455
El Pinal	2229	Brasilia	1375
San Bernardo	2226	Llanaditas	1361
Las Violetas	2213	Olaya Herrera	1352
La Salle	2207	La Isla	1348
El Diamante	2192	Moscú No.1	1346
San Martín de Porres	2147	Carpinelo	1318
La Colina	2099	Girardot	1305
El Salvador	2026	San Pablo	1292
Doce de Octubre No.1	1984	Cristo Rey	1276
Santander	1978	Cucaracho	1275
Villatina	1976	Las Estancias	1269
Santa Inés	1973	Las Palmas	1262
Antonio Nariño	1892	Bello Horizonte	1249
Manrique Oriental	1864	Granizal	1249

Barrio	Total, Atenciones
La Libertad	1193
Trece de Noviembre	1160
Córdoba	1140
Francisco Antonio Zea	1138
Gerona	1124
Berlín	1122
Cataluña	1117
Tejelo	1111
Santa Margarita	1107
Villa Hermosa	1086
Barrios de Jesús	1067
Andalucía	1058
Santo Domingo Savio No.2	1052
La Cruz	1045
Betania	1034
Las Mercedes	1027
Los Cerros El Vergel	1023
Las Playas	1005
Manrique Central No.1	984
Florencia	964
La Rosa	958
Bermejál-Los Álamos	948
La piñuela	927
Buenos Aires	914
Blanquizal	902
Villa Niza	885
Alejandro Echavarría	882
Aranjuez	872
Santa Elena	863
Playón de Los Comuneros	841
Palermo	840
Miranda	824
Villa Flora	818
Los Alcázares	815
Versalles No.2	801
Tricentenario	779
La Avanzada	775
Villa Lilliam	764

Barrio	Total, Atenciones
La Mansión	761
María Cano-Carambolas	746
Sucre	732
Santa Lucía	725
Calasanz Parte Alta	719
El Corazón	716
Manrique Central No.2	711
Palenque	710
Picachito	709
Progreso No.2	701
Las Esmeraldas	700
San Antonio	690
San Miguel	673
Barrio Caycedo	672
Asomadera No.1	670
El Socorro	668
La Iguaná	667
Mirador del Doce	641
La Milagrosa	621
San Diego	616
Robledo	610
El Triunfo	590
La Hondonada	589
Boston	574
Los Alpes	567
Belalcázar	564
Miraflores	558
Oriente	548
López de Mesa	526
San Pedro	523
Las Brisas	517
Toscana	507
Boyacá	499
Monteclaro	493
Pajarito	487
La Frontera	485
Eduardo Santos	481
Pablo VI	461

Barrio	Total, Atenciones
Héctor Abad Gómez	451
El Compromiso	445
Villa Turbay	439
Metropolitano	437
Barrio Colón	430
La Gloria	425
Barrio Cristóbal	423
El Pomar	420
Bomboná No.1	406
San Sebastián de Palmitas	403
Santa Rosa de Lima	398
Belencito	393
El Chagualo	392
Fuente Clara	384
La Esperanza No.2	376
Prado	374
San Javier No.1	360
La Ladera	357
Belén	349
La Floresta	348
San Germán	348
San José de la Cima No.1	340
Los Colores	339
Aldea Pablo VI	328
La Sierra	322
San Javier No.2	316
Altamira	314
Campo Amor	310
Juan Pablo II	307
Campo Alegre	305
La América	305
Ocho de Marzo	284
El Progreso	269
Fátima	267
El Danubio	255
Jesús Nazareno	244
Los Naranjos	243
San José La Cima No.2	233
Granada	200

Barrio	Total, Atenciones
Los Ángeles	199
Santa Fe	199
Sevilla	185
La Mota	183
Santa Mónica	171
San Joaquín	162
B. Cerro El Volador	153
Aleandría	151
La Loma de Los Bernal	143
Guayabal	142
Diego Echavarría	141
Naranjal	140
Ferrini	138
Villa Nueva	122
El Velódromo	120
Florida Nueva	118
Los Pinos	108
Lorena	103
San Benito	99
Cuarta Brigada	98
El Tesoro	92
Laureles	92
Carlos E. Restrepo	84
Los Balsos No.1	83
Bolivariana	79
Calasanz	79
La Palma	76
Estación Villa	69
Miravalle	67
La Pilarica	60
La Castellana	57
Estadio	52
Manila	52
Simón Bolívar	52
Las Acacias	51
Santa Teresita	51
La Florida	45
Caribe	44
Suramericana	42

Barrio	Total, Atenciones
La Candelaria	40
Batallón Girardot	34
Conquistadores	34
Rosales	34
Bosques de San Pablo	33
San Lucas	28
Corazón de Jesús	24
Nueva Villa del Aburra	20
El Castillo	17
Barrio Colombia	15
Villa Carlota	15
Santa María de Los Ángeles	14
Castropol	13
Calle Nueva	11
El Nogal-Los Almendros	11

Barrio	Total, Atenciones
Facultad de Minas U. Nacional	11
El Diamante No.2	10
Patio Bonito	9
Los Balsos No.2	8
El Poblado	6
Cerro Nutibara	5
Guayaquil	5
Las Lomas No.1	5
Tenche	5
Altos del Poblado	4
Las Lomas No.2	3
Perpetuo Socorro	3
Astorga	1

Fuente: Elaboración propia con base en información suministrada por Secretaria de Salud de Medellín, 2016

4.4.1.1. IRA en HCON

En la Tabla 27 se muestra la información de las atenciones por IRA en HCON en los barrios donde se presenta mayores niveles de emisión de $PM_{2.5}$; esto porque son los barrios más propensos a sufrir esta enfermedad por estar expuesto a este contaminante. En el barrio con más casos de IRA es Moravia con 3603 casos durante el 2016 de ahí le sigue el barrio Trinidad 1.760, en estos barrios se presenta un total de 21.073 casos, de los 225.378 casos para el 2016 que se presenta en Medellín.

Tabla 27 Atenciones por IRA en Barrios con mayores niveles de emisiones de $PM_{2.5}$ en HCON

Barrio	Atenciones
Moravia	3603
Trinidad	1760
Bomboná No.2	1691
Nuevos Conquistadores	1606
Cristo Rey	1276
Córdoba	1140

Barrio	Atenciones
Tejelo	1111
Villa Hermosa	1086
Manrique Central No.1	984
Miranda	824
Tricentenario	779
Asomadera No.1	670

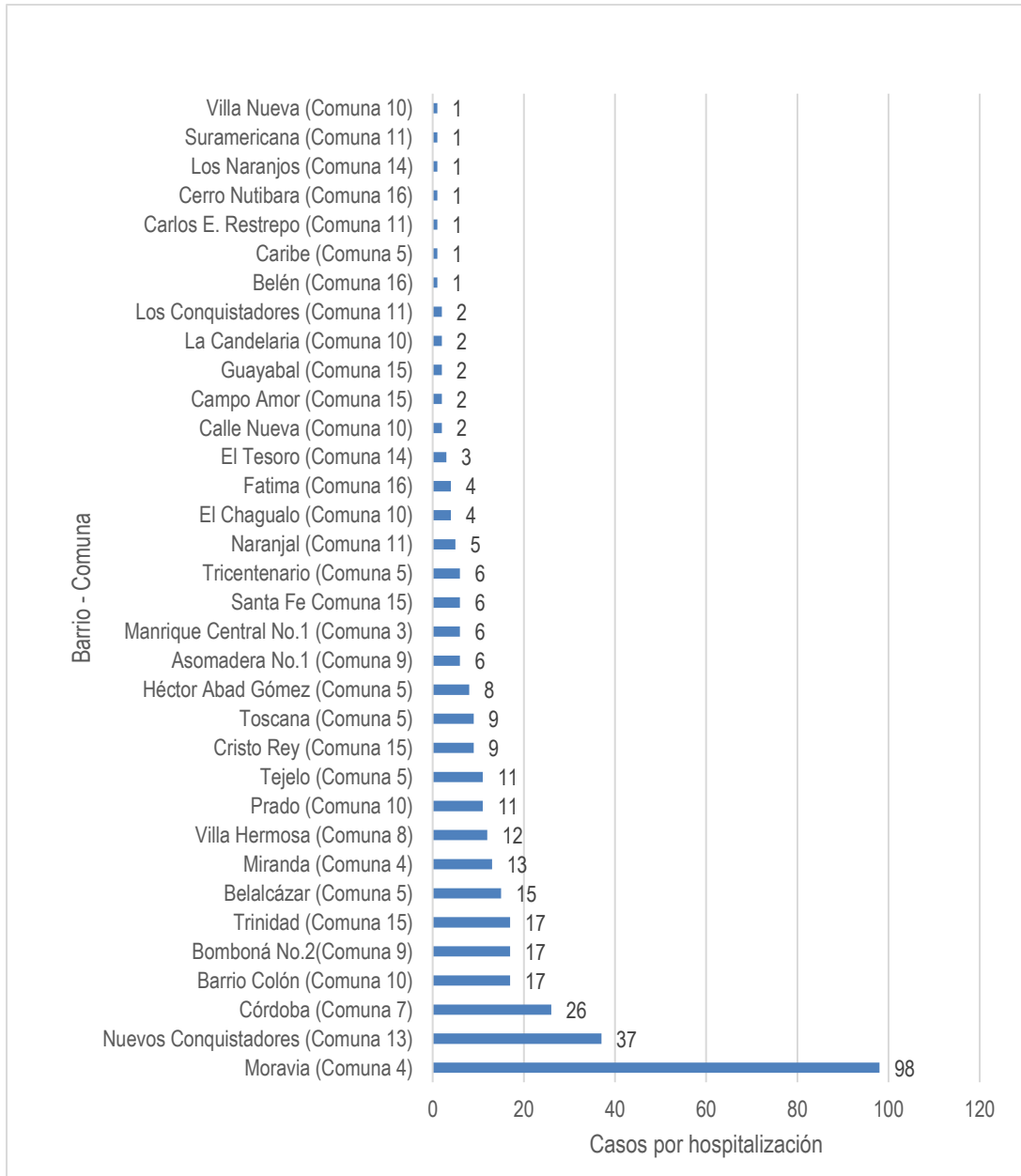
Barrio	Atenciones
Belalcázar	564
Toscana	507
Héctor Abad Gómez	451
Barrio Colón	430
El Chagualo	392
Prado	374
Belén	349
Campo Amor	310
Fátima	267
Los Naranjos	243
Santa Fe	199
Guayabal	142
Naranjal	140
Villa Nueva	122
El Tesoro	92

Barrio	Atenciones
Carlos E. Restrepo	84
Caribe	44
Suramericana	42
La Candelaria	40
Corazón de Jesús	24
Barrio Colombia	15
Villa Carlota	15
Santa María de Los Ángeles	14
Castropol	13
Calle Nueva	11
El Nogal-Los Almendros	11
Patio Bonito	9
Cerro Nutibara	5
Las Lomas No.1	5
Las Lomas No.2	3

Fuente: Elaboración propia con base en información suministrada por Secretaria de Salud de Medellín, 2016

En lo relacionado con hospitalización por IRA, se entiende que la hospitalización se realiza en pocos hospitales de la ciudad, sin embargo, en el barrio se asiste a una cita o urgencia donde determinan el estado del paciente, por lo cual, se utiliza esta información del barrio donde se determinó que el paciente debe ser hospitalizado para este estudio, de acuerdo a la Figura 64 los barrios que presentan mayores casos de hospitalización son Moravia, Conquistadores, Córdoba, Bomboná, Barrio Colombia y Belalcázar; Durante un año se tienen 357 hospitalizaciones; se calculó con información del año 2016.

Figura 65 Casos de hospitalización por barrios en HCON



Fuente: Elaboración propia a partir de bases de datos de la Secretaria de Salud de Medellín, 2016
 En total se tienen 357 casos de IRA en HCON, de un total de 3788 casos de hospitalización, es decir, el 10% de estas consultas equivalen a las altas emisiones de PM_{2.5}.

4.4.1.2. IRA en HNC

En la Tabla 28 se muestra la información de las atenciones por IRA en HNC, en el barrio con más casos de IRA es Moravia con 3.603 por año, de ahí le sigue el barrio Tejelo con 1.111, en estos barrios se presenta un total de 6.954 casos, de los 225.378 casos que se presenta en Medellín. Este análisis que se presenta sobre los casos de hospitalización por $PM_{2,5}$ es un supuesto, el propósito es comparar las emisiones y los barrios afectados en HCON y en HNC, al comparar la Tabla 24, Tabla 27 y la Tabla 28, se observa que la cantidad de barrios afectados con altos niveles de emisión disminuye en HNC al igual de los barrios afectados por la contaminación de 41 a 20 barrios afectados; disminuye aproximadamente 50% los barrios afectados.

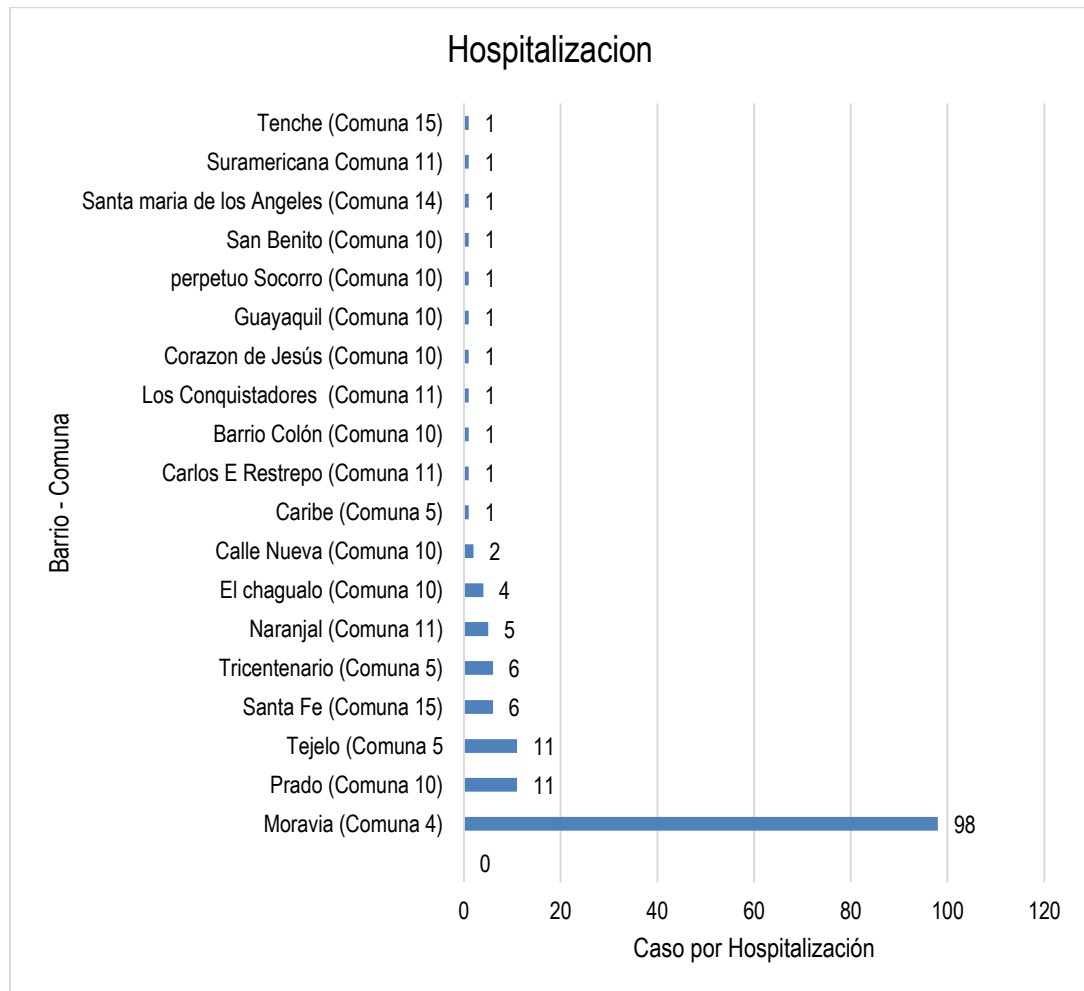
Tabla 28 Atenciones IRA en Barrios con mayores niveles de emisiones de $PM_{2,5}$ en HNC

Barrio	Atenciones
Moravia	3603
Tejelo	1111
Tricentenario	779
El Chagualo	392
Prado	374
Santa Fe	199
Naranjal	140
San Benito	99
Carlos E Restrepo	84
Caribe	44
Suramericana	42
Corazón de Jesús	24
Villa Carlota	15
Santa María de los Ángeles	14
Calle Nueva	11
Colón	5
Conquistadores	5
Guayaquil	5
Tenche	5
Perpetuo Socorro	3

Fuente: elaboración propia con base en información suministrada por la Secretaria de Salud de Medellín, 2016

En la Figura 66 se muestra la cantidad de Hospitalización por IRA en barrios con mayores niveles de emisión de $PM_{2.5}$ en HNC donde los barrios que presenta más hospitalizaciones son Moravia, Prado, Tejelo, Santa Fe; Durante un año se tienen 155 hospitalizaciones se calculó con información del año 2016, es decir el 4% del total de hospitalizaciones.

Figura 66 Casos de hospitalización por barrios en HNC

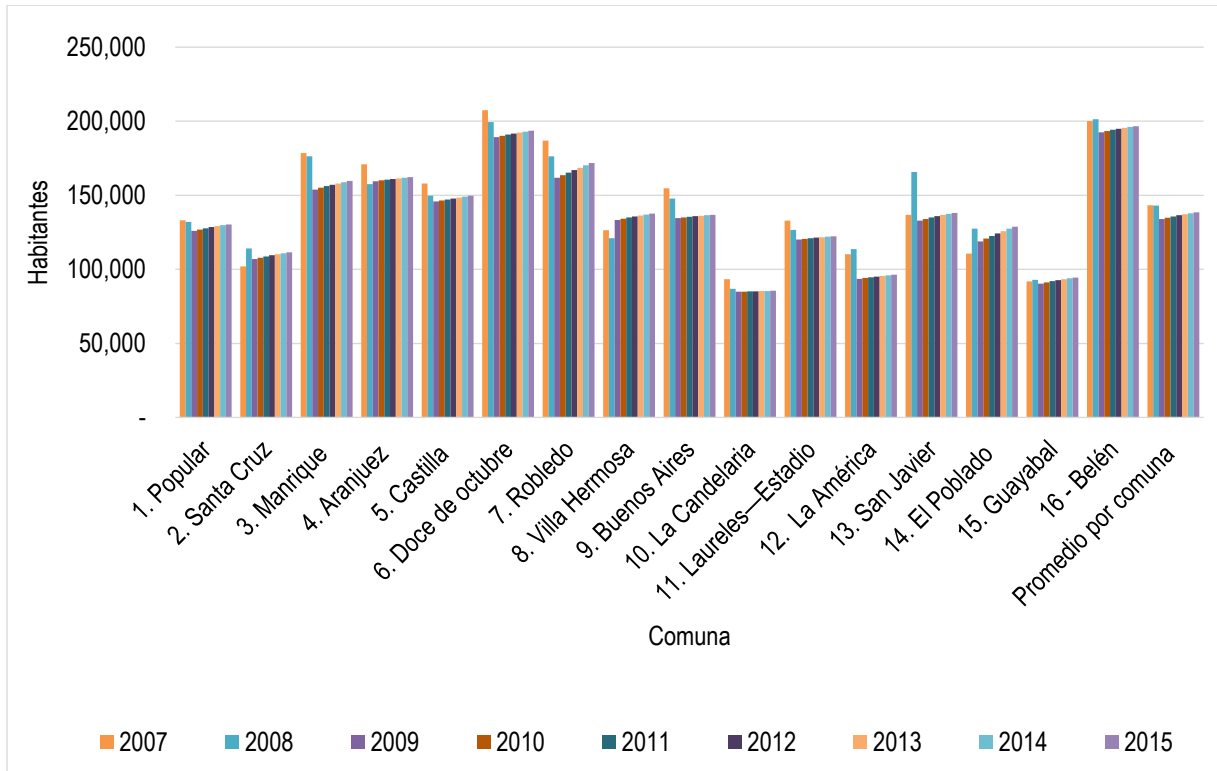


Fuente: elaboración propia con base en información suministrada por la Secretaria de Salud de Medellín, 2016

4.4.2. Características de la población

En la Figura 67 se evidencia el crecimiento de la población entre 2007 y 2016 por comuna del municipio de Medellín. Las comunas Doce de Octubre, Robledo, Belén, Aranjuez y Manrique son las que mayor número de habitantes reportan en el periodo, situándose por encima de los 150.000 hab.

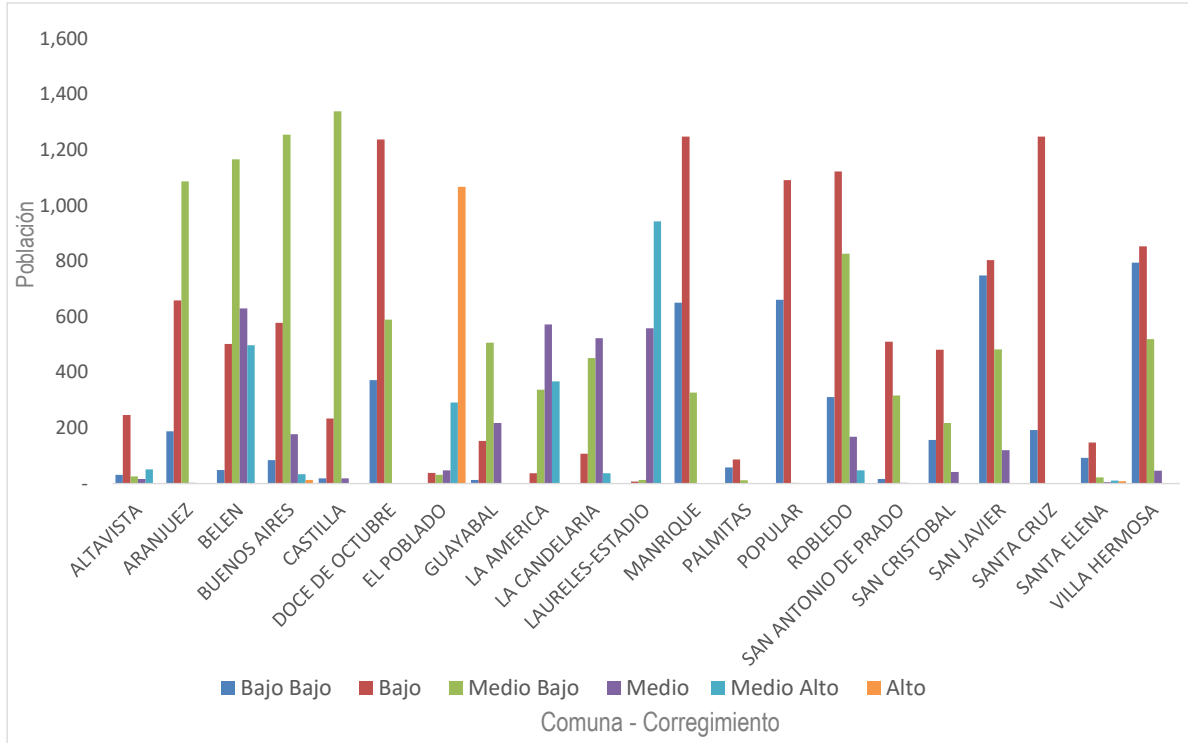
Figura 67 Población por Comunas 2007-2016.



Fuente: Elaboración propia a partir de Alcaldía de Medellín, (2016)

En la Figura 68 se relaciona la población de comunas y corregimientos de acuerdo al nivel de ingreso a la encuesta de calidad de vida 2016, las comunas con mayores ingresos van en consonancia con la zona geográfica donde se concentra mayoritariamente la actividad económica; comunas 10, 11, 12, 14 y 16.

Figura 68 Población de acuerdo al nivel de ingresos 2016.



Fuente: Elaboración propia con base en Alcaldía de Medellín, (2016)

Con base en la información de la Figura 66 y Figura 68, los barrios que presentan mayores casos de IRA, son barrios con bajos ingresos económicos, como se puede observar, la Comuna 1 – Popular tienen bajos recursos económicos y en esta se encuentra Moravia el cual presenta mayores casos de hospitalización por esta enfermedad.

4.4.3. Análisis de la valoración económica

De acuerdo a Bernal et al, (2017); la estimación de los costos relacionados con la atención de IRA se desarrolló de forma retrospectiva, mediante la técnica de micro-costeo, (en este método la información es recogida de las fuentes primarias, es decir, historias clínicas del paciente u observación directa a partir de los datos individuales se realiza el estudio del costo del tratamiento de la enfermedad., El uso de los recursos y costos unitarios se basaron en los registros de facturación de cada paciente atendido; los costos directos médicos relacionados con la atención de los pacientes

involucraron los siguientes rubros: imágenes diagnósticas, pruebas de laboratorio, medicamentos, consultas, estancia hospitalaria, materiales e insumos, traslados.

Para describir los costos, se utilizaron medidas de tendencia central que permitieron resumir la información (promedio y mediana) con sus respectivas medidas de dispersión: intervalos de confianza (IC95%) y rangos intercuartílicos (RIC). En la Tabla 29 se muestra los rubros por atenciones consultas, traslados, medicamentos entre otros, para los años 2016, 2017 y 2018.

Supuestos para estimar la valoración económica por contaminación

- Solo se analiza la información de enfermedad respiratoria aguda (IRA).
- Como solo se suministró información de IRA para el 2016, vamos a suponer que para el 2018 son los mismos casos, esto porque los datos de emisiones y costos por hospitalización están para dicho año.
- Se realiza el análisis considerando todos los rangos de edad.
- En los barrios donde la emisión supera $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ todos los casos de IRA son atribuidos por la emisión de $\text{PM}_{2.5}$.
- Se consideran los barrios donde la emisión de $\text{PM}_{2.5}$ se encuentra en alerta naranja y rojo (entre 20 y $109 \mu\text{g}/\text{m}^3$) con base en la información de la Tabla 23, debido a que de acuerdo a la literatura con estos rangos de emisión las personas son más propensas a tener alguna enfermedad respiratoria.
- Se realiza el análisis de emisiones por barrio en HCON (6am y 6pm) y en HNC (6pm a 6am).
- Se hace el supuesto de que, en promedio, los resultados de la emisión de contaminantes tienen un comportamiento similar durante todo el año.
- La valoración económica solo se realiza para casos concretos de hospitalización.
- La valoración económica se estima con base en información secundaria.
- Se asume que en promedio la hospitalización de una persona por IRA dura 5 días con base en información secundaria (Bernal et al, 2017).
- De acuerdo a Bernal et al, (2017). No se presentaron diferencias estadísticamente significativas en el costo de hombres y mujeres, por lo cual para el estudio es indiferente el sexo, solo se toma los casos de hospitalización.

- Se asume que los costos por enfermedad son generados solo por camiones, ya que son los que mayor contaminación generan de manera individual y debido al combustible que usan mayoritariamente.
- Se asume que las personas viven cerca al lugar donde van a consulta médica, adicionalmente se asume que pasan la mayor parte del tiempo en este sitio.
- Se analiza la cantidad de barrios en alerta naranja y roja en HCON, y se realiza el mismo procedimiento en HNC, sin embargo, se asume la misma cantidad de casos de hospitalización en ambos casos en los diferentes barrios.

Tabla 29 se muestra los costos por hospitalización y en la Tabla 30 se muestra la valoración de los supuestos planteados en el escenario A, donde se observa que entre más camiones cambien sus recorridos en HNC mayor es el beneficio económico de éste, entre el supuesto 1 que es que el 100% de los vehículos circulen en HCON y el supuesto 7 que el 100% de los vehículos circulen en HNC se ve un beneficio económico del 57%.

Tabla 29 Costos por hospitalización para los años 2016-2017-2018

Rubro de Atención	Promedio 2016	Promedio 2017	Promedio 2018	I.C. 95% 2016		I.C. 95% 2017		L.C. 95% 2018	
Consultas	\$ 40.285	\$ 43.105	\$ 46.122	\$ 39.864	\$ 0.706	\$ 42.654	\$ 43.555	\$ 45.640	\$ 46.604
Laboratorios	\$ 32.289	\$ 34.549	\$ 36.968	\$ 27.766	\$ 37.912	\$ 29.710	\$ 40.566	\$ 31.789	\$ 43.405
Imágenes diagnósticas	\$ 31.978	\$ 34.216	\$ 36.612	\$ 26.119	\$ 37.838	\$ 27.947	\$ 40.487	\$ 29.904	\$ 43.321
Medicamentos	\$113.731	\$121.692	\$130.211	\$ 90.592	\$ 136.870	\$ 96.933	\$ 46.451	\$ 03.719	\$ 156.702
Materiales e insumos	\$ 24.275	\$ 25.974	\$ 27.792	\$ 20.828	\$ 27.722	\$ 22.286	\$ 29.663	\$ 23.846	\$ 31.739
Traslados	\$ 32.432	\$ 34.702	\$ 37.131	\$ 15.521	\$ 49.344	\$ 16.607	\$ 52.798	\$ 17.770	\$ 56.494
Estancia	\$483.896	\$517.769	\$554.013	\$ 418.442	\$ 549.350	\$ 447.733	\$ 587.805	\$ 79.074	\$ 28.951
Costo Directo Médico	\$759.437	\$812.598	\$ 69.479	\$ 39.132	\$ 879.742	\$ 83.871	\$ 41.324	\$ 31.742	\$ 1.007.217

Fuente: Elaboración propia con base en Bernal, (2017)

Tabla 30 Valoración económica en Escenario A

Escenarios	Horario	Escenario	Casos de IRA	casos de IRA	Costo por Hospitalización	Días Hospitalización	Costos por IRA	reducción de emisión
Supuesto 1	HCON	100%	357	357	\$ 869.479	5	\$ 1.552.020.015	
Supuesto 2	HCON	80%	357	286	\$ 869.479	5	\$ 1.376.385.257	11,3%
	HNC	20%	155	31	\$ 869.479			
Supuesto 3	HCON	60%	357	214	\$ 869.479	5	\$ 1.200.750.499	22,6%
	HNC	40%	155	62	\$ 869.479			

Escenarios	Horario	Escenario	Casos de IRA	casos de IRA	Costo por Hospitalización	Días Hospitalización	Costos por IRA	reducción de emisión
Supuesto 4	HCON	50%	357	179	\$ 869.479	5	\$ 1.112.933.120	28,3%
	HNC	50%	155	78	\$ 869.479			
Supuesto 5	HCON	40%	357	143	\$ 869.479	5	\$ 1.025.115.741	33,9%
	HNC	60%	155	93	\$ 869.479			
Supuesto 6	HCON	20%	357	71	\$ 869.479	5	\$ 849.480.983	45,3%
	HNC	80%	155	124	\$ 869.479			
Supuesto 7	HNC	100%	155	155	\$ 869.479	5	\$ 673.846.225	56,6%

Fuente: Elaboración propia con base en Bernal, (2017)

La descripción de los supuestos puede verse en el numeral 4.3.12

Para el escenario B no se estimaron los beneficios económicos debido a que el porcentaje (%) de distribución de recorridos en HCON y HNC es el mismo, no se tiene los casos de IRA por tecnología EURO, sino por horario; sin embargo, se recomienda que los camiones circulen con EURO III o superiores.

Al realizar un análisis entre los resultados de Escenario A y Escenario B, se tiene que a pesar de que lo ideal sea que el 100% de los camiones circulen en HNC, es difícil llevar esto a la realidad, por lo cual se debe buscar un punto intermedio, se concluye que la mejor opción para desarrollar en el AMVA a corto y mediano plazo es el supuesto 5, 40% de camiones circulen en HCON y el 60% en HNC.

Con base en los resultados de los Escenario A y B, se concluye que el supuesto más favorable es el supuesto 5 del Escenario A y el supuesto 190 del escenario B, esto para poder crear políticas e implementación al corto y mediano plazo, lo ideal como se explicó anteriormente es que sea el 100% en HNC, sin embargo, con el 40% en HCON y 60% en HNC con una distribución de camiones de tecnología EURO III o superior para ambos horarios, se podría ver una disminución de 37% aproximadamente en $PM_{2.5}$, 66% de casos por IRA y 66% en costos por hospitalización.

Análisis complementario de la valoración económica

Con base en los resultados, se realiza un análisis comparativo en el tiempo de manera que se pueda determinar costos al corto y mediano plazo.

En los resultados obtenidos y con base en López et al., (2015) en promedio la concentración de $PM_{2.5}$ aumenta cada año $2 \mu g/m^3$; adicionalmente el crecimiento vehicular anual, el deterioro de los

vehículos, la congestión pueden ser una causa considerable en el aumento anual en las emisiones de $PM_{2.5}$; este aumento de emisiones está constituido por todas las fuentes de contaminantes tanto fijas como móviles; sin embargo, Aguilar et al., (2016) afirma que los camiones a pesar de que corresponden tan solo al 4% del parque automotor, hacen una importante contribución a la emisión de $PM_{2.5}$ aportando 67% de las emisiones y de acuerdo a Toro et al, (2018) el parque automotor genera el 79% de las emisiones totales generadas en el AMVA; con base en esto, se hace la hipótesis de que el aumento de las concentraciones de los resultados obtenidos aumentan anualmente $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En la Tabla 31 se muestra la concentración e $PM_{2.5}$ entre los años 2018 y 2030; las celdas en rojo corresponden a los barrios y año con emisiones superiores a $55,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los naranjas con emisiones entre $35,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $55,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y las filas sin color menores a $35,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; los resultados del 2018 son los obtenidos en este estudio, con base en estos y las emisiones presentadas por el inventario de emisiones (Maria Victoria, 2018) se estableció las emisiones de los siguientes años; En la Tabla 23 se estableció qué barrios superan los límites permisibles; Para el 2018 el 48% de los barrios analizados presenta niveles de emisiones por encima de lo permitido, para el 2030 si no se genera ningún cambio en la circulación del parque automotor; no se crean medidas que disminuya la circulación de camiones o hayan cambios tecnológicos en estos para disminuir las emisiones; el 98% de los barrios evaluados tendrían emisiones mayores a las permitidas.

Para el 2018 el 78% de los barrios que se muestra en la Tabla 31; supera la concentración permisible de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de acuerdo a López et al., (2015).

Tabla 31 Concentraciones $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) del 2018 al 2030

Comuna	Barrio	Emisión de $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)												
		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
15 - Guayabal	Trinidad	226,3	228,3	230,3	232,3	234,3	236,3	238,3	240,3	242,3	244,3	246,3	248,3	250,3
10 - La Candelaria	La Candelaria	94,1	96,1	98,1	100,1	102,1	104,1	106,1	108,1	110,1	112,1	114,1	116,1	118,1
16 - Belén	Cerro Nutibara	90,0	92,0	94,0	96,0	98,0	100,0	102,0	104,0	106,0	108,0	110,0	112,0	114,0
10 - La Candelaria	Alpujarra	88,1	90,1	92,1	94,1	96,1	98,1	100,1	102,1	104,1	106,1	108,1	110,1	112,1
16 - Belén	Fátima	88,0	90,0	92,0	94,0	96,0	98,0	100,0	102,0	104,0	106,0	108,0	110,0	112,0

Comuna	Barrio	Emisión de PM _{2.5} (µg/m ³)												
		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
10 – La Candelaria	Corazón de Jesús	81,5	83,5	85,5	87,5	89,5	91,5	93,5	95,5	97,5	99,5	101,5	103,5	105,5
10 – La Candelaria	San Benito	77,7	79,7	81,7	83,7	85,7	87,7	89,7	91,7	93,7	95,7	97,7	99,7	101,7
4 - Aranjuez	Parque Norte	73,0	75,0	77,0	79,0	81,0	83,0	85,0	87,0	89,0	91,0	93,0	95,0	97,0
4 - Aranjuez	U de Antioquia	72,6	74,6	76,6	78,6	80,6	82,6	84,6	86,6	88,6	90,6	92,6	94,6	96,6
5 - Castilla	Oleoducto	69,8	71,8	73,8	75,8	77,8	79,8	81,8	83,8	85,8	87,8	89,8	91,8	93,8
10 – La Candelaria	Calle Nueva	69,2	71,2	73,2	75,2	77,2	79,2	81,2	83,2	85,2	87,2	89,2	91,2	93,2
10 – La Candelaria	Barrio Colon	66,9	68,9	70,9	72,9	74,9	76,9	78,9	80,9	82,9	84,9	86,9	88,9	90,9
4 - Aranjuez	Miranda	61,9	63,9	65,9	67,9	69,9	71,9	73,9	75,9	77,9	79,9	81,9	83,9	85,9
10 – La Candelaria	Villa Nueva	59,4	61,4	63,4	65,4	67,4	69,4	71,4	73,4	75,4	77,4	79,4	81,4	83,4
16 - Belén	El Nogal-Los Almendros	58,5	60,5	62,5	64,5	66,5	68,5	70,5	72,5	74,5	76,5	78,5	80,5	82,5
5 - Castilla	Toscana	57,7	59,7	61,7	63,7	65,7	67,7	69,7	71,7	73,7	75,7	77,7	79,7	81,7
16 - Belén	Belén	57,5	59,5	61,5	63,5	65,5	67,5	69,5	71,5	73,5	75,5	77,5	79,5	81,5
5 - Castilla	Terminal del Norte	53,8	55,8	57,8	59,8	61,8	63,8	65,8	67,8	69,8	71,8	73,8	75,8	77,8
14 – El Poblado	Las Lomas n2	45,0	47,0	49,0	51,0	53,0	55,0	57,0	59,0	61,0	63,0	65,0	67,0	69,0
14 – El Poblado	Patio Bonito	42,3	44,3	46,3	48,3	50,3	52,3	54,3	56,3	58,3	60,3	62,3	64,3	66,3
14 – El Poblado	La Aguacatala	40,8	42,8	44,8	46,8	48,8	50,8	52,8	54,8	56,8	58,8	60,8	62,8	64,8
5 - Castilla	Caribe	40,1	42,1	44,1	46,1	48,1	50,1	52,1	54,1	56,1	58,1	60,1	62,1	64,1
11 – Laureles - Estadio	Conquistadores	36,3	38,3	40,3	42,3	44,3	46,3	48,3	50,3	52,3	54,3	56,3	58,3	60,3
11 – Laureles - Estadio	Naranjal	32,9	34,9	36,9	38,9	40,9	42,9	44,9	46,9	48,9	50,9	52,9	54,9	56,9
4 - Aranjuez	Moravia	32,4	34,4	36,4	38,4	40,4	42,4	44,4	46,4	48,4	50,4	52,4	54,4	56,4
11 – Laureles - Estadio	Suramericana	31,7	33,7	35,7	37,7	39,7	41,7	43,7	45,7	47,7	49,7	51,7	53,7	55,7
15 - Guayabal	Tenche	31,5	33,5	35,5	37,5	39,5	41,5	43,5	45,5	47,5	49,5	51,5	53,5	55,5
10 – La Candelaria	El Chagualo	31,3	33,3	35,3	37,3	39,3	41,3	43,3	45,3	47,3	49,3	51,3	53,3	55,3
14 – El Poblado	Los Naranjos	30,6	32,6	34,6	36,6	38,6	40,6	42,6	44,6	46,6	48,6	50,6	52,6	54,6
10 – La Candelaria	Perpetuo Socorro	30,4	32,4	34,4	36,4	38,4	40,4	42,4	44,4	46,4	48,4	50,4	52,4	54,4
5 - Castilla	Héctor Abad Gómez	27,0	29,0	31,0	33,0	35,0	37,0	39,0	41,0	43,0	45,0	47,0	49,0	51,0
10 – La Candelaria	Tejelo	26,9	28,9	30,9	32,9	34,9	36,9	38,9	40,9	42,9	44,9	46,9	48,9	50,9
15 - Guayabal	Campo Amor	26,5	28,5	30,5	32,5	34,5	36,5	38,5	40,5	42,5	44,5	46,5	48,5	50,5
5 - Castilla	Tricentenario - Belalcázar	26,0	28,0	30,0	32,0	34,0	36,0	38,0	40,0	42,0	44,0	46,0	48,0	50,0

Comuna	Barrio	Emisión de PM _{2.5} (µg/m ³)												
		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
11 – Laureles Estadio	Carlos R Restrepo	25,8	27,8	29,8	31,8	33,8	35,8	37,8	39,8	41,8	43,8	45,8	47,8	49,8
15 - Guayabal	Cristo Rey	25,0	27,0	29,0	31,0	33,0	35,0	37,0	39,0	41,0	43,0	45,0	47,0	49,0
14 – El Poblado	El Tesoro	23,2	25,2	27,2	29,2	31,2	33,2	35,2	37,2	39,2	41,2	43,2	45,2	47,2
15 - Guayabal	Santa Fe	20,8	22,8	24,8	26,8	28,8	30,8	32,8	34,8	36,8	38,8	40,8	42,8	44,8
14 – El Poblado	Santa María de los Ángeles	18,4	20,4	22,4	24,4	26,4	28,4	30,4	32,4	34,4	36,4	38,4	40,4	42,4
14 – El Poblado	Barrio Colombia	17,9	19,9	21,9	23,9	25,9	27,9	29,9	31,9	33,9	35,9	37,9	39,9	41,9
14 – El Poblado	Castropol	17,6	19,6	21,6	23,6	25,6	27,6	29,6	31,6	33,6	35,6	37,6	39,6	41,6
14 – El Poblado	Villa Carlota	16,6	18,6	20,6	22,6	24,6	26,6	28,6	30,6	32,6	34,6	36,6	38,6	40,6
15 - Guayabal	Guayabal	13,2	15,2	17,2	19,2	21,2	23,2	25,2	27,2	29,2	31,2	33,2	35,2	37,2
9 – Buenos Aires	Asomadera	11,7	13,7	15,7	17,7	19,7	21,7	23,7	25,7	27,7	29,7	31,7	33,7	35,7
7 - Robledo	Cerro Volador	9,8	11,8	13,8	15,8	17,8	19,8	21,8	23,8	25,8	27,8	29,8	31,8	33,8

Fuente: Elaboración propia con base en López et al, (2015)

Con base en la Tabla 31; se realiza un análisis de los posibles casos de IRA que se podrían obtener entre el 2018 y 2030.

En la Tabla 32 se muestra la información de los eventos de hospitalización por IRA en los diferentes barrios que superan los 20 µg/m³; los casos de hospitalización por IRA aumentan en un 2% aproximadamente cada año. Es decir, con base en la hipótesis inicial, en el cual cada año aumenta 2 µg/m³; por cada 10 µg/m³ aumenta en 1% los casos de IRA por contaminación. No se registraron casos de IRA por hospitalización en el barrio Santa María de los Ángeles, se presentan consultas, pero no hospitalización. Para este estudio se evaluaron principalmente estos 45 barrios, para un futuro estudio se recomienda analizar todos los barrios de Medellín para analizar el comportamiento al largo plazo.

Tabla 32 Casos de enfermedad por IRA en los diferentes barrios entre el 2018 - 2030

Comuna	Barrio	Casos por IRA												
		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
15 - Guayabal	Trinidad	17	17	17	17	17	18	18	18	18	18	19	19	19

Comuna	Barrio	Casos por IRA													
		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	
10 - La Candelaria	La Candelaria	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
16 - Belén	Cerro Nutibara	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
10 - La Candelaria	Alpujarra	17	17	17	17	17	18	18	18	18	18	19	19	19	
16 - Belén	Fátima	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	6	6	6	
10 - La Candelaria	Corazón de Jesús	15	15	15	15	15	16	16	16	16	16	17	17	17	
10 - La Candelaria	San Benito	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
4 - Aranjuez	Parque Norte	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8	8	8	
4 - Aranjuez	U de Antioquia	11	11	11	11	11	12	12	12	12	12	13	13	13	
5 - Castilla	Oleoducto	26	26	26	26	26	27	27	27	27	27	28	28	28	
10 - La Candelaria	Calle nueva	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
10 - La Candelaria	Barrio Colón	17	17	17	17	17	18	18	18	18	18	19	19	19	
4 - Aranjuez	Miranda	13	13	13	13	13	14	14	14	14	14	15	15	15	
10 - La Candelaria	Villa Nueva	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
16 - Belén	El nogal-Los Almendros	37	37	37	37	37	38	38	38	38	38	39	39	39	
5 - Castilla	Toscana	9	9	9	9	9	10	10	10	10	10	11	11	11	
16 - Belén	Belén	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
5 - Castilla	Terminal del Norte	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8	8	8	
14 - El Poblado	Las Lomas n2	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	6	6	6	
14 - El Poblado	Patio Bonito	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
14 - El Poblado	La Aguacatala	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
5 - Castilla	Caribe	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
11 - Laureles - Estadio	Conquistadores	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
11 - Laureles - Estadio	Naranjal	5	5	5	5	5	6	6	6	6	6	7	7	7	
4 - Aranjuez	Moravia	98	98	98	98	98	99	99	99	99	99	100	100	100	
11 - Laureles - Estadio	Suramericana	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
15 - Guayabal	Tenche	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
10 - La Candelaria	El Chagualo	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	
14 - El poblado	Los Naranjos	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
10 - La Candelaria	Perpetuo Socorro	10	10	10	10	10	11	11	11	11	11	12	12	12	
5 - Castilla	Héctor Abad Gómez	8	8	8	8	8	9	9	9	9	9	10	10	10	
10 - La Candelaria	Tejelo	11	11	11	11	11	12	12	12	12	12	13	13	13	

Comuna	Barrio	Casos por IRA													
		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	
15 - Guayabal	Campo Amor	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
5 - Castilla	Tricentenario Belalcázar	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8	8	8	
11 - Laureles Estadio	Carlos R Restrepo	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	
15 - Guayabal	Cristo Rey	9	9	9	9	9	10	10	10	10	10	11	11	11	
14 - El Poblado	El Tesoro	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	5	5	5	
15 - Guayabal	Santa Fe		6	6	6	6	7	7	7	7	7	8	8	8	
14 - El Poblado	Barrio Colombia			2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
14 - El Poblado	Castropol			2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	
14 - El Poblado	Villa Carlota				5	5	6	6	6	6	6	7	7	7	
15 - Guayabal	Guayabal					2	3	3	3	3	3	4	4	4	
9 - Buenos Aires	Asomadera						7	7	7	7	7	8	8	8	
7 - Robledo	Cerro Volador								3	3	3	4	4	4	
TOTAL		357	363	367	372	374	423	423	426	426	426	469	469	469	

Fuente: Elaboración propia con base información suministrada por la secretaría de salud 2016

Con base en lo anterior se recuerda que, como hipótesis de este trabajo, estas emisiones se deben únicamente a camiones y los efectos en la salud se deben únicamente a este tipo de vehículo, los casos de IRA pueden aumentar por la circulación de todo el parque automotor y las fuentes fijas.

En la Tabla 33 se muestra la valoración económica por hospitalización de IRA entre los años 2018-2030, la información de 2018 fue el resultado del presente estudio en HCON, los demás son proyecciones mostradas en las Tabla 31 y Tabla 32; con base en eso se tiene que si no se realiza ningún cambio a la circulación de camiones u otras medidas como cambios tecnológicos, entre otros, las emisiones aumentan y consigo los costos de hospitalización por IRA con un valor de \$1.851.990.270 para el 2025, es decir, un aumento de 16,2% y \$ 2.038.928.255 para 2030, aumentando un 23,9% considerando el análisis a valor presente.

Tabla 33 valoración económica por hospitalización IRA en HCON entre 2018-2030

Año	Casos de IRA	Costo por Hospital.	Días Hospital.	Costos por IRA	Aumento de costos
2018	357	\$ 869.479	5	\$ 1.552.020.015	
2019	363	\$ 869.479	5	\$ 1.578.104.385	1,7%
2020	367	\$ 869.479	5	\$ 1.595.493.965	2,7%
2021	372	\$ 869.479	5	\$ 1.617.230.940	4,0%

Año	Casos de IRA	Costo por Hospital.	Días Hospital.	Costos por IRA	Aumento de costos
2022	374	\$ 869.479	5	\$ 1.625.925.730	4,5%
2023	423	\$ 869.479	5	\$ 1.838.948.085	15,6%
2024	423	\$ 869.479	5	\$ 1.838.948.085	15,6%
2025	426	\$ 869.479	5	\$ 1.851.990.270	16,2%
2026	426	\$ 869.479	5	\$ 1.851.990.270	16,2%
2027	426	\$ 869.479	5	\$ 1.851.990.270	16,2%
2028	469	\$ 869.479	5	\$ 2.038.928.255	23,9%
2029	469	\$ 869.479	5	\$ 2.038.928.255	23,9%
2030	469	\$ 869.479	5	\$ 2.038.928.255	23,9%

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 34 se muestra la comparación entre el supuesto 5 (40% de los camiones circulen en HCON y el 60% en HNC) con respecto a si no se realiza ningún cambio a corto y mediano plazo.

Tabla 34 Valoración económica entre supuesto 5 y proyección al 2030

Año	Casos de IRA	Costo por Hospital.	Días Hospital.	Costos por IRA	Aumento de costos
Supuesto 5	236	\$ 869.479	5	\$ 1.025.985.220	
2019	363	\$ 869.479	5	\$ 1.578.104.385	35,0%
2020	367	\$ 869.479	5	\$ 1.595.493.965	35,7%
2021	372	\$ 869.479	5	\$ 1.617.230.940	36,6%
2022	374	\$ 869.479	5	\$ 1.625.925.730	36,9%
2023	423	\$ 869.479	5	\$ 1.838.948.085	44,2%
2024	423	\$ 869.479	5	\$ 1.838.948.085	44,2%
2025	426	\$ 869.479	5	\$ 1.851.990.270	44,6%
2026	426	\$ 869.479	5	\$ 1.851.990.270	44,6%
2027	426	\$ 869.479	5	\$ 1.851.990.270	44,6%
2028	469	\$ 869.479	5	\$ 2.038.928.255	49,7%
2029	469	\$ 869.479	5	\$ 2.038.928.255	49,7%
2030	469	\$ 869.479	5	\$ 2.038.928.255	49,7%

Fuente: Elaboración propia

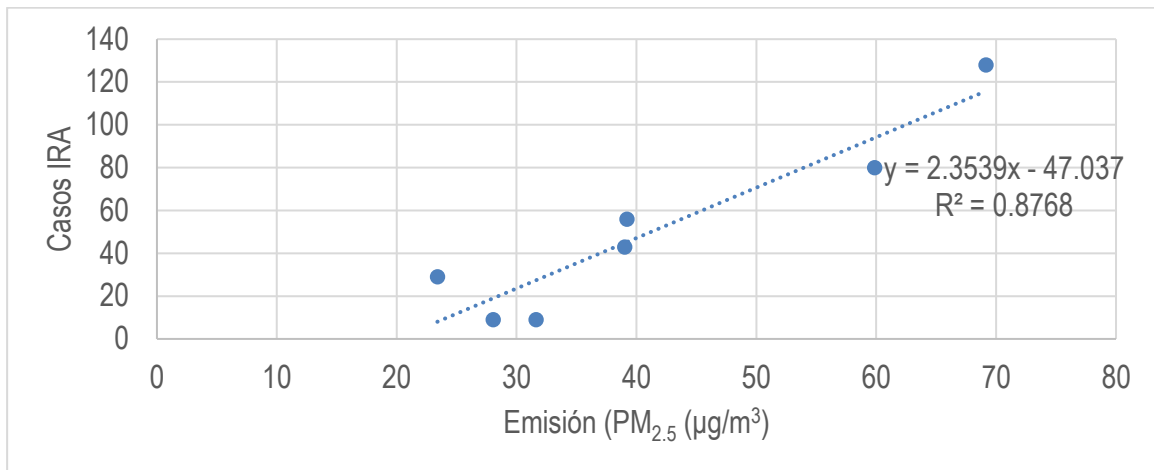
Para el 2025 si no se realiza ningún cambio, aumentaría en un 45% los costos por hospitalización de IRA; para el 2030 aumentaría un 50%; por lo cual se recomienda de acuerdo a los resultados obtenidos cambiar los horarios de la circulación de los camiones.

4.4.4. Análisis de casos IRA y emisiones por comuna

Con base a los resultados mostrados anteriormente, se hace un análisis de correlación lineal en el cual se compara para las diferentes comunas los casos de IRA con la emisión de $PM_{2.5}$ $\mu g/m^3$ como

se observa en la Figura 69, en el cual, el aumento $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ puede generar al año 2,35 casos de IRA en Medellín.

Figura 69 Casos IRA ves Emisión $\text{PM}_{2.5}$



Fuente: Elaboración propia

Este resultado se comparó con un estudio realizado en Pereira en el cual se determinó que por $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de exposición anual a material particulado, puede incrementar en 1,98 casos de IRA, los resultados de este estudio fueron similares al realizado en Pereira.

4.4.5. Descripción y resultados con otros estudios

Morales et al, (2012) realizó un estudio de valoración económica sobre el efecto en la salud por fuentes móviles en Pereira, Ciudad de Colombia, en el cual se aplicaron técnicas de correlación (especialmente no paramétrica de Spearman) y modelos de regresión lineal; los costos ambientales, la evaluación se realizó con la población hospitalizada; se concluye que por cada $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de exposición anual a MP_{10} , se producen 1.974 casos de IRA por año y se aumenta la tasa de morbilidad por IRA en un 0,52%. Así mismo, se halló el umbral de exposición a MP_{10} , indicando que a partir de $23,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se producen enfermos por IRA. Estimaron que la población afectada por IRA que es susceptible de hospitalización asciende al 0,48% del total de los datos por morbilidad. Se encontró

como promedio de costos por enfermedad (consulta, hospitalización y tratamiento) un valor de \$4.061.328.

Bernal et al, (2017), realizó un estudio en el cual se estimó que el costo promedio de un paciente con IRA hospitalizado fue \$759.437 (RIC\$639.132-\$879.742) al día; el rubro que representó un mayor peso en el total del costo por caso hospitalizado fue la estancia hospitalaria, con el 64%. Se concluye que las IRA representan una elevada carga económica.

El Clean air institute, 2013 estima que la carga de enfermedad atribuible a la contaminación por material particulado en el AMVA durante 2011 son 1.920 casos de los cuales 440 son admisiones hospitalarias por exposición aguda. De acuerdo con la información obtenida el 9.2% (1,150 casos) de las mortalidades durante 2011 pueden ser potencialmente atribuidas a la contaminación atmosférica. La Organización Mundial de la Salud estimó en un 17% las muertes atribuibles a la contaminación atmosférica en el país para el año 2004. Pese a la mejora de este indicador, siguen existiendo oportunidades de mejora en la gestión de la calidad del aire. La información obtenida muestra que 30 casos de mortalidades en niños menores de 1 año pueden atribuirse a la contaminación atmosférica. Esto representa cerca del 10% de las muertes en este grupo etéreo.

Al realizar una comparación entre el estudio realizado por el Clean Air Institute y el desarrollado en este trabajo, tenemos que el primero tiene una cantidad de número de 440 casos para el 2011, en el caso del estudio actual para el HCON se tiene un total de casos de 357 para el 2016; las metodologías empleadas fueron diferentes y se realizaron ambos estudios bajo supuestos distintos; sin embargo la carga por enfermedad es representativa para ambos casos; para este estudio los 357 casos representan el 0.02% del total de población para el municipio de Medellín el cual corresponde para el 2016 de 2.486.723 habitantes.

Al comparar los costos por IRA en el estudio de Morales et al, (2012) y Bernal et al, (2017), se tiene que en el primero el costo por hospitalización equivale a \$4.061.328 los 5 días en promedio que dura una hospitalización, es decir en promedio por día la hospitalización equivale a \$ 812.265, un valor similar a Bernal et al (2017) con \$759.437; para este estudio se empleó la información de este último, debido a que era información más reciente, este valor se trajo a valor presente de acuerdo al aumento

del salario mensual legal vigente para el 2018, con un costo de hospitalización promedio por día de \$ 869.479; una diferencia aproximada de 10% entre los diferentes estudios.

5. CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO

A continuación, se describen las conclusiones que se obtuvieron a lo largo del desarrollo de esta tesis y que responden a los objetivos planteados. Además, del trabajo futuro que puede derivarse de este.

5.1. Conclusiones

- Con base en información de estudios de este tipo, se pueden crear políticas o normas de manera que se pueda disminuir las emisiones al corto y mediano plazo, debido a que se comprende cómo es la dinámica real de la circulación de camiones.
- La aplicación de modelos o programas computacionales es el punto de partida para establecer escenarios espacio-temporales en determinadas regiones. Las metodologías creadas y empleadas para evaluar la calidad del aire, en diferentes regiones del mundo, han identificado las emisiones vehiculares como una de las fuentes que mayor aporta en la contaminación. Por esta razón a través del tiempo se han hecho esfuerzos en mejorar e implementar variables tanto ambientales como vehiculares que se aproximen más a la realidad, y que puedan ser estimadas con el uso de software y metodologías acorde a las condiciones ambientales. La falta de un modelo de emisiones vehiculares limita la capacidad de la toma de decisiones para diseñar y evaluar el impacto de estrategias de control. Esto se debe a que en la medida que avanza el nivel de complejidad de las estrategias de control, la necesidad de contar con información de mejor calidad aumenta.
- En Medellín, en los últimos años, se ha visto la necesidad de estimar las emisiones de los contaminantes atmosféricos debido a que esta se encuentra en un constante crecimiento y la cantidad de vehículos aumenta exponencialmente aumentando así la contaminación y con esto la afectación en la salud, los modelos empleados como el IVE y el LEAP han sido base fundamental para conocer el comportamiento de las emisiones, sin embargo estos estudios aún

son globales, se requiere buscar alternativas de estimación de emisiones por medio de modelos de microescala.

- El modelo HBEFA utilizado para este estudio es una buena herramienta porque permitió conocer el comportamiento de la emisión a escala más detallada, segundo a segundo, y de esta manera realizar análisis y conclusiones de mejor calidad.
- La velocidad de circulación, la aceleración y desaceleración de los camiones son de suma importancia en la emisión de contaminantes atmosféricos, las altas y bajas velocidades aumentan las emisiones, por lo cual, se deben crear políticas y normas para que los vehículos operen en rangos de velocidades de manera que las emisiones sean menores. En los resultados de este estudio, las velocidades ideales de circulación son entre 20 y 50 km/h de acuerdo a la información de la Figura 32. Adicionalmente, se deben crear políticas de buenas prácticas de conducción debido a que los conductores en algunas ocasiones frenan y aceleran de forma indebida aumentando así las emisiones.
- Las emisiones de $PM_{2.5}$ de los camiones con ACPM son mayores con respecto a los que utilizan gasolina. Se deben crear normas y políticas que permitan que los camiones de las diferentes empresas trabajen con tecnología EURO superiores a III para que las emisiones de este contaminante disminuyan en el tiempo. Esto se puede lograr por medio de incentivos que permitan a las empresas ver esto como un beneficio ambiental y económico.
- Los resultados del estudio de cargue y descargue nocturno realizado por Ministerio de transporte en el año 2017 y los de este estudio fueron muy similares con respecto a la velocidad, donde para el primero se observa una eficiencia de 21,4% en la velocidad promedio de recorrido en HNC con respecto al HCON; en el segundo una eficiencia de 14,2% entre los dos horarios. La diferencia entre el resultado en HCON entre los estudios es de 7,7% y en HNC es de 0,8%. Esto permite concluir que los datos tomados y procesados en ambos estudios son coherentes.

- Valorar económicamente los efectos de la salud por contaminación permite tener un panorama de cuando le cuesta al AMVA, a la sociedad, el estado, etc. La circulación de camiones y sus emisiones, en el margen global los camiones se relacionan directamente en la economía, sin embargo, en algunos casos no se consideran las externalidades negativas que estos generan, es por esta razón que es importante realizar este tipo de estudios para conocer realmente los costos de las externalidades negativas que estos generan y como pueden disminuir en el tiempo.
- Los estudios de descripción de costos son parte central de la evaluación económica en salud. Éstos cuantifican económicamente los recursos consumidos en la prevención, tratamiento y cuidado de la enfermedad. Son importantes porque estiman la cantidad de dinero que se ahorraría en ausencia de enfermedad, la cual podría ser direccionada hacia otros sectores.
- En un sistema de salud como el colombiano, existen muchas dificultades para obtener información sobre costos, debido a problemas relacionados con la generación de la información y la aplicación de protocolos en hospitales, especialmente aquellos de primer nivel de atención. Las IRA son un grupo de enfermedades muy frecuentes en un país tropical como Colombia, por lo que generan una alta demanda al sistema de salud. Esto implica un problema de salud pública por el número de pacientes y la cantidad de recursos que se emplean en su tratamiento.
- En los resultados obtenidos, si valoramos económicamente los efectos en la salud por las emisiones de camiones y estos continúan circulando el 100% en HCON para el 2025 aumentaría en un 45% los costos por hospitalización de IRA y para el 2030 aumentaría un 50%; por lo cual se recomienda de acuerdo a los resultados obtenidos cambiar los horarios de la circulación de los camiones o distribuirlos un 40% en HCON y 60% en HNC y la flota de camiones sea igual o superior a EURO III.

5.2. Trabajos futuros

Realizar este tipo de estudio con una muestra que incluya todo el parque automotor que permita conocer la emisión de contaminantes de fuentes móviles por medio de mediciones de velocidad para

los diferentes tipos de transporte. Además, se recomienda a las diferentes secretarías tener una base de datos actualizadas sobre aforos vehiculares con el fin de hacer proyecciones y ampliar el margen de la muestra a datos reales de circulación de camiones en el AMVA.

Realizar un estudio para conocer la dispersión de las emisiones de contaminantes en HNC de manera que se pueda determinar si el cambio de horario si es un beneficio o por el contrario generaría un problema de salud pública mayor al mediano y largo plazo debido a la capa límite de mezcla.

Realizar el estudio con la ubicación de vivienda y trabajo de las personas que presentan signos de IRA, esto con el fin de tener más certeza y generar resultados más cercanos a la realidad sobre los efectos que tienen los camiones sobre los efectos en la salud, debido a que las personas se pueden enfermar por el lugar en donde trabajan porque es donde pasan la mayoría del tiempo, adicionalmente se puede realizar el estudio con todo el parque automotor.

6. ANEXOS

Anexo – Escenario B

BIBLIOGRAFÍA

Gecatech. (2017). *Convenio de Asociación No . CA 335 de 2016 MARZO DE 2017.*

Aguiar Gil -Universidad de Antioquia, D., Mario Calle Palacio -Instituto Tecnológico Metropolitano, J., Fernando Hernández Vasco -Instituto Tecnológico Metropolitano, D., y Luis González Manosalva -Instituto Tecnológico Metropolitano, J. (2010.). *Medellin y su calidad del aire.* Retrieved from [https://escuela-ids.itm.edu.co/calidad-del-aire/images/Contextualización Medellín y su Calidad de Aire.pdf](https://escuela-ids.itm.edu.co/calidad-del-aire/images/Contextualización%20Medellín%20y%20su%20Calidad%20de%20Aire.pdf)

Alonso Fustel, E., Martínez Rueda, T., Cambra Contín, K., Lopez Carrasco, L., Boldo Pascua, E., Zorrilla Torras, B., Medina, S. (2005). Health impact evaluation of particle air pollution in five Spanish cities. European APHEIS project. *Revista Espanola de Salud Publica*, 79(2), 297–308. Retrieved from <http://www.redalyc.org/pdf/170/17079217.pdf>

Alonso, W., y Aristizabal, G. (2008). Estimation of the Emission Polluting Agents By Motorcycles in the Aburra Valley. *Dyna*, 156, 241–250.

- Ambiente, M., y Governors, W. (2007). *Guía metodológica para la estimación de emisiones vehiculares en ciudades mexicanas*. Retrieved from <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD001557.pdf>
- Arciniegas Suárez. (2012). Diagnóstico y control de material particulado: partículas suspendidas totales y fracción respirable PM 10. *Luna Azul*, (34), 195–213.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2015). *Protocolo del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica en el Valle de Aburrá. Actualización 2015. Convenio de Asociación No. 315 de 2014*. (315), 109.
- Arnedo-Pena, A., García-Marcos, L., Carvajal Urueña, I., Busquets Monge, R., Morales Suárez-Varela, M., Miner Canflanca, I., González Díaz, C. (2009). Air pollution and recent symptoms of asthma, allergic rhinitis, and atopic eczema in schoolchildren aged between 6 and 7 years. *Archivos de Bronconeumología*, 45(5), 224–229. [https://doi.org/10.1016/S1579-2129\(09\)72152-4](https://doi.org/10.1016/S1579-2129(09)72152-4)
- Avila y Lora, (2015). *Metodología para realizar inventarios de fuentes móviles de contaminación atmosférica en la ciudad de Cartagena*. Retrieved from <http://190.25.234.130:8080/jspui/handle/11227/1542>
- Ballester, F. (2005). Contaminación atmosférica, cambio climático y salud. *Revista Española de Salud Pública*, 79(2), 159–175. Retrieved from http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1135-57272005000200005
- Ballester, F. (2005b). Vigilancia de riesgos ambientales en Salud Pública. El caso de la contaminación atmosférica. *Gaceta Sanitaria*, 19(3), 253–257. <https://doi.org/10.1157/13075960>
- Ballester, F., Llop, S., Querol, X., y Esplugues, A. (2014). Evolución de los riesgos ambientales en el contexto de la crisis económica. Informe SESPAS 2014. *Gaceta Sanitaria*, 28(S1), 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2014.03.004>
- Barth, M., Younglove, T., y Scora, G. (2005). Development of a Heavy-Duty Diesel Modal Emissions and Fuel Consumption Model. *Environmental Research*, (January).
- Bedoya, I., Arrieta, A., Cadavid, F., y Pareja, J. (2007). Efecto del grado de carga y la cantidad del combustible piloto en el comportamiento mecánico ambiental de un motor dual diesel-biogás para generación de electricidad. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 1(42),

- 79–93. <https://doi.org/0120-6230>
- Bedoya, J., y Martínez, E. (2008). Calidad del Aire en el Valle de Aburrá. Antioquia Colombia. *Revista Dyna*, 158, 7–15.
- Behrisch, Weber y Conference, S. (2015). *Modeling Mobility with Open Data*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-15024-6>
- Bernal-Aguirre, C., Carvajal-Sierra, H., y Alvis-Zakzuk, N. J. (2017). Costos económicos de la infección respiratoria aguda en un Municipio de Colombia. *Revista de La Universidad Industrial de Santander. Salud*, 49(3), 470–477. <https://doi.org/10.18273/revsal.v49n3-2017005>
- Blanca, A. (n.d.). Plan Operacional de episodios críticos de Contaminación atmosférica-POECA. *Intelligence-Territoriale.Eu*, 6–23.
- Boldo, E., Linares, C., Aragonos, N., Lumbreras, J., Borge, R., de la Paz, D., ... López-Abente, G. (2014). Air quality modeling and mortality impact of fine particles reduction policies in Spain. *Environmental Research*, 128, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.10.009>
- Borrego., Amorim, Tchepel, Dias, D., Rafael, S., Pimentel, Coelho, M. C. (2016). *Urban scale air quality modelling using detailed traffic emissions estimates*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.017>
- Brodrick, Dwyer, Farshchi, Harris y King, (2002). Effects of engine speed and accessory load on idling emissions from heavy-duty diesel truck engines. *Journal of the Air y Waste Management Association (1995)*, 52(9), 1026–1031. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470838>
- Brom, S. E. (2011). *Using the MOVES and EMFAC Emissions Models in NEPA Evaluations*. Retrieved from <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-08/documents/using-the-moves-and-emfac-emissions-models-in-nepa-evaluations-pg.pdf>
- Brown, King Mitchell, Squier, Harris y Kinsey. (2002). On-road facility to measure and characterize emissions from heavy-duty diesel vehicles. *J Air Waste Manag Assoc*, 52(4), 388–395. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470797>
- Cantor, L. Q. (2012). *Evaluación de los inventarios de emisiones de fuentes móviles de Bogotá mediante datos de la red de calidad de aire*. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/9932/1/292547.2012.pdf>
- Carolina Castro Peña Lina Margarita Escobar Winston, P. (2006). *Estimación de las emisiones*

contaminantes por fuentes móviles a nivel nacional y formulación de lineamientos técnicos para el ajuste de las normas de emisión.

- Castro, M. y Eugenia, A. (2005). Efectos sobre la salud humana producidos por la contaminación del tráfico. Perspectivas de educación ambiental en el transporte público para una movilidad. ... *Ambiental. Documento* [Http://Www. Ugr. Es ...](http://www. Ugr. Es ...), 119, 114–119. Retrieved from <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd27/higsand17.pdf>
- CIEA, Contraloría General de Medellín, y Universidad Nacional de Colombia-sede Medellín. (2019). *Cuantificación física y económica del impacto de la contaminación atmosférica en la salud de la población de la ciudad de Medellín.* (01).
- Clark, N. N., Kern, J. M., Atkinson, C. M., y Nine, R. D. (2002). Factors Affecting Heavy-Duty Diesel Vehicle Emissions. *Journal of the Air y Waste Management Association*, 52(1), 84–94. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470755>
- Clean Air, I. (2013). *Estrategias Ambientales Integradas. Proyecto: Desarrollo De Una Estrategia Ambiental Integrada Para Una Movilidad Sustentable En El Área Metropolitana Del Valle De Aburra Fase 1.* 147.
- Clean Air Institute y Area Metropolitana. (2011). *Estrategias Ambientales Integradas: Desarrollo de una Estrategia Ambiental El Área Metropolitana del Valle de Aburra Fase 1.* 1–99. Retrieved from http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/isdocConvenio243/INFORME_FASE_1 ESTRATEGIAS AMBIENTALES INTEGRADAS.pdf
- Comisión Nacional de Medio Ambiente. (2009). *Guía Metodológica Para La Estimación de Emisiones Atmosféricas de Fuentes Fijas y Móviles En El Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes.* 146. Retrieved from www.retc.cl
- Correa-Espinal., Cogollo Flórez, y Salazar López, (2010). Evaluación del efecto de la conducción eficiente en el consumo de combustible en vehículos de transporte de carga pesada usando diseño de experimentos. *Producción + Limpia*, 5(1), 95–112.
- Costa, C. (2010). Resolución número 610 (24 de marzo de 2010). *Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial*, (610), 1–8. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470755>
- Demir, E., Huang, Y., Scholts, S., y Van Woensel, T. (2015). A selected review on the negative

- externalities of the freight transportation: Modeling and pricing. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 77, 95–114. <https://doi.org/10.1016/j.tre.2015.02.020>
- Elkin, L., y Ramos, G. (2008). *Proyección De Emisiones Vehiculares En Bogotá D.C., a 2050 Usando Como Año Base El Año 2008*.
- Elliott, M. A., Nebel, G. J., y Rounds, F. G. (2012). The Composition of Exhaust Gases from Diesel, Gasoline and Propane Powered Motor Coaches*. *Journal of the Air Pollution Control Association* ISSN:
- EMFAC2014 Volume I - User's Guide*. (2014).
- EPA. (2014). *MOVES2014a User Guide*. 266.
- Fontaras, G., Franco, V., Dilara, P., Martini, G., y Manfredi, U. (2014). Development and review of Euro 5 passenger car emission factors based on experimental results over various driving cycles. *Science of the Total Environment*, 468–469(2014), 1034–1042. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.043>
- Franco, V., Fontaras, G., y Dilara, P. (2012). Towards Improved Vehicle Emissions Estimation in Europe. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 48, 1304–1313. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.06.1106>
- Gallus, J., Kirchner, U., Vogt, R., € Orensen, C. B., y Benter, T. (2016). On-road particle number measurements using a portable emission measurement system (PEMS). *Atmospheric Environment*, 124, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.012>
- García, A. T., y Falcón, F. A. (2003). *Revista Española de Clínica e Investigación*. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/revista?codigo=3182>
- García, J., y García, J. (2006). Biocarburantes Líquidos: Biodiésel Y Bioetanol. In *Fundación para el crecimiento de Madrid CEIM*. Madrid.
- Gaviria, C. F., Muñoz, J. C., y González, G. J. (n.d.). *Contaminación del aire y vulnerabilidad de individuos expuestos: un caso de estudio para el centro de Medellín Air pollution and vulnerability of exposed individuals: the case of downtown Medellín*. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/rfnsp/v30n3/v30n3a08.pdf>
- GCE. (2000). *Grupo consultivo de expertos sobre las comunicaciones nacionales de las partes no incluidas en el anexo i de la convención (gce) manual del sector de la energía Quema de*

Combustibles.

- Goel, R., Guttikunda, S. K., Mohan, D., y Tiwari, G. (2015). Benchmarking vehicle and passenger travel characteristics in Delhi for on-road emissions analysis. *Travel Behaviour and Society*, 2, 88–101. <https://doi.org/10.1016/j.tbs.2014.10.001>
- Hausberger, S., Rexeis, M., Zallinger, M., y Luz, R. (2009). Emission Factors from the Model PHEM for the HBEFA Version 3. *University of Technology, Graz, Report Nr. I-20/2009 Haus-Em*, 33(I), 679. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Emission+Factors+from+the+Model+PHEM+for+the+HBEFA+Version+3#1>
- Holmén, B. A. (2014). *Implications of Driving Style and Road Grade for Accurate Vehicle Activity Data and Emissions Estimates*.
- Instituto Nacional de Ecología y cambio. (2012). Los vehículos automotores como fuentes de emisión. *Guía Metodológica Para La Estimación de Emisiones Vehiculares*, 25–34. Retrieved from <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/618/vehiculos.pdf>
- James Gauderman, W., Frank Gilliland, G., Vora, H., Avol, E., Stram, D., McConnell, R., ... Peters, J. M. (2002). Association between air pollution and lung function growth in Southern California children: Results from a second cohort. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 166(1), 76–84. <https://doi.org/10.1164/rccm.2111021>
- Janssen, N. A. H., Brunekreef, B., van Vliet, P., Aarts, F., Maliefste, K., Harssema, H., & Fischer, P. (2003). The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyperresponsiveness, and respiratory symptoms in Dutch schoolchildren. *Environmental Health Perspectives*, 111(12), 1512–1518. <https://doi.org/10.1289/ehp.6243>
- Keller, M., y Consulting, M. K. (2014). *HBEFA - Status, Outlook HBEFA – Overview*. (May).
- Khan, Clark, Thompson, Wayne, Gauta, Lyons y Hawelti, D. (2006). Idle emissions from heavy-duty diesel vehicles: review and recent data. *Journal of the Air y Waste Management Association* (1995), 56(10), 1404–1419. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464551>
- Krecl, P., Johansson, C., Targino, A. C., Ström, J., y Burman, L. (2017). Trends in black carbon and size-resolved particle number concentrations and vehicle emission factors under real-world conditions. *Atmospheric Environment*, 165, 155–168.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.036>

- Lara, Mendoza, Mart, W., Elia, y Alonso. (2009). *Propuesta metodológica para la estimación de emisiones vehiculares en ciudades de la República Mexicana*. (322). Retrieved from <http://imt.mx/archivos/Publicaciones/PublicacionTecnica/pt322.pdf>
- Larsen, B. (2004). *Colombia cost of environmental damage: A Socio-Economic and Environmental Health Risk Assessment Prepared for: Ministry of Environment, Housing and Land Development Republic of Colombia Table of Content*.
- Linares, C., y Díaz, J. (2009). Efecto de las partículas de diámetro inferior a 2,5 micras (PM_{2,5}) sobre los ingresos hospitalarios en niños menores de 10 años en Madrid. *Gaceta Sanitaria*, 23(3), 192–197. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2008.04.006>
- Liu, Y. L., Ge, Y. E., y Gao, H. O. (2014). Improving estimates of transportation emissions: Modeling hourly truck traffic using period-based car volume data. *Transportation Research Part D*, 26, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2013.10.007>
- Londoño, J., Correa, M. A., y Palacio, C. A. (2011). Estimación de las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de fuentes móviles en el área urbana de Envigado, Colombia. *Revista EIA*, (16), 149–162.
- López, E. M., Quiroz, C. M., Cardozo, F. D., y Espinosa, A. M. (2007). Contaminación atmosférica. Facultad Nacional de Salud Pública-Universidad de Antioquia. Retrieved from [http://itagui.areadigital.gov.co/institucional/Documents/Contaminacion Atmosferica y efectos hacia la salud - Efectos en la Salud \[3 de 4\].pdf](http://itagui.areadigital.gov.co/institucional/Documents/Contaminacion%20Atmosferica%20y%20efectos%20hacia%20la%20salud%20-%20Efectos%20en%20la%20Salud%20[3%20de%204].pdf)
- Ltda, C. (2011). [columbus_v-990_user_manual_v1.0_eng.pdf](#).
- Maria Victoria, T. (UPB), y Sebastián. (2018). Actualización inventario de emisiones atmosféricas del valle de aburrá – año 2016.
- Martín, F., y Sala, V. (2004). Estudio comparativo entre los combustibles tradicionales y las nuevas tecnologías energéticas para la propulsión de vehículos destinados al transporte. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Martín Martín, F., y Sala Gómez, V. (2004). Estudio comparativo entre los combustibles tradicionales y las nuevas tecnologías energéticas para la propulsión de vehículos destinados al transporte. Retrieved from <http://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/3686>

- Martínez, L. Elkin; Quiroz, Carlos M.; Rúa, J. A. (2011). Morbilidad respiratoria asociada con la exposición a material particulado en el ambiente * Respiratory morbidity associated with exposure to particulate matter. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 29(4), 454–460.
- Medellín, López, R. A., Luis, J., Arango, M., Estrada, y Higueta,. (2015). *De calidad de vida*.
- Ministerio de Ambiente-Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Política de Prevención y Control de la Contaminación del Aire. *Dirección de Desarrollo Sectorial Sostenible*, 1–50. Retrieved from https://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/Políticas_de_la_Dirección/Política_de_Prevención_y_Control_de_la_Contaminación_del_Aire.pdf
- Ministerio de Transporte. (2005). *Caracterización del Transporte en Colombia Diagnostico y Proyectos de Transporte e Infraestructura*. 133. Retrieved from file:///C:/Users/user/Downloads/Caracterizacion_Transporte_Colombia (4).pdf
- Morales, T., Martínez, J. A., y Varela, S. (2012). Valoración Económica del Efecto sobre la Salud de la Contaminación Atmosférica Por Fuentes Móviles En Pereira. *Scientia et Technica XVII*, 52(52), 225–234.
- Muñoz, A., Paz, J., y Quiroz, C. (2007). Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud de adultos que laboran en diferentes niveles de exposición. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública*, 25(2), 85–94. Retrieved from https://repositorio.uam.es/xmlui/bitstream/handle/10486/11214/55964_Tesis_Elena_Boldo.pdf?sequence=1
- OMS. (2005). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización mundial 2005*. 25. Retrieved from http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/es/
- Origen y Hogares. (2012). *Carga Para El Valle De Aburrá*.
- Ospina, C., Holguín, H., Castañeda, Á., Marín, D., Jaimes, M., y Cadavid, M. (2010). Mortalidad. *Estadísticas de Antioquia*.
- Ospina, Enrique, Duran, M., Vigilancia, D., Del Riesgo En, A., Pública, S., ... Barbosa Ramírez, J. (2016). *Vigilancia y analisis del riesgo en salud pública protocolo de vigilancia en salud pública infección respiratoria aguda (ira) protocolo de vigilancia en salud pública infección respiratoria aguda (IRA) Hernán Quijada Bonilla*.

- Osses, M. (2003). *Modelo de emisiones ¿ qué es modem ?*
- Parra, Q., Vargas, Q., Juliana, M., Martínez, H., y Antonio, J. (2010). *Caracterización fisicoquímica del material*. (March 2016).
- Pilinis, C., y Seinfeld, J. H. (1987). Continued development of a general equilibrium model for inorganic multicomponent atmospheric aerosols. *Atmospheric Environment* (1967), 21(11), 2453–2466. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(87\)90380-5](https://doi.org/10.1016/0004-6981(87)90380-5)
- Plazas Certuche, J. A., Lema Tapias, A., y León Pelaez, J. D. (2009). *Una propuesta estadística para la evaluación del impacto ambiental de proyectos de desarrollo*. 62(1), 4937–4955.
- Prieto, I. (2010). *Reducción de emisiones de óxidos de nitrógeno*.
- Quijano Parra, Alfonso; Quijano Vargas, Monica Juliana; Henao Martínez, J. A. (2010). Caracterización fisicoquímica del material particulado fracción respirable PM2.5 en Pamplona-Norte de Santander-Colombia. : : *Revista de La Facultad de Ciencias*, 8(1), 1–20. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90315226007#>
- Rave, C. (2008). Identificación de zonas críticas por contaminación atmosférica en el área metropolitana del Valle de Aburrá, para el apoyo en la toma de decisiones de ordenamiento ambiental y territorial. *Investigación En Gestión y Ambiente*, 11(1), 55–66. Retrieved from <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/download/1417/2037>
- Rojas, N. (2004). Revisión de las emisiones de material particulado por la combustión de diesel y biodiesel. *Revista de Ingeniería. Universidad de Los Andes*, 20, 58–68. <https://doi.org/10.16924%2Friu.v0i20.421>
- Rosales-castillo, J. A., Torres-meza, V. M., Olaiz-fernández, G., y Borja-aburto, V. H. (2001). Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población : evidencias de estudios epidemiológicos. *Revista de Salud Pública de México*, 43(6), 544–555. <https://doi.org/10.1590/S0036-36342001000600005>
- Sarrazola, A. (2018). *Control para redes de tráfico urbano considerando emisiones de fuentes móviles*. 95.
- Sarrazola, A., Mejía Estrada, E., Arroyo, y Espinosa, J. (2018). Reduction of vehicle emissions for urban traffic networks. *IET Seminar Digest*, 2018(1), 155–161.
- Severiche, C. A., y Acevedo, R. L. (2013). Biogás a partir de residuos orgánicos y su apuesta como

- combustibles de segunda generación. *INGENIUM - Revista de La Facultad de Ingeniería*, 28(28), 6–15.
- Sivalingam, M., Mahapatra, S. S., Hansdah, D., y Hora, B. (2015). Validation of some engine combustion and emission parameters of a bioethanol fuelled DI diesel engine using theoretical modelling. *Alexandria Engineering Journal*, 54, 993–1002. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2015.09.003>
- Sociedad Nacional de Minería, P. y E. (2011). *El Gas Natural Vehicular - GNV*.
- Swanson, B., Talbot, E., y Dumont, J. (2010). *Analysis of Moves and Cmem for Evaluating the Emissions Impacts of an. 500*(August), 13. Retrieved from [http://www.rsginc.com/sites/default/files/publications/117.Analysis of MOVES and CMEM for Evaluating the Emissions Impacts of an Intersection Control Change.pdf](http://www.rsginc.com/sites/default/files/publications/117.Analysis%20of%20MOVES%20and%20CMEM%20for%20Evaluating%20the%20Emissions%20Impacts%20of%20an%20Intersection%20Control%20Change.pdf)
- Tomasini, D. (2008). Valoración económica del ambiente. *Agrosistemas: Impacto Ambiental y Sustentabilidad*, 187–213.
- Toro Gómez, Sebastián Ruiz Gómez. (2015). *Inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá, actualización 2015*. (C).
- Toro, V. (2010). Plan de descontaminación del aire en la región metropolitana del Valle de Aburrá. *Producción+Limpia*, 10–26. Retrieved from <http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/Paginas/plandedescontaminacion.aspx>
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2002). *Health Assessment Document For Diesel Engine Exhaust*.
- Universidad Nacional de Colombia, S. B. (2018). *Piloto de cargue y descargue nocturno en el área metropolitana del valle de aburrá*.
- University of Southern California. (2007). Impactos de Salud por la Contaminación del Aire. *Development*, (562), 3. Retrieved from http://hydra.usc.edu/scehsc/Web/Resources/Speaker's_Kit/HealthImpacts_SP.pdf
- US EPA. (2004). *Technical Guidance on the Use of MOBILE6 . 2 for Emission Inventory Preparation*. (August), 82.
- Valencia, A. G., y Gallo, M. H. G. (2010). Diagnóstico ambiental y técnico mecánico del sector volquetas del Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (Spanish). *Environmental Analysis and*

- Technical Mechanical Dump Trucks Sector in the Metropolitan Area of Valle de Aburrá. (English)*, 5(1), 39–57. Retrieved from <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=79660769&lang=es&site=ehost-live>
- Vargas Marcos, F. (2005). La contaminación ambiental como factor determinante de la salud. *Revista Española de Salud Pública*, 79(2), 117–127. <https://doi.org/10.1590/S1135-57272005000200001>
- Vieira, S. E., Stein, R. T., Ferraro, A. A., Pastro, L. D., Pedro, S. S. C., Lemos, M., Saldiva, P. H. (2012). Urban Air Pollutants Are Significant Risk Factors for Asthma and Pneumonia in Children: The Influence of Location on the Measurement of Pollutants. *Archivos de Bronconeumología (English Edition)*, 48(11), 389–395. <https://doi.org/10.1016/j.arbr.2012.08.002>
- Villamizar, L. A. R., López, A. B. H., Ortiz, H. C., Velázquez, J. N., & Cala, L. M. V. (2010). Incidencia de síntomas respiratorios y su asociación con contaminación atmosférica en preescolares: un análisis multinivel. *Cadernos de Saúde Pública*, 26(7), 1411–1418. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2010000700020>
- Wallace, H. W., Jobson, B. T., Erickson, M. H., McCoskey, J. K., VanReken, T. M., Lamb, B. K., ... Zhang, W. (2012). Comparison of wintertime CO to NO_x ratios to MOVES and MOBILE6.2 on-road emissions inventories. *Atmospheric Environment*, 63, 289–297. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.062>
- Wu, Y., Song, G., y Yu, L. (2014). Sensitive analysis of emission rates in MOVES for developing site-specific emission database. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 32, 193–206. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2014.07.009>
- Xie, Y., Chowdhury, M., Bhavsar, P., y Zhou, Y. (2012). An integrated modeling approach for facilitating emission estimations of alternative fueled vehicles. *Transportation Research Part D*, 17, 15–20. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2011.08.009>
- Zamboni, G., André, M., Roveda, A., y Capobianco, M. (2015). Experimental evaluation of Heavy Duty Vehicle speed patterns in urban and port areas and estimation of their fuel consumption and exhaust emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 35, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2014.11.024>

- Zavala, M., Barrera, H., Morante, J., Molina, L. T., y Zavala, M. (2013). Analysis of model-based PM2.5 emission factors for on-road mobile sources in Mexico. *Atmósfera*, 26, 109–124. [https://doi.org/10.1016/S0187-6236\(13\)71065-8](https://doi.org/10.1016/S0187-6236(13)71065-8)
- Zhang, K., y Batterman, S. (2010). Near-road air pollutant concentrations of CO and PM2.5: A comparison of MOBILE6.2/CALINE4 and generalized additive models. *Atmospheric Environment*, 44(14), 1740–1748. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.02.008>
- Zhang, Y., Yao, Z., Shen, X., Liu, H., y He, K. (2015). Chemical characterization of PM 2.5 emitted from on-road heavy-duty diesel trucks in China. *Atmospheric Environment*, 122, 885–891. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.07.014>
- Zhao, Y., y Sadek, A. W. (2013). Workshop on Agent-based Mobility, Traffic and Transportation Models, Methodologies and Applications (ABMTRANS'13) Computationally-Efficient Approaches to Integrating the MOVES Emissions Model with Traffic Simulators. *Procedia Computer Science*, 19, 882–887. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2013.06.118>